



lebensministerium.at



lebensministerium.at

KENNTNISSTAND ZUR FRAGE DES STICKSTOFFAUSTRAGS IN KOMPOST- DÜNGUNGSSYSTEMEN

ZL. 34 2500/48-III/4/99
Endbericht
31.12.2003

Für die wertvolle Unterstützung bei der Literaturerhebung und –auswertung sei Frau Dipl.Ing. Jutta Geszti und Herrn Dipl.Ing. Christof Weissteiner sehr herzlich gedankt.

Dank gebührt auch all jenen Kollegen und Kolleginnen, die für diese Arbeit Literatur zur Verfügung gestellt haben.

Inhaltsverzeichnis

1	AUSGANGSLAGE	7
2	EINIGE GRUNDLAGEN DES STICKSTOFFHAUSHALTS	11
2.1	Einführung	11
2.2	Zusammenstellung der Einflussgrößen von Standort und Boden auf die Stickstoffmineralisierung und –auswaschung des Bodens	14
2.2.1	Prozesse der Stickstoffdynamik in Böden	14
2.2.1.1	N-Mineralisierung.....	17
2.2.1.2	N-Immobilisierung.....	22
2.2.1.3	Nitrifikation	23
2.2.1.4	Ammonium-Fixierung.....	24
2.2.1.5	Stickstoffentzug durch Pflanzen	24
2.2.1.6	Gasförmige N-Verluste	25
2.2.2	N-Auswaschung in Abhängigkeit von Standort- und Bodeneigenschaften.....	26
2.2.2.1	Ausmaß der N-Auswaschung aus landwirtschaftlichen Böden	26
3	N-DYNAMIK UND AUSWASCHUNG BEI KOMPOSTANWENDUNG	33
3.1	Stand der Diskussion.....	33
3.2	Mineralisierung des Kompost-Stickstoffs.....	35
3.2.1	Ergebnisse aus Inkubationsversuchen	35
3.2.2	N-Mineralisierung bei Kompostanwendung	40
3.2.2.1	Einfluss von Kompostart und -eigenschaften sowie die Ausbringungstechnik auf die N-Mineralisierung	46
3.2.2.2	Exkurs: Voraussage der N Mineralisierung mittels neuer analytischer Ansätze	47
3.3	N-Anreicherung im Boden durch Kompostanwendung.....	50
3.4	Anrechnung von N aus Kompost für die Düngebedarfsermittlung	55
3.4.1	Bewertung von N-Bilanzen	58
3.5	Stickstoffauswaschung aus Böden mit Kompostanwendung	61
3.5.1	Lysimeter und Laborversuche	61
3.5.2	Feldversuche	62
4	LITERATUR	73

FAZITS ZU DEN EINZELNEN TEILASPEKTEN

MINERALISIERUNGSDYNAMIK VON STICKSTOFF IN KOMPOSTGEDÜNGTEN BÖDEN

A) Inkubationsversuche

- Laborinkubationsversuche lassen sich nicht im Detail auf verschiedene Freiland-/Bewirtschaftungs-/ Klima- und Bodenbedingungen übertragen, geben jedoch Auskunft über grundlegende Gesetzmäßigkeiten und wahrscheinliche Verhaltensmuster der kurzfristigen Kompost-N-Mineralisierung.
- Die unterschiedlichen Arbeiten geben zwar sich wiederholende Trends an, sind im Detail nur bedingt vergleichbar, da eine große Variationsbreite an Versuchsbedingungen (Kompostarten, Mengen, Inkubationszeiten- und -temperaturen, Bewuchs, Perkolationsstechnik etc.) vorliegt. Durch die Vielzahl an möglichen Einflussgrößen und die bisweilen unzureichende Beschreibung der Versuchsparameter ist eine Feststellung über die wesentliche Ursache von Ergebnissen oft nicht möglich.
- Trotz der oben getroffenen Einschränkungen ist die Streubreite der Ergebnisse relativ gering, so dass sich folgende Grundaussagen ableiten lassen:
 - Junge „Frischkomposte“ führen in der Anfangsphase oft zu N-Immobilisierung bzw. insgesamt zu geringeren Mineralisierungsraten als ausgereifte Komposte.
 - Die Kompostierung von Frischmist reduziert die N-Mineralisierung desselben deutlich.
 - Auch unter optimierten Temperatur- und Feuchtigkeitsbedingungen in Inkubationsversuchen liegen die Mineralisierungsraten zwischen 4,6% (Mittel der Minimalwerte) und 19,5% (Mittel der Höchstwerte) vom zugeführten N_{tot} .
 - In Mischungen mit leichten, sandigen Böden sind die Mineralisierungsraten höher als bei Verwendung von tonhaltigen Böden.

B) Mineralisierung und Kompost-N-Effizienz in Feldversuchen

- Die Versuchsergebnisse müssen strikt unterschieden werden in solche ohne bzw. mit mineralischer N-Ergänzungsdüngung.
- Die mineralische N-Ergänzungsdüngung reduziert i.d.R. die Kompost-N-Effizienz, das heißt die Ausnutzungsrate des zugeführten Kompost-N durch die Kulturpflanzen.
- Bei längerer Vegetationsperiode (zB Mais oder Rübe gegenüber Getreide) wird eine höhere N-Ausnutzung erreicht.
- Die Erstjahreswirkung lag in den Feldversuchen zwischen 2,6 % (Mittel der Minimalwerte) und 10,7 (Mittel der Maximalwerte). Dies lässt eine Reihe von Autoren darauf schließen, dass im ersten Jahr der Anwendung durchschnittlich mit etwa 5 % des Kompost-N als verfügbar gerechnet werden kann.
- Die Folgewirkung (ab dem 3. Jahr nach der Kompostgabe) hängt im wesentlichen von der standort- und bewirtschaftungsbedingten Mineralisierungsdynamik ab liegt bei 2 bis 3 % des zugeführten Kompost-N.
- Bei fortgesetzter Kompostanwendung steigt die Erstjahreswirkung im Lauf der Jahre an. In dem bisher längsten Versuch (21 Jahre) wurde ein Maximalwert von 40 % erzielt.
- Fruchtfolgen mit hohem Nährstoffbedarf können die N-Mineralisierung erhöhen.
- Reifkompost kann in einer kürzeren Zeit mineralisieren als Frischkompost. Frischkompost und Kompost mit weiten C/N Verhältnis führen in der Regel zu N-Immobilisierung.

EINFLUSS VON KOMPOSTQUALITÄT UND AUSBRINGUNGSREGIME

- In der Gesamtbilanz zeichnet sich aus den wenigen vorliegenden Vergleichuntersuchungen ab, dass Unterschiede zwischen Frisch- und Reifkompost und verschiedenen C/N Verhältnissen mittelfristig keine wesentliche Rolle spielen.
- Kurzfristig zeigt sich jedoch eine unterschiedliche Freisetzungsdynamik. Reifkomposte mobilisieren unmittelbar höhere Anteile an mineralischem N als Frischkomposte. Letztere sowie reine Grüngutkomposte mit zugleich weitem C/N Verhältnis > 18 bis 20 führen regelmäßig zur N-Immobilisierung.
- Eine effizientere Stickstoffnutzung aus Kompost kann tendenziell durch
 - einen 2- 3-jährigen statt jährlichen Ausbringungsrythmus in der Fruchtfolge
 - Ausbringung ca. 2-3 Wochen vor der Hauptnutzung statt zur Schwarzbrache im Herbst erzielt werden.
- Dem Wunsch, gezielt Komposte unterschiedlicher Mineralisierungsdynamik und Stickstoffeffizienz durch spezielle Abstimmung der Ausgangsmaterialien, Rottesteuerung bzw. Ausreifungsgrad herzustellen, sind nach bisherigen Erkenntnissen Grenzen gesetzt. Vor allem fehlen vergleichende mittel- bzw. langfristige Untersuchungsergebnisse, in denen die Effekte gut definierter Komposte unterschiedlicher Qualität an Hand fein abgestimmter Parameter erfasst worden wären.

ANALYTISCHE METHODEN ZUR FESTSTELLUNG DER MINERALISIERUNGSDYNAMIK

- Im Bereich der Beurteilung der N-Mineralisierungsdynamik mittels analytischer Prognoseverfahren besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. In die Routineanalytik ist bisher noch keine der vorgestellten Methoden aufgrund folgender Probleme eingegangen:
 - zu geringer Datenpool für eine ausreichend aussagekräftige Interpretation,
 - geringe Verfügbarkeit und hohe Kosten der Analysegeräte bzw. Verfahren,
 - Kombination aus obigen Punkten.
- Zur Abschätzung des Mineralisierungspotenzials insbesondere organischer bzw. organisch gedüngter Böden und zur optimalen Abstimmung von Fruchtfolge und Düngung wäre die Erarbeitung routinefähiger Methoden der Kompost- und Bodenanalyse dringend voranzutreiben.

ANREICHERUNG DES ORGANISCHEN N-POOLS

- Durch die regelmäßige Zufuhr von Kompost in Größenordnungen über 4 bis 7 t TM kommt es zweifelsfrei zur Anreicherung zumindest mittelfristig stabiler organischer Substanz. Damit wird auch der organische N-Pool im Boden erhöht.
- Die überwiegend organische Bindung des Kompost-N bedingt, dass unter Annahme durchschnittlicher Mineralisierungsraten erst nach einem Zeitraum von ca. 100 Jahren mit einem Gleichgewicht zwischen Kompost-N Eintrag und N-Verfügbarkeit aus diesem Pool gerechnet werden kann.
- Eine Anreicherung von organischem N im Boden impliziert im Grundsatz die Gefahr nicht kontrollierbarer bzw. pflanzenbaulich nicht verwertbarer N-Freisetzen und potenzieller Nitrat auswaschungen in Richtung Grundwasser.
- Die Beurteilung der Nützlichkeit und Schadlosigkeit von Kompost und organischen Abfällen als Düngemittel ist somit letztlich nicht nur an die Abfalleigenschaften, sondern

auch und vor allem an einen zeitlich und kulturbezogen fachgerechten Einsatz gebunden. Dieser ist über das Abfallrecht gar nicht und über das Düngerecht nur sehr eingeschränkt bzw. allgemein geregelt. Entscheidend für die Höhe der düngetechnisch anrechenbaren N-Anteile, welche eine Teilmenge des insgesamt freigesetzten N sind, ist somit nicht nur die Materialeigenschaft, sondern das zeitliche Zusammenspiel von N-Freisetzung, Witterung und Pflanzenbedarf. Voraussetzung eines fachgerechten Komposteinsatzes ist die Vermeidung eines Ungleichgewichts zwischen Stickstoff-Netto-Mineralisierung, Speicherkapazität des Bodens sowie Pflanzenentzug.

- Regelmäßige Bodenuntersuchungen auf die Humus- und Stickstoffgehalte sowie eine gute Beobachtung des Pflanzenbestandes müssen bei langjähriger Kompostanwendung die Modelle in der Praxis überprüfen, um in Abhängigkeit von Standorteigenschaften (Boden, Klima) und Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, andere Düngungsmaßnahmen etc) die tatsächliche Entwicklung zu verfolgen.

N-AUSWASCHUNGSPOTENZIAL IN MIT KOMPOST GEDÜNGTEN BÖDEN

- Lysimeterversuche:
 - Die vorliegenden Lysimeterversuche ergeben, dass trotz N-Bilanzüberschüssen durch die Kompostdüngung kein erhöhter N-Austrag in das Grundwasser erfolgt. Eine erhöhte Auswaschungsgefahr zeigte sich lediglich bei Versuchen mit extrem ungünstigen Randbedingungen (nasskaltes Klima nach Herbstausbringung, geringer Pflanzenentzug).
 - In vielen Vergleichsuntersuchungen führen mineralische Düngung bzw. Gülledüngung zu höherer Auswaschung von Stickstoff, während die Kompostvarianten im Bereich der ungedüngten Kontrolle liegen.
- Feldversuche:
 - Gegenüber Kontrollparzellen sind bei Kompostdüngung die N-min Gehalte im Gesamthorizont (0 – 90 bzw. 150 cm) gar nicht bzw. nur geringfügig erhöht. Mehrgehalte zwischen 20 und 50 kg N_{min} ha⁻¹ treten in der Regel nur bei überdurchschnittlichen Kompostgaben auf. Bei moderaten Kompostgaben (im Bereich zwischen 8 und 10 t TM ha⁻¹) ist kurz- und mittelfristig die Wahrscheinlichkeit einer periodischen Immobilisierung gegeben.
 - Reifkomposte in überhöhten einmaligen Gaben (zB 100 t) können auf Sandböden zu erhöhter N-Freisetzung führen.
 - Weiters sind mineralische Ergänzungsdüngungen auf leichten Böden nur in geteilten Gaben zum Zeitpunkt erhöhten Entzuges (also während der Vegetation) zu empfehlen.
 - Kompost wirkt jedoch unter allen Bodenverhältnissen als Medium, dass die organische Bindung von Stickstoff erhöht. Hierdurch wird deutlich, dass Kompost als alleinige Maßnahme nicht als N-Dünger angesprochen werden kann. Die Sicherstellung der N-Versorgung ist jedenfalls mit folgenden Kulturelementen abzustimmen:
 - Jeweilige Kulturansprüche
 - natürliches Mineralisierungspotential des Standortes
 - Fruchtfolge (insbesondere Klee gras, Zwischenfruchtanbau, sonst. Leguminosen und Bodendecker)
 - weitere Düngungsmaßnahmen (Wirtschaftsdünger, mineralischer N-Dünger)
 - Bodenbearbeitung
 - Zusammenfassend kann nach Timmermann et al. (2003) gesagt werden, dass auch nach den vorliegenden mehrjährigen Versuchsergebnissen, eine Gefahr für das

Grundwasser durch zu hohe N_{\min} Anreicherungen im Auswaschungshorizont durch regelmäßige Kompostgaben in der Regel nicht gegeben ist. Auswaschungsverluste sind im Grundsatz nur dann zu erwarten, wenn durch langjährige Kompostdüngung ein sehr großer organischer N-Pool entsteht, da letzterer hinsichtlich des zeitlichen Zusammenwirkens zwischen Pflanzenbedarf und N-Freisetzung pflanzenbaulich nur schwer kontrollierbar ist.

ZUSAMMENFASSENDE SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die N-Nachlieferung ist vorwiegend bestimmt über C_{tot} - und N_{tot} -Gehalt, C/N-Verhältnis, Bodenart und Wasserhaushalt. Die Reife des Kompostes ist von untergeordneter Wichtigkeit, wobei sogenannte Frischkomposte eine verzögerte Mineralisierungsdynamik und eher eine N-Immobilisierung bewirken. Bei sandigen Böden müssen präventiv hohe N-Aufnahmen der Pflanzen, erreichbar durch eine entsprechende Fruchtfolge bzw. geringere Kompostaufbringungsmengen, einer möglichen Auswaschung vorbeugen. Auf schluffigen und lehmigen Böden konnte in der Regel keine Gefährdung des Grundwassers durch Nitratauswaschung nachgewiesen werden.

Kumulierte Kompostgaben bis zu 30 t ha^{-1} TM, die sich besser in pflanzenbauliche Produktionsverfahren einordnen lassen, verursachen keine unmittelbare und ökologisch bedenkliche Erhöhung des löslichen N-Pools im Boden. So hat sich auch die Zusammenlegung der theoretischen Jahresgaben in 2 – 3 Jahresabständen (z. B. 25 – 30 t TM alle 3 Jahre) hinsichtlich N-Verwertung als vorteilhaft erwiesen. Hohe Kompostgaben führen in der Regel zu einem N-Positivsaldo. Sie sind deshalb nur für zeitlich begrenzte Bodensanierungen angebracht, in denen ein erhöhter Humus- und N-Bedarf besteht.

Die Gefahr der N-Verlagerung in tiefere Bodenschichten und damit der Auswaschung in Kompostdüngungssystemen kann zumindest für Zeiträume von ca. 10 Jahren auf Basis der vorliegenden Untersuchungen als äußerst gering eingestuft werden. Die Rest- N_{min} -Gehalte in den Kompostparzellen werden nur unwesentlich gegenüber den 0/Kontrollvarianten erhöht. Der Anstieg beschränkt sich auf den Horizont 0-60 cm. Lysimeter und Saugkerzen-Untersuchungen zeigen klar, dass in den Auswaschungshorizonten (90 bis 150 cm) keine erhöhten Gehalte in der Bodenlösung gefunden werden. Und dies trotz beträchtlicher N-Bilanzüberschüsse in den Kompostparzellen.

In Analogie zu Berner (2003) konnte in dieser Literaturlauswertung festgestellt werden, dass ein Teil der Publikationen zu Komposteinsatz nicht genügend detailliert beschrieben ist, um Rückschlüsse vor allem auf die Qualität der eingesetzten Komposte im jeweiligen Dünge- und Bewirtschaftungssystem vornehmen zu können.

Wie sich das Problem des zunehmenden N-Pools langfristig (> 20 Jahre) auswirken wird, kann aufgrund der bestehenden Datenlage noch nicht exakt beurteilt werden. Vor allem fehlen Ergebnisse langfristiger Versuche mit Bioabfall- und Grüngutkompost. Allerdings lassen es die bisherigen Erfahrungen zu, realistische Bilanzen hinsichtlich des Gleichgewichts zwischen N-Anreicherung und Mineralisierung über die Jahre zu erstellen. Nach verschiedenen Autoren kann bei durchschnittlichen jährlichen Kompostgaben zwischen 7 und 10 t TM ha^{-1} innerhalb von 60 und 100 Jahren mit einem Eintrags-Entzugsgleichgewicht des Kompost-N gerechnet werden.

Die Einflussfaktoren, Niederschlagsverteilung, Bodenart, Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Ergänzungsdüngung führen jedoch zu einer großen Streubreite dieser Dynamik und damit zur Notwendigkeit, die Entwicklung des organischen N-Pools im Boden regelmäßig zu beobachten.

Denn es ist unbestritten, dass über lange Durchrechnungszeiten der C- und N-Bilanzüberschuss die Mineralisierungsdynamik nachhaltig verändert. Böden, in denen ein entsprechendes Eintrags-Entzugsgleichgewicht erreicht ist, zeichnen sich durch eine relativ hohe jährliche N-Freisetzung in Höhe der jährlichen Kompostgaben (Gleichgewicht!) aus. Die (jahres)zeitliche Dynamik dieser N-Freisetzung im Verhältnis zum Pflanzenentzug ist nur schwer vorhersagbar und pflanzenbaulich kontrollierbar. Über die Konsequenzen hinsichtlich der potenziellen N-Auswaschungsgefahr liegen keine belastbaren Untersuchungsdaten vor.

Eine verbesserte Kenntnis der C- und N-Umsetzung ist der Schlüssel zu verstärktem Einfluss und Kontrolle des Systems. Der Bewertung der Mineralisierungsdynamik des aktiven Humuspools von mit Kompost gedüngten Böden muss für die Stickstoff und Humuswirtschaft in einem nachhaltigen Bewirtschaftungssystem eine zentrale Bedeutung zukommen.

Neben der Feststellung des organischen C- und N-Gehaltes bzw. der in Grundwasserprogrammen verwendeten N_{\min} -Gehalte in Böden und der lösliche N-Fracht aus Kompost wird es für eine bessere Mineralisierungsprognose notwendig sein, innovative Analysemethoden für die Praxis weiter zu entwickeln.

1 AUSGANGSLAGE

In der EU-weit geführten Diskussion über die ökologische Nützlichkeit der Kompostanwendung auf Böden, die gleichzeitig zB in Deutschland nach aktueller Rechtslage die notwendige Voraussetzung für die Verwertung darstellt, werden häufig die Eigenschaften von Kompost als Düngemittel gekennzeichnet. Somit ist die Nützlichkeit der Kompostverwertung in dieser Sichtweise mit der Nährstoffwirkung verbunden. Im **Österreichischen Düngemittelrecht** wird die Unterscheidung zwischen einem *Düngemittel* und einem *Bodenhilfsstoff* an dem Vorhandensein eines *wesentlichen Gehaltes an pflanzenaufnehmbaren Nährstoffen* festgemacht. Unter der Typenbezeichnung „*Organischer Dünger*“ werden für Dünger aus dem Kompostbereich neben einem Mindestgehalt an organischer Substanz von 20% i.d. TM auch Mindestgehalte für N_{tot} von 0,6%, $P_2O_5_{\text{tot}}$ von 0,3% und für K_2O_{tot} von 0,5% i.d. TM vorgeschrieben. Für die Bezeichnung als *Volldünger* müssen die Gehalte an N_{tot} , $P_2O_5_{\text{tot}}$ und K_2O_{tot} jeweils 1% i.d. TM betragen. Bereits in der Rechtssetzung wird hier ein gewisser Widerspruch zwischen Anspruch und Umsetzung deutlich, da in der Frage der Zulässigkeit eines Kompostes als organischer Dünger auf Gesamtgehalte abgestellt wird, für die grundsätzliche Definition eines Bodenhilfsstoffes (also eines *Nicht-Düngemittels*) jedoch die Abwesenheit wesentlicher Gehalte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen ins Treffen geführt wird. Hier wird die Problematik einer pauschalen nährstoffbezogenen Grenzziehung deutlich, denn beides, sowohl die kurz- und mittelfristige Nährstoff-, wie auch eine mittel- bis langfristige bodenverbessernde Wirkung treffen im Falle von Kompost in einem relativ weiten Schwankungsbereich an absoluten Nährstoffgehalten zu.

In der Praxis der landwirtschaftlichen Kompostaufbringung hat sich ein 2-3-jähriger Ausbringungsrythmus bewährt. Dadurch kann es jedoch im Ausbringungsjahr zu einer Überschreitung der maximalen **bewilligungsfreien Stickstofffrachten nach Wasserrechtsgesetz** (WRG Novelle 1990, BGBl. Nr. 252/1990 §32 (2) f) von 175 bzw. 210 kg N ha⁻¹ a⁻¹ kommen. Hier wird nach bisheriger Interpretation jedoch nicht nach unterschiedlichen Bindungsformen des Stickstoffs und damit nach dessen Verfügbarkeit in Düngemitteln unterschieden.

Eine gleichlautende Regelung ist im **österreichischen Aktionsprogramm zur Umsetzung der EG-Nitratrichtlinie (91/676/EWG)** enthalten. Auch der neue **Entwurf zum Aktionsprogramm 2003 zur Nitratrichtlinie** sieht in § 8 („*Begrenzung des Ausbringens von stickstoffhaltigen Düngemitteln auf landwirtschaftlichen Nutzflächen*“) nach wie vor keine Berücksichtigung des Mineralisierungspotenzials von Kompost-N bei wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren vor. 175 kg (Ackerland) und 210 kg N (Flächen mit Gründeckung) bzw. 170 kg aus Wirtschaftsdünger sind die Grenzfrachten für die Bewilligungsfreiheit. Die Möglichkeit, auf Basis eines wasserrechtlichen Bewilligungsverfahrens höhere N-Mengen auszubringen ist an eine einzige Voraussetzung gebunden, nämlich ein

- nachgewiesener höherer Nährstoffbedarf der Kulturen

Die geringe N-Mineralisierung bzw. bisweilen immobilisierende Wirkung von Komposten bleibt unberücksichtigt.

Es bleibt zu hinterfragen, ob hiermit dem Stand des Wissens für eine gezielte standortangepasste Kompostwirtschaft im Sinne von

- Nachhaltigkeit
- Bodenschutz
- Ressourceneinsparung und
- Bodenfruchtbarkeit

unter Einbeziehung des Grundwasserschutzes Rechnung getragen wird.

Für den **biologischen Landbau** wird in der Verordnung (EG) Nr. 1804/1999 des Rates zur Einbeziehung der tierischen Erzeugung in den Geltungsbereich der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel ebenfalls die Dungmenge mit 170 kg Stickstoffeintrag je Hektar und Jahr landwirtschaftlicher Nutzfläche beschränkt. Damit die zulässige Viehdichte ermittelt werden kann, wird die Anzahl der Tiere, die einer Stickstoffmenge von 170 kg entspricht, im Anhang VII der Verordnung festgelegt. Demnach entsprechen zB 2 Milchkühe, 6,5 Zuchtsauen oder 230 Legehennen einem Äquivalent von 170 kg N. Unter Berücksichtigung der tatsächlichen Wirkung und Mobilisierbarkeit des Kompost-Stickstoffs stellt sich auch im biologischen Landbau die Frage der Bewertung der ausgebrachten Kompostmengen vor dem Hintergrund der Höchstgrenze von 170 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

ÖPUL 2000: Das Umweltförderungsprogramm orientiert sich an den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ des BMLFUW. In diesen Richtlinien wird in den Tabellen 32 und 11 der Bezug zur Pflanzenverfügbarkeit und zur Bindungsform des Stickstoffs in organischen Düngemitteln wie Kompost hergestellt. Dem Kompost wird eine Direkt- oder Jahreswirksamkeit von 15 – 25 % und ein schnell wirksames Potenzial von 5 % unterstellt. [Dies steht im Widerspruch zu den Bestimmungen des Wasserrechtsgesetzes im Aktionsprogramm zur Nitratrichtlinie.]

Kompostverordnung 2001: Grundsätzlich wird für die regelmäßige Kompostanwendung in der Landwirtschaft die Ausbringungsmenge mit 8 t TM pro ha im Durchschnitt von 5 Jahren begrenzt. Darüber hinaus muss im Rahmen der Kennzeichnung auf die Einhaltung der wasserrechtlichen Bewilligungsgrenzen in Abhängigkeit von Stickstoffgehalt und empfohlener Aufbringungsmenge verwiesen werden. Darüber hinausgehende Aufwandsmengen im Rahmen regelmäßiger landwirtschaftlicher Düngungs- und Bodenverbesserungsmaßnahmen sind nur im Rahmen einer Abfallverwertung nach Maßgabe des Bundesabfallwirtschaftsplanes (Verwertungsgrundsatz, siehe unten; BMLFUW, 2001) möglich. Einmalige Rekultivierungs- oder Erosionsschutzmaßnahmen sind mit 160 t TM ha⁻¹ begrenzt und bedürfen jedenfalls eines wasserrechtlichen Bewilligungsverfahrens.

Verwertungsgrundsatz im Rahmen des Bundesabfallwirtschaftsplanes 2001 (BMLFUW, 2001): Hier erfolgt eine grundsätzliche Abgrenzung von Verwertung und Beseitigung. Als eine

Voraussetzung für eine Verwertung müssen das Bodenschutzrecht der Bundesländer und das Wasserrechtsgesetz, und damit auch das Aktionsprogramm zur Nitratrichtlinie Berücksichtigung finden. Besonders wird auf die Notwendigkeit hingewiesen, die standortspezifischen Gegebenheiten zu beachten. In Abhängigkeit des Schwermetallgehaltes beträgt die maximale Aufbringungsmenge hier 16 t TM (für Qualitätsklasse A+) bzw. 12 t TM (für Qualitätsklasse A) pro ha und Jahr im fünfjährigen Durchschnitt, wobei die Gesamtmenge im 5 Jahreszeitraum (80, bzw. 60 t) zumindest auf zwei Aufbringungen aufgeteilt werden müssen, sodass in einer Gabe zB im 1. und 3. Jahr nie mehr als 40 t TM in Frage kommen.

Durch die teils geringe Nährstoffwirkung von Kompost insbesondere bei Stickstoff lässt sich dessen Einstufung als Düngemittel in verschiedenen Fachdiskussionen immer wieder in Frage stellen. So wurde zB im Rahmen des Workshops „Cadmium Anreicherung in Böden“ im Mai 1999 in Hannover, in welchem mögliche Ansätze zu einer einheitlichen Bewertung von Düngemitteln diskutiert wurden, durch deutsche Fachkollegen mehrfach ins Treffen geführt, dass der Wert eines Düngemittels grundsätzlich an dessen Dünge- (Nährstoff-) Wirkung zu beurteilen und dementsprechend auch die Schadstofffrage in Relation zum Nährstoffgehalt – hier zu Phosphor – zu bewerten sei. In diesem Fall wird für Kompost durch den vergleichsweise niedrigen P-Gehalt eine deutliche Schlechterstellung zB gegenüber Klärschlamm konstituiert.

Bei einer einseitigen Nährstoffbetrachtung wird somit unmittelbar das Ungleichgewicht zwischen den unterschiedlichen Ansprüchen, Vorsorge- und Nährstoffbetrachtungen deutlich.

Stellt man die theoretische Überlegung an, eine Kompostgabe am N-Bedarf der Kultur und dem durchschnittlich pflanzenverfügbaren (mobilisierbaren) Kompost – N Anteil von 5 – 15% zu orientieren, so würde dies zu Aufwandmengen führen, die eine für die meisten Standorte weit überhöhte Phosphorfracht bedingen würde. Dies ist vor dem Hintergrund der Möglichkeit lateraler und zunehmend auch vertikaler P-Austräge in angrenzende Gewässer zu sehen. Und hier tut sich ein weiterer Widerspruch auf: nämlich das Argument, dass der Gehalt an P die Nützlichkeit markiert, wird konterkariert durch die Tatsache, dass dieser in vielen mit P übertensorgten Böden Mitteleuropas gar nicht gebraucht wird. Bei diesen Betrachtungen handelt es sich vorwiegend um eine kurzfristige kultur- und nährstoffbetonte Einordnung der Kompostdüngung. Die Frage, ob ein solcher Standort akuten Bedarf an organischer Substanz hat, bliebe dann unberührt.

Ein ganz anderes Motiv für den Einsatz von Kompost ist die Erhaltung und Verbesserung von Boden bzw. Bodenfruchtbarkeit über die Zufuhr middle- und langfristig stabiler Huminstoffe. Eine hiervon abgeleitete effektive Humuswirtschaft führt zwangsläufig zu einer kontinuierlichen Anreicherung des organischen C- und N-Pools. Das ist sicherlich dort erwünscht, wo Böden unter Humusschwund und mangelnder Mineralisationsdynamik gelitten haben. Dem steht im Sinne des Grundwasserschutzes ein (unkontrollierter) Zuwachs an organischem Stickstoff gegenüber. Die Beurteilung, welches C- bzw. N-Niveau an welchem Standort unter welchen Bewirtschaftungsbedingungen als ideal anzusehen ist, stellt noch einige aktuelle Herausforderung an die praxisorientierte Forschung dar.

Der Einfluss der Kompostdüngung auf den N-Haushalt, d.h. auf organische Bindung, Auswaschungsrisiko, N-Aufnahme durch die Kulturpflanze wird in dieser Literaturübersicht behandelt.

Zentrale Aufgabe der Literaturstudie ist es, neben der effektiven kurz- und langfristigen Stickstoffwirkung in Kompostdüngungssystemen vor allem das N-Auswaschungsrisiko in das Grundwasser auf Grundlage der experimentellen Feldforschungen durchzuarbeiten und die in der Literatur präsentierten Antworten und Diskussionsbeiträge zusammenzustellen und zu bewerten.

Im Kapitel 2 werden zunächst einige Grundlagen zum Boden-Stickstoffhaushalt zusammengefasst. Kapitel 3 gibt eine detaillierte Übersicht über die Versuchsergebnisse zur Kompost-N-Wirkung.

2 EINIGE GRUNDLAGEN DES STICKSTOFFHAUSHALTS

2.1 Einführung

Der Stickstoff nimmt im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Bodennutzung und dem Boden- und Grundwasserschutz eine sehr zentrale Rolle ein. Der Grund hierfür ist, dass einerseits die N-Konzentrationen in den Ausgangsgesteinen und Substraten in der Regel sehr gering ist und dass die N-Nachlieferung aus dem Boden im Gegensatz beispielsweise zu Kalium unbedeutend ist. Andererseits ist der Pflanzenbedarf im Vergleich zu vielen anderen Nährstoffen sehr hoch und die N-Zufuhr hat wesentlichen Einfluss auf das pflanzenbauliche Ertragsniveau. Daraus resultiert vor allem unter den Vorgaben einer ertragsorientierten pflanzenbaulichen Bodennutzung die Notwendigkeit einer erheblichen N-Zufuhr durch Düngung oder pflanzenbaulicher Kulturtechnik (Anbau von Zwischenfrüchten und Leguminosen etc.). Hierbei stellt sich das generelle Problem, die N-Verfügbarkeit dem über die Vegetationsperiode stark schwankenden Pflanzenbedarf gezielt anzupassen. Die Konzentration der mengenmäßig bedeutendsten, pflanzenverfügbaren N-Verbindung (Nitrat), wird im Boden praktisch nicht durch Adsorption/ Desorption gepuffert. N-Zufuhr und N-Bedarf müssen folglich möglichst exakt nach Menge, Form und zeitlicher Abfolge aufeinander abgestimmt sein. Eine effektive (d.h. in löslicher, pflanzenaufnehmbarer Form) N-Zufuhr unterhalb des Pflanzenbedarfs führt relativ schnell zu Ertrags- und Qualitätsverlusten bei den Produkten, eine N-Zufuhr oberhalb des Bedarfs kann ebenso schnell zur Nitratauswaschung und Grundwasserbelastung, allerdings auch zu Qualitäts- und Ertragsverlusten in Folge überhöhter N-Versorgung (zB Zuckerrüben, Braugerste) oder erhöhter Anfälligkeit gegenüber parasitären Schaderregern führen. Insbesondere die Auswaschung von Nitrat in das Grund-/ Trinkwasser steht im Mittelpunkt des gesellschaftlichen Interesses. Erhöhte Nitrat-Konzentrationen (Grenzwert nach TrinkwasserVo 50 mg l⁻¹ Nitrat, WHO-Grenzwert für Kinder < 6 Monate: 30 mg l⁻¹ Nitrat) werden als gesundheitsgefährdend (Entstehung von potentiell karzinogenen Nitrosaminen im Körper, Blausucht bei Säuglingen) eingestuft (Schwarz, 1986).

Ein wichtiges Instrumentarium für das Management der organischen Düngung stellt die N-Bilanzierung und die fachgerechte Düngebedarfsermittlung dar. Grundlage hierfür ist das Verständnis für die komplexe N-Dynamik in Böden, die sehr wesentlich von biologischen Umsetzungsprozessen, aber auch durch vielfältige und teilweise schwierig vorhersagbare Ein- und Austragspfade (gasförmige Verluste, biologische N-Bindung, Zufuhr mit Niederschlägen, trockene Deposition) gekennzeichnet ist. Ausführungen hierzu siehe 3.4 und 3.4.1.

Das stark vereinfachende Jenkinson-Model (siehe zB Jenkinson & Rayner, 1977, Jenkinson 1990, Abbildung 2-1) bildet die grundsätzlichen Gesetzmäßigkeiten der Abbau- bzw. Stabilisierungsprozesse der organischen Stofffraktionen und damit auch des an diese Fraktionen gebundenen Stickstoffs im Boden ab. Es ist ein einfaches Modell, das den

Bodenkohlenstoff in drei Pools (aktiv, langsam umsetzend, und passiv) mit verschiedenen Umsatzzeiten (2, 50 und 1980 Jahre) einteilt und den Übergang des überwiegend organisch gebundenen Kompost-N in den Boden und die weiteren Hauptpfade in Richtung Pflanze oder Grundwasser zeigt. Das Modell unterscheidet zersetzbare Pflanzensubstanzen und resistente Pflanzensubstanzen, in späteren Stadien definiert es Fraktionen von mikrobieller Biomasse und Humus und schließlich gibt es eine Fraktion von inerten organischen Stoffen.

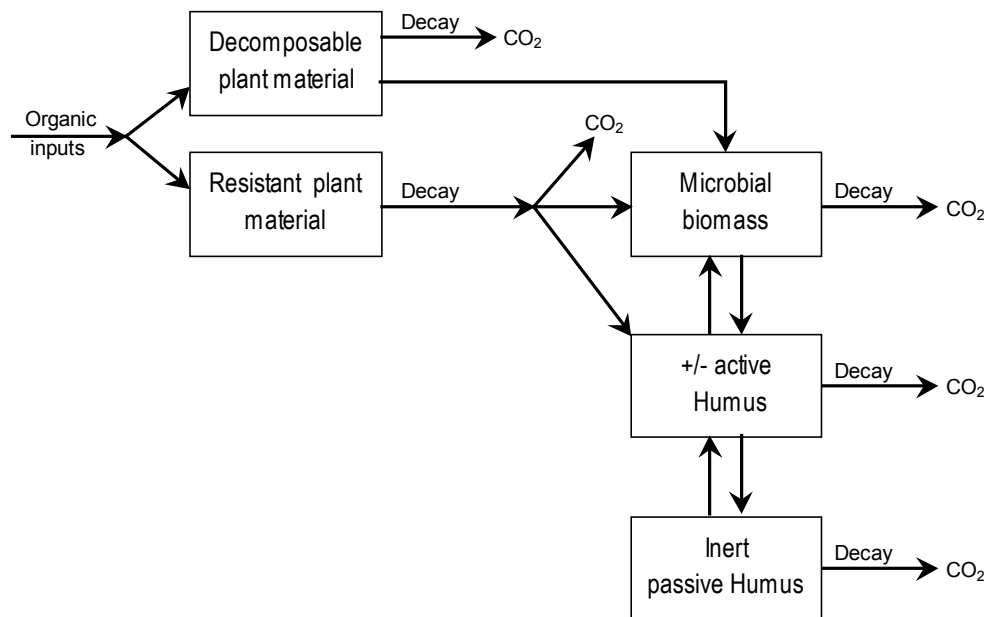


ABBILDUNG 2-1: FLUSS-DIAGRAMM DES "SOIL ORGANIC MATTER MODEL" (LEICHT MODIFIZIERT NACH JENKINSON, 1990).

In Abbildung 2-2 ist die zentrale Fragestellung nach den Bindungsverhältnissen und der Mineralisierungsdynamik des mit Kompost in den Boden eingebrachten Stickstoffs zusammengefasst. Um die Stickstoffeffizienz (Ertragswirksamkeit), die potenzielle Mobilisierung und mittelfristige Nachlieferung des Kompoststickstoffs sowie die Gefahr einer Stickstoffauswaschung beurteilen zu können, wäre die Quantifizierung der Veränderung der Boden-N-Pools durch die Kompostdüngung erforderlich. Ein rein räumlich-statischer Ansatz reicht aber noch nicht aus, um die Verlagerung einzelner Stickstofffraktionen in der Zeit (Vegetationsperiode und vegetationsfreie Periode) abzuschätzen. Das heißt, eine „Verwissenschaftlichung„ der Kompostdüngung wäre demnach nur dann gegeben, wenn die Mengenströme in ihrer zeitlichen Dynamik unter den verschiedenen Nutzungs- und Standortbedingungen beschrieben werden könnten.

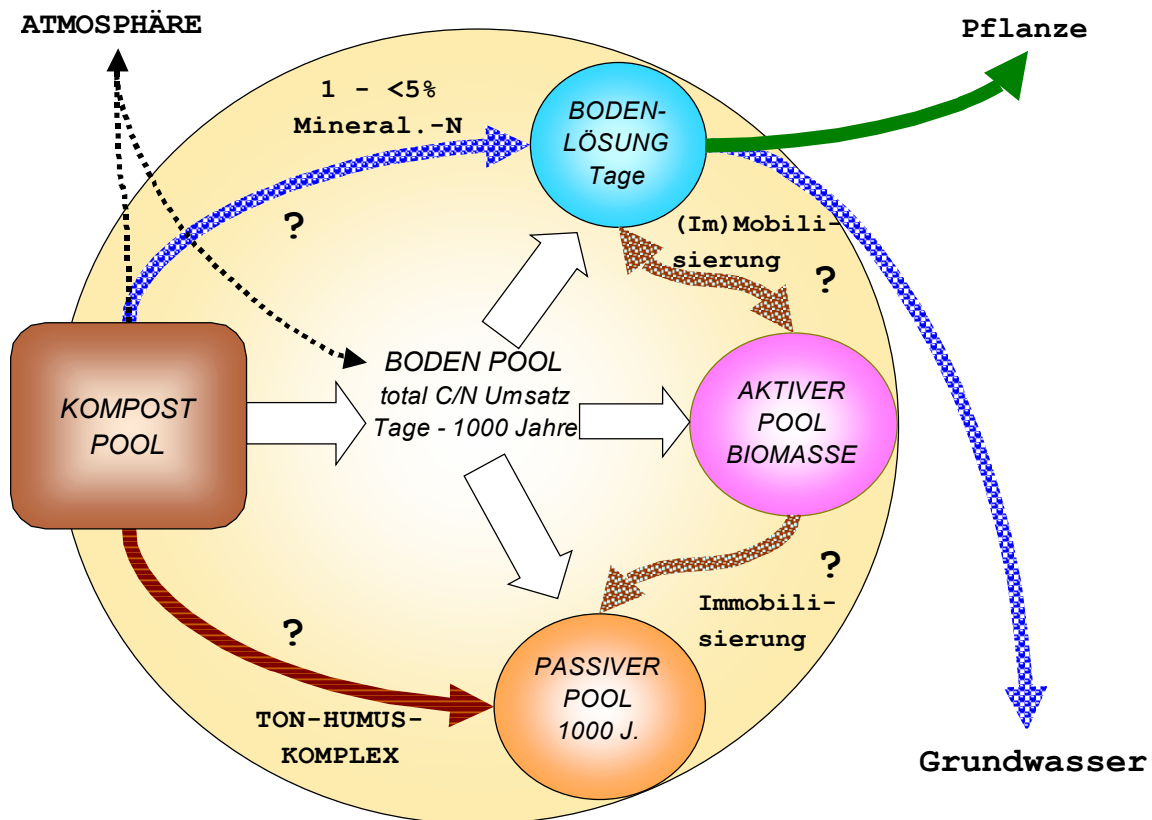


ABBILDUNG 2-2: WEGE DES MIT KOMPOST EINGEBRACHTEN STICKSTOFFS IM BODEN

Der mit dem Kompost eingebrachte Stickstoff liegt weit überwiegend in organischer gebundener Form vor und geht mit der Applikation auf Böden in deren organischen N-Pool (dicker Pfeil, > 95%) über. Der geringere Anteil (dünner Pfeil) geht in den mineralischen N-Pool über und unterliegt in dieser Form der Pflanzenaufnahme oder dem (unerwünschten) Austrag in das Grundwasser oder gasförmig in die Atmosphäre. Aus dem organischen N-Pool wird mineralischer N durch Mineralisierung nachgeliefert, umgekehrt wird mineralischer N (NH₄) wiederum durch Mikroorganismen inkorporiert und so in den organischen Pool zurückgeführt. Die Problematik für den Landwirt besteht überwiegend darin, die Zufuhr von N nach Menge und Zeitpunkt so zu steuern, dass die Pflanzen aus dem mineralischen Pool in geeigneter Weise ernährt werden, ohne dass Überschüsse in angrenzende Umweltkompartimente gelangen. Besonders schwierig stellt sich die Situation bei organischen Düngern dar, da hier die zeitlich-bedarfsgerechte N-Düngung, d.h. das „Auffüllen“ der Bodenlösung zum geeigneten Zeitpunkt mit mineralischem N nur indirekt steuerbar ist. Hierbei sind an die Praxis sehr hohe Anforderungen an das Verständnis für die überwiegend biologisch gesteuerte N-Dynamik der Böden gestellt. Eine zentrale Frage ist die Nachlieferung (Mineralisierung) von N aus dem bei kontinuierlicher Kompostdüngung stetig wachsenden organischen N-Pool. Mit steigendem Vorrat im organischen Pool steigt die in den folgenden Jahren mineralisierte N-Menge an (kumulative N-Nachwirkungen aus den vorhergegangenen Anwendungsjahren). Der auf diesem

Weg zur Verfügung gestellte mineralische N entspricht im Zeitablauf seiner Freisetzung nur unzureichend dem aktuellen Bedarf bzw. der Aufnahmekapazität der Pflanzen. Es besteht die Gefahr, dass in den Zeiten der Vegetationsruhe mineralischer N noch in größerem Vorrat vorhanden ist und weiter freigesetzt wird. Dieser N unterliegt dann potenziell erhöhter Auswaschungsgefahr. Soll über das gesamte Jahr ein Gleichgewicht zwischen N-Freisetzung und N-Aufnahme durch die Pflanzen realisiert werden, so kann dies nicht einem Pauschalrezept für alle Standorte und Bewirtschaftungsformen folgen. Auf grundwassernahen Sandböden im Feldgemüsebau ist sicher ein wesentlich geringerer Spielraum als im Grünland auf bindigem Braunlehm gegeben.

2.2 Zusammenstellung der Einflussgrößen von Standort und Boden auf die Stickstoffmineralisierung und –auswaschung des Bodens

2.2.1 Prozesse der Stickstoffdynamik in Böden

N unterliegt im Boden einer komplexen Dynamik und findet sich in unterschiedlichen Formen, die grundlegend in organisch gebundene und mineralische N-Formen unterteilt werden können. Letztere nehmen einen Anteil zwischen 0,5 und 5 % des Gesamt-N der Böden ein (Husz, 1999). Die im Boden und vor allem der Bodenlösung dominierende mineralische N-Form ist in Ackerböden mit pH-Werten > 6 das NO_3 , das entsprechend auch einen höheren Anteil an der Pflanzenaufnahme hat. Die zweite wichtige mineralische N Form, das NH_4 (in der Abbildung 2-3 als „austauschbares NH_4 “ gekennzeichnet), nimmt nur einen relativ geringen Anteil in der Bodenlösung ein. Es spielt jedoch eine sehr zentrale Rolle in der gesamten N-Dynamik, da es einerseits unmittelbar bei der Mineralisierung (Ammonifikation) von Biomasse-N ($-\text{NH}_2$) entsteht und andererseits zentraler Bestandteil der wichtigsten N-Puffersysteme (Huminstoffe, Mikroorganismen, Tonminerale) der Böden ist. Bei den organisch gebundenen N-Formen lässt sich grob die Unterscheidung treffen in Huminstoffe

- Huminsäuren
- Fulvosäuren
- Humine und
- Nichthuminstoffe wie
 - Proteine
 - Peptide
 - Nukleinsäuren
 - Amide
 - Amine
 - Aminozucker
 - Aminosäuren.

Die stoffliche Zusammensetzung der organischen Substanz der Böden ist wesentlich für das Verständnis der N-Dynamik. Ein wichtiges Kriterium ist, dass unterschiedliche Stoffe durch unterschiedliche potenzielle Umsatzraten gekennzeichnet sind. Die N-haltigen Nichthuminstoffe machen bis zu 50 % des Gesamt-N in Böden aus. Etwa

- 20 – 50 % des Gesamt-N entfällt auf Aminosäuren,
- 5 - 10 % des Gesamt-N entfällt auf Aminozyucker und
- 1 – 10 % des Gesamt-N entfällt auf Nukleinsäuren.

Diese Stoffe stammen aus abgestorbener Biomasse (Pflanzen, Tiere Mikroorganismen) und tierischen Exkrementen. Der darin enthaltene N unterliegt im Gegensatz zum Huminstoff-N einer relativ schnellen mikrobiellen bzw. enzymatischen Mineralisierung/ Ammonifizierung unter Freisetzung von NH_4 . Insbesondere der N aus Aminosäuren und Aminozyckern besitzt große Bedeutung für die N-Ernährung der Pflanzen. Teilweise gehen Abbauzwischenprodukte direkt in den Neuaufbau von Huminstoffen. Diese tragen auf Grund sehr geringer Umsatzraten nicht oder kaum zur N-Versorgung der Pflanzen bei.

Für das Nährstoffmanagement ist der enge Zusammenhang zwischen dem (mineralischen) NH_4 und dem aktiven, schnell umsetzbaren mikrobiellen N-Pool (Verbindung „Immobilisierung“ vom „austauschbaren NH_4 “ zum „aktiven Pool“ in Abbildung 2-3) von Bedeutung. Der von den Pflanzen in landwirtschaftlichen Böden aufgenommene N stammt in der Regel zu maximal einem Drittel aus dem aktuell gedüngten mineralischen N. Der weit überwiegende Anteil des aufgenommenen mineralischen N ist Dünger-N zurückliegender Jahre, der bereits von einer zwischenzeitlichen Inkorporierung (Immobilisierung) in den aktiven mikrobiellen N-Pool in Form von Mikrobeneiweiß erfasst und wieder mineralisiert worden ist (Sauerbeck, 1988). Mineraldünger besitzen aus diesem Grund nur eine begrenzte direkte Wirkung. Der sehr enge Zusammenhang zwischen dem mineralischen und dem leicht umsetzbaren organischen N-Pool sollte beachtet werden, wenn über den Beitrag der mineralischen und der organischen Düngung zur N-Auswaschung diskutiert wird.

Durch die Zufuhr externer organischer Substanz in Form von Kompost wird zunächst der C- und N-Pool im Boden vergrößert und auch die Qualität der organischen Bodensubstanz sowie die N-Freisetzung verändert. Der Rottegrad des Kompostes wirkt sich dabei weniger auf die Höhe der N- Mineralisierung, sondern auf deren zeitlichen Verlauf aus. Aus Fertigkomposten wird kurz nach der Anwendung eine größere Menge an N freigesetzt, die im weiteren Verlauf stark abnimmt. Im Gegensatz dazu weist Frischkompost eine langsame N-Mineralisierung auf, da dieser einen noch großen Anteil an leicht verfügbaren C-Quellen aufweist, der von den Mikroorganismen unter Inkorporation von mineralischem N aufgezehrt wird. Nach Frischkompostanwendung kommt es daher eher zu einer N-Immobilisierung als zu einer N-Mobilisierung (Kögel-Knabner et al., 1996). Die Charakterisierung der organischen Substanz der Komposte mit ^{13}C NMR Spektroskopie zeigt, dass die strukturelle Zusammensetzung der organischen Substanz der Komposte der der Böden weitgehend entspricht. Bei Frischkomposten werden verstärkt pflanzliche Lipide eingebracht, in Fertigkomposten dominiert der Umsatz von Cellulose. Generell charakteristisch für landwirtschaftliche Böden unter

Kompostanwendung sind erhöhte Ligningehalte und Gehalte an aromatischen Verbindungen (Leifeld et al., 1998). Der überwiegende Teil (50 % bis 75 %) des Bioabfallkompost-N liegt in nichtidentifizierbarer (durch HCl nicht hydrolysierbarer) Form vor, von der angenommen wird, dass sie gegenüber dem mikrobiellen Abbau im Boden geschützt ist (Kögel-Knabner et al., 1996). Nach der Anwendung von Bioabfallkompost gehören bis zu 45 % des N der „refraktären“ organischen Substanz an. Die Annahme, dass dieser refraktäre organische N in heterocyclischen N-Verbindungen vorliegt, kann durch die ^{15}N NMR Spektroskopie nicht bestätigt werden. Kögel-Knabner et al. (1996) gehen davon aus, dass der organische N in Bioabfallkomposten und Böden zu mehr als 80 % in Amidbindungen vorliegt und somit auf Proteine zurückzuführen ist. Die Stabilisierung von N in Böden beruht danach vor allem auf der Stabilisierung von Amid-N. Die hierfür verantwortlichen Reaktionen sind die Bindung an Tonminerale, der Einbau in Mikroporen und die Einkapselung in Zellwandmaterialien.

Ausgehend von dieser einleitenden Darstellung geht die nachfolgende Übersicht über den N-Kreislauf in Kulturböden näher auf die wesentlichen Prozesse, deren Steuerungsfaktoren und die Dynamik zwischen den verschiedenen N-Formen in Böden ein (Abbildung 2-3). Eine zentrale Bedeutung gerade im Zusammenhang mit dem Einsatz organischer Dünger/Abfälle kommt den Prozessen der N-Mobilisierung bzw. N-Mineralisierung und der N-Immobilisierung zu. Die wesentlichen Begriffe und Prozesse der N-Dynamik werden nachfolgend erläutert.

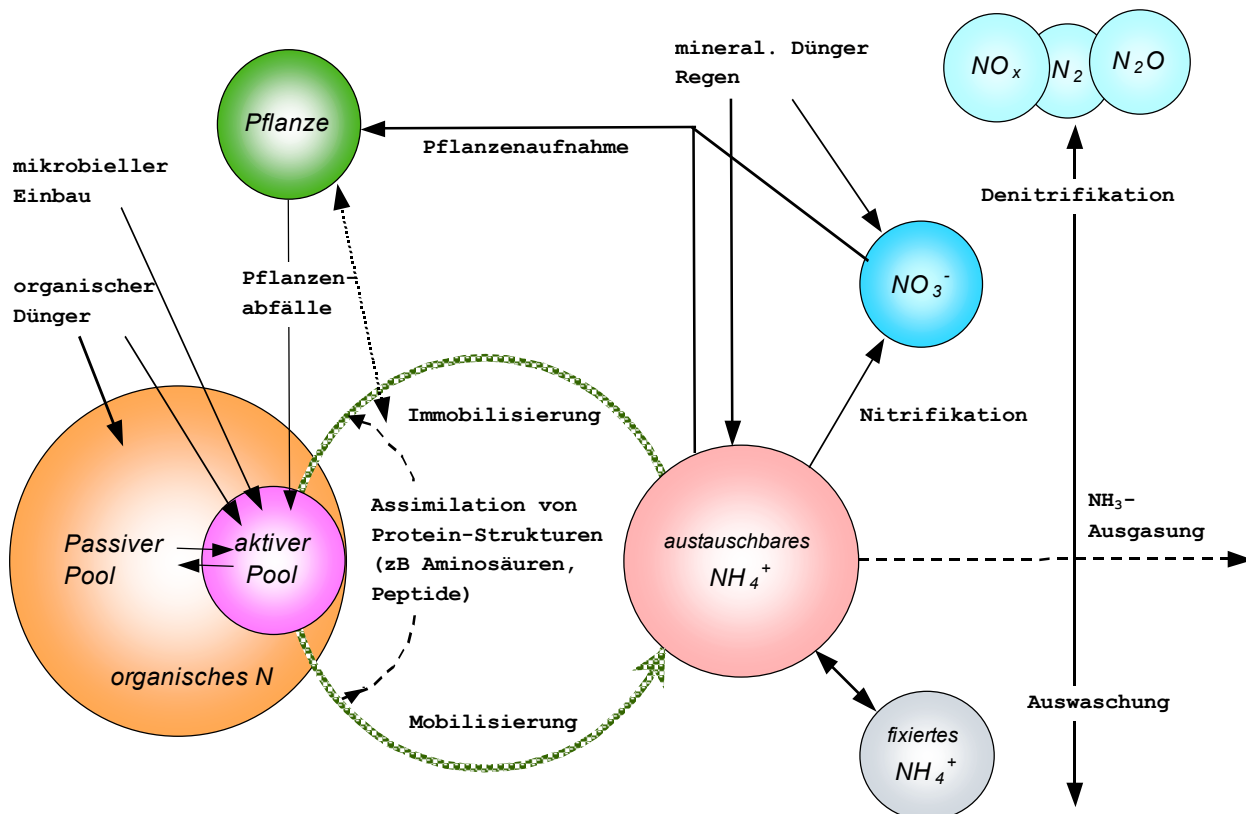
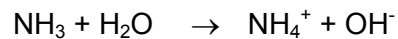
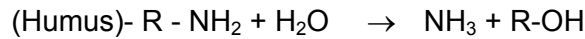


ABBILDUNG 2-3: STICKSTOFFKREISLAUF DES BODENS

2.2.1.1 N-Mineralisierung

Die N-Mineralisierung (Mobilisierung, Ammonifizierung, siehe Pfeil „Mobilisation“ in der Graphik) ist die mikrobielle Umwandlung von organischem Boden- oder Düngerstickstoff in mineralischen Stickstoff entsprechend dem Schema:



Da Mineralisierung und Immobilisierung gleichzeitig stattfinden, lassen sich beide Prozesse praktisch nicht getrennt quantifizieren. Gemessen wird die Nettomineralisierung (Gesamt(brutto)-Mineralisierung minus Immobilisierung), wobei Verluste durch Auswaschung und gasförmige Verluste zu berücksichtigen sind. Als Faustzahl für die Nettomineralisierung während der Vegetationsperiode wird 50 - 150 kg N ha⁻¹ angegeben (Neeteson, 1995). Vielfach geht man von einer Freisetzung von einer jährlichen C- und N-Mineralisierung von 1 - 2 % entsprechend ca. 60 - 120 kg ha⁻¹ aus (Überschlagsrechnung: Annahme Krümmengewicht 0 - 20 cm: 3000 t, davon (2 % C bzw.) 0,2 % N 6000 kg N ha⁻¹, davon 1-2 % → 60-120 kg)

Das Ausmaß der N-Mineralisierung hängt von verschiedenen nachfolgend kurz dargestellten Einflussfaktoren ab:

Einfluss von Wassergehalt, Temperatur und pH-Wert

Die Mineralisierung ist über einen breiten Bereich relativ unabhängig vom Wassergehalt. Eine starke Hemmung ist bei Wassersättigung (Sauerstoffmangel) und extremer Austrocknung zu verzeichnen. Befördert wird die Mineralisierung durch den Wechsel trockener und feuchter Phasen.

Die Mineralisierungsrate ist nahe dem Gefrierpunkt sehr gering und steigt mit einer Temperaturzunahme um 10°C um das 2- bis 3-fache bis zu einem Optimum bei ca. 50°C (Scheffer & Schachtschabel, 1998).

Eine deutliche Hemmung der N-Mineralisierungsrate wird erst für pH-Werte < 5 und > 8, also außerhalb des für Ackerböden üblichen Bereichs angegeben.

Einfluss von Art und Menge an organischer Bodensubstanz, C/N-Verhältnis

Der Bodenhumus stellt das Substrat der mikrobiellen Aktivität dar. Humusreiche Böden sind in der Regel aktiver, Umsetzungsprozesse wie N-Mineralisierung laufen mit höheren Raten ab (Rowell, 1997). Grundsätzlich ist die Mineralisierung umso größer je enger das C/N-Verhältnis des betrachteten Materials ist. Schnell wird beispielsweise Leguminosenstroh (C/N = 15 - 25), langsam Getreidestroh (C/N = 50 - 100) mineralisiert. Dabei sind organische Abfälle und leicht zersetzbare biologische Materialien (Pflanzenrückstände, abgestorbene mikrobielle Biomasse usw.) separat von Böden und deren Bodenhumusbestandteilen zu betrachten (C/N-Verhältnis von Schwarzerden und Mullrendzinen: 10-12; Podsole: 30-40; Niedermoor: 15-30). Husz (1999)

beschreibt eine klare positive Korrelation zwischen C und N Gehalt in Böden ($r = 0,9$). Das C/N-Verhältnis spielt eine wesentliche Rolle für die Frage der Mobilisierung und Immobilisierung des organischen Bodenstickstoffs (Tabelle 2-1).

TABELLE 2-1: TRENDS FÜR DIE N-MOBILISIERUNG UND IMMOBILISIERUNG IN ABHÄNGIGKEIT DES C/N VERHÄLTNISSSES (HUSZ, 1999)

C/N- Grünland	C/N-Acker	Trend
< 7,5	< 8	N-Freisetzung deutlich
7,5-8,5	8-9	N-Freisetzung
8,5-9,5	9-11	ausgeglichen
9,5-10,5	11-14	N-Bindung
> 10,5	> 14	deutliche N-Bindung

Frisch zugesetzte pflanzliche Materialien werden etwa 7 mal schneller umgesetzt als bodeneigene organische Substanz (Shen et al., 1989). Frische Pflanzenmaterialien gelangen als Wurzelexudate oder als abgestorbene Pflanzenteile (Blätter, Wurzeln) während der Vegetationszeit kontinuierlich in den Boden oder sie werden zu bestimmten Zeitpunkten als Gründüngung (Zwischenfrüchte, Untersaaten) oder Ernterückstände in den Boden eingearbeitet. Durch Zwischenfrüchte werden dem Boden zwischen 10 und 150 kg N ha⁻¹ zugeführt (Jarvis et al., 1996). Hinzu kommen die durch Futterpflanzen und die entstehenden Tierexkremate wieder dem Boden zugeführten, erheblichen N-Frachten, die allerdings durch Nährstoffe aus betriebsfremden Futtermitteln aufgestockt sein können.

Die N-Mineralisierung hängt vom Gehalt an mineralisierbarem C im Boden sowie von der Intensität der Mineralisierung ab, die auf sandigen Böden 1,5 bis 2 mal so hoch ist wie auf tonreichen Böden. Gleichzeitig weisen bei gleicher Düngung sandige Böden einen geringeren Gehalt an mineralisierbarem C und aufgrund ihres geringeren Tonanteils auch einen geringeren Gehalt an inertem Kohlenstoff auf (Körschens, 2003).

Die jährliche N-Mineralisierungsrate liegt bei Mineralböden in Abhängigkeit von Standort und Nutzung durchschnittlich zwischen 1 und 3 % des organisch gebundenen N, entsprechend 40 und 120 kg N ha⁻¹.

Für verschiedene Bodentypen werden folgende jährliche Mineralisierungsraten angegeben (Amberger, 1983):

Podsole und N-arme Braunerden	20-50 kg N ha ⁻¹
Parabraunerden	50-75 kg N ha ⁻¹
N-reiche Braunerden, Gleye und Pseudogleye	60-90 kg N ha ⁻¹
Schwarzerden	75-160 kg N ha ⁻¹

Ein Teil der Huminstoffe der Böden kann als langjährig umgesetztes und stabilisiertes Material bei einem relativ engen C/N-Verhältnis sehr geringe Mineralisierungsraten aufweisen (Jarvis et al., 1996). Dieser Anteil der organischen Bodensubstanz bzw. der darin gebundene Stickstoff

kann dem „passiven Pool“ in Abbildung 2-1 zugerechnet werden, die leicht umsetzbaren Stoffe dem „aktiven Pool“. Zum passiven N-Pool kann beispielsweise heterocyclisch gebundener N gehören. In Böden mit ausgeprägter Ammonium-Fixierung (s.u.) ist das C/N-Verhältnis aufgrund des hohen Anteils anorganisch gebundenen Stickstoffs hinsichtlich der N-Mineralisierung gesondert zu interpretieren. Für die Frage des Einflusses des C/N-Verhältnisses auf die N-Mineralisierung wäre es korrekter, das C/N-Verhältnis der organischen Substanz zu interpretieren. Besonders in tonreichen und humusarmen Böden (zB Unterböden) kann eine erhebliche Diskrepanz auftreten.

Der Vorrat und der Umsatz der organischen Bodensubstanz (und des darin enthaltenen organischen N-Pools) stellt den zentralen Faktor in der Frage der N-Mineralisierung dar. In ungestörten Ökosystemen befindet sich der Gehalt an organischer Substanz auf einem Gleichgewichtsniveau, das von den bodenbildenden Faktoren wie

- Klima
- Topographie
- Vegetation
- Fauna
- Ausgangsgestein
- Zeit

sowie deren Zusammenwirken bestimmt wird. Wenn in Folge der landwirtschaftlichen Nutzung die vorhandenen Gleichgewichte gestört werden, verringern sich tendenziell oder real die Humusgehalte der Böden (Jarvis et al., 1996). Aus diesem Grund weisen nichtkultivierte Böden mit natürlicher Vegetation die höchsten Humusgehalte auf, unter Dauergrünland sind die Böden wiederum humusreicher als unter Ackernutzung. Die Abbaurate und das sich neu einstellende Gleichgewicht ist v.a. anhängig vom Bodentyp, der Fruchtfolge, der Humuswirtschaft (Ernterückstände, Wirtschaftsdünger) und der Bodenbearbeitung. Bewirtschaftungssysteme ohne die Einarbeitung von Ernterückständen oder die Rückführung von organischen Wirtschaftsdüngern führt zum stärksten Rückgang des Humus- und N-Gehalts. Bei der kontinuierlichen, langfristigen Verwendung von organischen N-Düngern ist der Abbau geringer. Dennoch ist die Retention von Dünger-N in der organischen Bodensubstanz relativ gering. Glendining & Powlson (1995) zeigten in einer Langzeitstudie, dass das Anwachsen des organischen N-Pools im Boden nur etwa 3 % des über einen Zeitraum von 100 Jahren aufgebrauchten Dünger-N beträgt.

Die organische Bodensubstanz stellt ein Kontinuum an unterschiedlichen Materialien dar, die in unterschiedlichem Maß gegenüber der Mineralisierung stabilisiert sind und die sich in verschiedene Pools mit ähnlichem Verhalten einordnen lassen. Die unterschiedliche Stabilität begründet sich in molekular-strukturellen Materialeigenschaften, einer möglichen physikalischen Separierung gegenüber der mikrobiellen Biomasse im Boden oder durch Bindung an Oberflächen anorganischer Bodenbestandteile (v.a. Tonminerale). Durch chemisch-physikalische Fraktionierungstechniken gelingt es, Stoffgruppen mit bestimmten Eigenschaften

zu trennen bzw. zu definieren, eine Beziehung zwischen diesen Fraktionen und dem N-Umsatz konnte dennoch bislang nicht nachgewiesen werden (Paul, 1984). Aussichtsreicher scheint die physikalische Trennung in Korngrößenfraktionen zu sein. Organischer C und N assoziiert mit Sandfraktionen ist deutlich schneller mineralisierbar als solcher assoziiert mit Ton (Hassink, 1992).

Einfluss der Krumentiefe

Hinsichtlich der Frage des Vorrates an mineralisierbarem, organischen N ist auch die in den letzten Jahren zugunsten einer verbesserten Bodenfruchtbarkeit kontinuierlich vergrößerte Krumentiefe von Interesse. Eine Erhöhung von 20 auf 30 cm Pflugtiefe bedeutet eine um 50 % vergrößerte Humusmenge und einen entsprechend vergrößerten, zur Nettomineralisierung beitragenden organischen N-Pool. Allerdings wird durch die Krumentiefung die Einstellung neuer Gleichgewichte, wie sie durch Standort, Ackernutzung und ggf. organische Düngung auf einem bestimmten Niveau vorgegeben sind, verzögert. Während einer Übergangsphase bis zur Gleichgewichtseinstellung ist daher zunächst mit einer Immobilisierung von zugeführtem Dünger-N zu rechnen. Dies ist zu beachten, wenn die Auswirkungen organischer Düngemaßnahmen auf die langfristigen Nährstoffbilanzen sowie der Einfluss von N-Bilanzüberschüssen (hohe positive N-Salden) auf die Verlagerung von N diskutiert werden.

Einfluss der Bodenbewirtschaftung

Gehalt und Umsetzung der organischen Substanz und Nährstoffen von Böden bzw. die entsprechenden Steuergrößen stehen in direktem oder indirektem Zusammenhang mit der Humuswirtschaft sowie der Bearbeitung und Düngung von Ackerböden und stellen damit die Schnittstelle mit den Bewirtschaftungsfaktoren dar. Es gibt eine Vielzahl an für die N-Mineralisierung relevanten Prozessen und Bodeneigenschaften, die durch die Bewirtschaftungsweise beeinflusst werden. Als Beispiel ist die Bodenbearbeitung (Gefüge, Durchlüftung usw.) oder die Fruchtfolge zu nennen (Leguminosen-Zwischenfruchtanbau). In einer Untersuchung von Hoffmann et al. (1997) wurde im Feldversuch gezeigt, dass die Minimalbodenbearbeitung im Vergleich zur Pflugbearbeitung zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse im Oberboden und zu einer um 30 kg N ha^{-1} ($139 \text{ vs. } 169 \text{ kg N ha}^{-1}$) höheren N-Mineralisierung führte. Dabei war allerdings die N-Aufnahme der auf der Fläche kultivierten Zuckerrüben sowie der Ertrag verringert, was auf andere Gründe als die N-Versorgung zurückgeführt wurde. Ein weiterer Einflussfaktor auf die N-Mineralisierung ist die Gegenwart wachsender Pflanzen bzw. die dadurch verursachte Konkurrenz um Stickstoff. Bremer & Kuikman (1997) zeigten, dass eine Reduzierung der (Netto-)N-Mineralisierung durch Pflanzen dann vorkommt, wenn ein hohes Angebot an mobilem N (Düngung) vorliegt, und es zur verstärkten N-Immobilisierung kommt. Das heißt ein Überangebot an löslichem N mindert die aktive Nährstoffmobilisierung und –Aneignung durch die Pflanze.

Zeitliche und räumliche Variation der Mineralisierung

Die jahreszeitliche Variation des C- und N-Umsatzes ist Gegenstand verschiedener Untersuchungen. Von Jensen et al. (1997) wurde gezeigt, dass die Variabilität des C- und N-Umsatzes über den Jahresverlauf stark von Bodeneigenschaften (v.a. Bodenart) und von der Qualität und Menge eingearbeiteter organischer Stoffe abhängt. In Inkubations- und Feldversuchen stellten Sanchez et al. (1997) fest, dass die N-Mineralisierung aus Kompost in drei Phasen verläuft, wobei das grundlegende Muster dieser Mineralisierung von jahreszeitlichen Einflüssen überlagert wird:

- In einer ersten Phase kommt die N-Mineralisierung sehr langsam in Gang.
- In einer zweiten Phase folgt ein linearer Anstieg der Konzentration an mineralischem N.
- In einer dritten Phase steigen mineralischer und leicht mineralisierbarer N (zB charakterisiert als EUF-N) etwa parallel und linear an.

Aus diesem Verhalten leiten die Autoren die Empfehlung ab, den Kompost möglichst 3 Monate vor der Saat bei Sommerkulturen zu applizieren, um in der Zeit deutlich steigenden Pflanzenbedarfs das ab Phase 2 mineralisierte N effektiv zu nutzen.

Auch die Kenntnis der räumlichen (horizontalen) Variabilität der N-Mineralisierung in einem Boden bzw. einer Fläche ist notwendig, um die Vorhersage der erwarteten N-Mineralisierung für die Düngebedarfsermittlung verwenden zu können. Die Erfassung der räumlichen Variabilität mit Hilfe von geostatistischen Methoden (Inkubationsversuche mit 108 Bodenkernen auf einem 1,7 ha Feld) war das Ziel einer Untersuchung von Mahmoudjafari et al. (1997). Die Ergebnisse zeigten eine vergleichsweise zu anderen Bodenfaktoren geringe Variabilität für das Mineralisierungspotenzial und die Mineralisierungsratenkonstante. Deutlich größere räumlich bedingte Schwankungen (CV = 58 - 234 %) wurden von Sierra (1996) in einem vergleichbaren Versuchsansatz festgestellt, wobei die unterschiedliche Bodentemperatur den größten Anteil der CV-Variabilität erklärte.

Ergebnisse aus Inkubations- und Gefäßversuchen

In einer Studie von Wadman & de Haan (1997) wurden 36 holländische Ackerböden mit sehr unterschiedlichen Eigenschaften (Bodenart Ton bis Sand, $N_{\text{tot}} = 0,1$ bis 1,5 %, Humus = 1,3 bis 51 %, Carbonat = 0,0 bis 8,7 %, pH = 3,8 bis 7,3) hinsichtlich der Abbaurate der bodeneigenen organischen Substanz in einem über 50-jährigen Gefäßversuchen (nicht drainiert, bei 50 - 70 % der Wasserhaltekapazität) untersucht. Der Abbau der organischen Substanz war sehr eng korreliert mit dem Anfangsgehalt an organischer Substanz. Die unterschiedlichen Bodencharakteristika hatten somit keinen direkten Einfluss auf die Abbaurate. In einer weiteren Untersuchung, in der Böden über 12 Monate bei 30°C inkubiert wurden, ergab sich eine Mineralisierung von durchschnittlich 25 % des Gesamt-N (Keeney & Bremner, 1966).

2.2.1.2 N-Immobilisierung

Die N-Immobilisierung ist die Umwandlung anorganischer N-Verbindungen (NH_4^+ , NH_3 , NO_2^- , NO_3^-) in organische Verbindungen durch Mikroorganismen in Zell- und Gewebestandteile (mikrobielle N-Immobilisierung) oder der Einbau von Ammonium-N in mikrobiell schwer angreifbare N-Heterocyclen (chemische N-Immobilisierung) (Amberger, 1983). Ausgangspunkt der Immobilisierung ist das Ammonium. Wenn dieses nicht verfügbar ist, wird N auch in Form von Nitrat von Mikroorganismen assimiliert, sofern leicht verfügbare C-Quellen vorhanden sind (Recous et al., 1988). Neben der Immobilisierung ausgehend vom anorganischen N wurde für kleinräumige Bereiche im Boden („microsite-scale“) auch die Immobilisierung sehr kleiner organischer N-Verbindungen (v.a. Aminosäuren) als möglicher, wenn auch weniger bedeutender Weg beschrieben (Jarvis et al., 1996). Nicht zur N-Immobilisierung gezählt wird die N-Aufnahme und -Inkorporation durch Pflanzen sowie die N_2 -Fixierung (s.o.) durch Bodenmikroorganismen. Zur mikrobiellen N-Immobilisierung kommt es in der praktischen Landwirtschaft, wenn organische Materialien mit einem relativ weiten C/N-Verhältnis ($> 25 - 30$, zB Getreidestroh) in den Boden eingearbeitet wird. Die sich dann stark vermehrenden cellulosezersetzenden Mikroben decken dann ihren N-Bedarf aus dem N der Bodenlösung, so dass Pflanzen in eine Mangelsituation kommen können. Aus diesem Grund erfolgt die Strohdüngung i.d.R. zusammen mit einer N-Ausgleichsdüngung (zB 1 kg N dt^{-1} Stroh). Der Begriff der mikrobiellen N-Immobilisierung umfasst allerdings nicht nur die mittel- und langfristige Festlegung von Stickstoff in stabilen Verbindungen, sondern auch die Bindung in leicht abbaubarer mikrobieller Biomasse im Sinne einer kurzzeitigen mikrobiellen N-Pufferung. So gesehen ist der Begriff Immobilisierung zumindest in diesem Fall ungeeignet. Zum mobilen N-Pool trägt neben dem direkt aus Pflanzenresten und nativem Boden-N freigesetzten NH_4^+ (und dem daraus entstehenden Nitrat) zu einem großen Anteil das aus der abgebauten mikrobiellen Biomasse freigesetzte Ammonium bei (Jarvis et al., 1996). Dem oben definierten Begriff der Nettomineralisierung (Gesamt(brutto)-Mineralisierung minus Immobilisierung) muss der Begriff der Nettoimmobilisierung für den Fall einer starken N-Bindung in kurzfristig nicht mineralisierbarer oder einer unter N-Mangel extrem vermehrten Biomasse (zB nach Strohdüngung) gegenübergestellt werden. Das klassische Konzept, wonach C/N-Verhältnisse oberhalb 20 - 30 zur Nettoimmobilisierung und darunter zur Nettomineralisierung führen, ist in vielen Fällen nicht gültig (Jensen et al., 1997).

Der in der mikrobiellen Biomasse gebundene Stickstoff liegt im Bereich von 0,5 – 15,3 % ($3 - 108 \text{ kg N ha}^{-1}$) des Gesamt-N in der Oberbodenschicht von 0 – 12,5 cm (Anderson & Domsch, 1990). Für Grünland (Mähweide) werden Werte von $138 - 240 \text{ kg ha}^{-1}$ (0 - 10 cm) angegeben (Bristow & Jarvis, 1991). Die Umsetzungszeit (turnover) von Mikrogenbiomasse-N wird als um den Faktor 5 bis 10 schneller angesehen als die Umsetzung des Stickstoffs der organischen Masse von Ernterückständen (Marumoto et al., 1982; Smith & Paul, 1990). Diesen Umsatzraten wird besonders in Böden ohne Mineraldüngung oder andere schnell verfügbare N-Quellen eine besondere Bedeutung für den Ertrag und mögliche N-Verluste beigemessen. Dabei kann die

Mineralisierungsleistung nicht ausschließlich der Mikroflora (Bakterien und Pilze) zugeschrieben werden. Der Invertebraten-Fauna kommt eine ebenfalls erhebliche Bedeutung zu, da sie

- die organische Substanz räumlich verteilen,
- durch die Metabolisierung organischer Substanzen den Mineralisierungsprozess beschleunigen und
- die Lebens- und Aktivitätsbedingungen der Mikroflora (positiv) beeinflussen.

Mineralisierungssteigernde Effekte sind für die Gegenwart von Protozoen, Nematoden (Bouwman et al., 1994) und Regenwürmer (Willems et al., 1996) festgestellt worden.

Unter „stabilisiertem“ N wird derjenige Teil des organischen N verstanden, der nachhaltig der Mineralisierungs- und Immobilisierungsdynamik entzogen wird und sich im Boden anreichert. Der stabilisierte N wird auch als „refraktärer“ organischer N bezeichnet. Dessen Grundlage ist in erster Linie Protein- und Peptid-N. Als Stabilisierungsreaktionen werden diskutiert (Siebert, 1998):

- die Adsorption von proteinhaltigem Material an Bodenminerale der Schluff- und Tonfraktion
- die Bindung von mikrobieller Biomasse an Bodenminerale der Schluff- und Tonfraktion,
- Anreicherung proteinhaltiger Biomasse in Feinporen des Bodens, die für Mikroorganismen und Enzyme nicht zugänglich sind,
- Inkorporation von N in Huminstoffe.

Die Mechanismen der Stabilisierung von organischem N sind bislang weder für Böden noch für Komposte geklärt. Über die Hälfte des organischen N liegt als nicht identifizierbare N-Fraktion vor (Siebert, 1998). Generell ist die Identifizierung von verschiedenen N-Pools und die Zuordnung zu Mineralisierungsraten und –zeiträumen ein nicht gelöstes Problem.

2.2.1.3 Nitrifikation

Die Nitrifikation ist die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat in Gegenwart von Sauerstoff. Der stark pH-abhängige Vorgang erfolgt zweistufig durch aerobe Bakterien (I. *Nitrosomonas*, II. *Nitrobacter*) nach folgendem Schema:



Das Maximum der Nitrifikationsrate liegt zwischen pH 6 und 8. In stärker sauren Böden sinkt die Rate ab, wobei dann zunehmend andere Organismen (Pilze) wirksam werden. Das Temperaturoptimum liegt bei 25 - 35°C. Bei geringeren Temperaturen sinkt die Rate, die Nitrifikation bleibt aber auch bei 0 - 2°C wirksam. Die erste Stufe der Nitrifikation kann im Rahmen einer Düngungsmaßnahme mit Kalkstickstoff Dicyandiamid (DCD) oder organischen Düngern (Pyridinderivat „N-Server“ zu Gülle) künstlich blockiert werden, um die N-Anlieferung an die Pflanze zu regulieren oder um Verluste durch Denitrifikation oder Nitratauswaschung zu

verhindern. *(Der Nutzen von Nitrifikationshemmern für die Verringerung von Nitrat austrägen ist in den meisten Fällen zweifelhaft, soll aber hier nicht diskutiert werden.)*

2.2.1.4 Ammonium-Fixierung

In Böden mit hohem Anteil an Tonmineralen wird ein Teil des bei der Mineralisierung entstehenden Stickstoffs in Zwischenschichtpositionen der Tonminerale adsorptiv gebunden. Teilweise kann das Zwischenschicht-Ammonium nativ, d.h. aus dem Ausgangsgestein „erbt“ sein. Das in den Kernbereichen der Minerale gebundene Ammonium ist einem Austausch gegen andere Kationen wie auch der Nitrifizierung (s.u.) weitgehend unzugänglich (Fixierung). Die in den am Rand gelegenen Schichtzwischenräumen gebundenen Anteile hingegen werden bei Ausbildung steiler Konzentrationsgradienten an der Mineraloberfläche, zB durch Pflanzenentzug aus der Bodenlösung oder der Nitrifikation des gelösten Ammoniums der Gleichgewichtslösung, freigesetzt bzw. ausgetauscht. Dadurch entsteht eine Pufferkapazität für Ammonium-N, die je nach Boden und Bewirtschaftung ökologisch bedeutend sein kann. Die entsprechende Fraktion wird bezeichnet als „nichtaustauschbares“ (aber längerfristig verfügbares) Ammonium (Steffens & Sparks, 1997). Auf Grund sehr ähnlicher Bindungseigenschaften (Übereinstimmung von Ionenradius und Ladung) von Ammonium und Kalium, existiert eine ausgeprägte wechselseitige Beeinflussung hinsichtlich Bindung und Freisetzung, die u.U. bei Düngungsfragen relevant sein kann. Nach Literaturangaben (Schachtschabel, 1961) über Gehalte an fixiertem NH_4 beispielsweise in Lössböden (200 mg kg^{-1}) errechnet sich ein erheblicher Gesamtvorrat von bis zu $600 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$, für tonig-illitische Böden werden Angaben von bis zu $400 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ und für smectitisch/vermiculitische Böden von bis zu $150 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$, jeweils bezogen auf den Vorrat in der Ackerkrume 0 - 30 cm, gemacht (Schwertmann & Niederbudde, 1993). In tonreichen Marschböden werden Konzentrationen angegeben (Scheffer & Schachtschabel, 1998) aus denen sich Vorräte von bis zu $2500 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ errechnen. Von diesem Vorrat unterliegt ein nicht generell vorhersagbarer Anteil potentiell der biologischen N-Dynamik (Pflanzenaufnahme, Nitrifikation). Mit Hilfe von Untersuchungen mit dem Isotop ^{15}N konnte gezeigt werden, dass in K-fixierenden Böden 60 % von 150 kg des aus dem Dünger stammenden Ammoniums in die Schichtzwischenräume von Tonmineralen eingebaut und in der folgenden Vegetationsperiode zu 84 % wieder freigesetzt wurden (Schwertmann & Niederbudde, 1993).

2.2.1.5 Stickstoffentzug durch Pflanzen

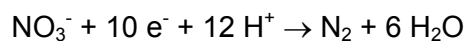
Der während des Pflanzenwachstums wechselnde Bedarf an Stickstoff muss aus verschiedenen Quellen gedeckt werden (Mineralisierung von Bodenvorräten und organischem Dünger-N, mineralisches N des Bodens und aus Düngern). Da die Mineralisierung über die gesamte Wachstumsperiode hinweg stattfindet, ist es von Bedeutung, den Pflanzenbedarf zu verschiedenen Zeiten richtig einzuschätzen. Anhand einer Untersuchung mit Winterweizen wurde beispielsweise gezeigt, dass der N-Bedarf während Herbst und Winter sehr gering ist. Im Frühjahr steigt der Bedarf langsam an und liegt bei starkem Wachstum im Mai/ Juni bei etwa

zwischen 1,6 und bis zu 6 kg N ha⁻¹ * Tag (Rowell, 1997). Bei anderen Nährstoffen wie Kalium und Phosphat liegt das Augenmerk dagegen stärker auf dem vor der Aussaat vorliegenden verfügbaren Anteil. Der Bedarf der verschiedenen Kulturen ist abhängig vom erwarteten Ertragsniveau (Entzug) sowie der Fruchtfolge (Einbindung von Leguminosen) und liegt für die meisten Kulturen zwischen ca. 100 und 300 kg N ha⁻¹ (mittlere Entzugsdaten für verschiedene Kulturen und Ertragserwartungen sind in zahlreichen Handbüchern und Broschüren zu finden.)

2.2.1.6 Gasförmige N-Verluste

Neben der Auswaschung und den Verlusten durch Erosion tragen gasförmige Austräge zu N-Verlusten bei. Diese sollten vor allem zum Schutz der Atmosphäre nach Möglichkeit minimiert und in N-Bilanzen berücksichtigt werden. Die wichtigsten Prozesse, in deren Folge gasförmige N-Verluste auftreten, sind die Denitrifikation und die Ammoniakverflüchtigung.

Unter Denitrifikation versteht man die mikrobielle Reduktion von Nitrat zu elementarem Stickstoff gemäß dem Schema:



Die Denitrifikation wird wirksam, wenn bei hoher Wassersättigung und Sauerstoffmangel anaerobe Bakterien (zB Gattungen *Pseudomonas*, *Achromobakter*) Nitrat und Nitrit als Elektronenakzeptoren verwenden. Voraussetzung ist die Gegenwart von leicht verfügbaren organischen Kohlenstoffquellen (als Elektronendonator), eine Bodentemperatur größer als 5°C, ein pH Bereich von 6-7 (Optimum) und ein ausreichendes Angebot an Nitrat. Als Zwischenprodukt entstehendes N₂O kann, wenn es nahe der Bodenoberfläche gebildet wird, direkt in die Atmosphäre entweichen. Unter mitteleuropäischen landwirtschaftlichen Bedingungen gehen etwa 7 % (Variationsbreite 1 - 16 %) des zugeführten Dünger-Stickstoffs durch Denitrifikation verloren (Benckiser et al., 1987). Andere Abschätzungen kommen zu Werten von 15 - 30 % (Amberger, 1983).

N-Verluste in Form von Ammoniak spielen auf kalkreichen, sorptionsschwachen Böden vor allem dann eine größere Rolle, wenn stark Ammoniak-freisetzende Düngemittel (Harnstoff, flüssiges Ammoniak, Gülle) in größeren Mengen verabreicht und ungenügend eingearbeitet werden.

Eine quantitative Abschätzung und Bilanzierung der gasförmigen N-Verluste ist äußerst schwierig, da sie sehr stark von schnell wechselnden Bodenparametern bzw. -zuständen (Wassersättigung, Sauerstoffsättigung, Redoxpotenzial, Temperatur) und von klimatischen Faktoren (Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, Niederschläge) abhängen.

2.2.2 N-Auswaschung in Abhängigkeit von Standort- und Bodeneigenschaften

2.2.2.1 Ausmaß der N-Auswaschung aus landwirtschaftlichen Böden

Die Problematik der Auswaschung von Stickstoff steht in engem Zusammenhang mit der Trinkwassergewinnung, aber auch mit der effizienten Nutzung von Boden- und Dünger-N in der landwirtschaftlichen Produktion. Die Auswaschung von N erfolgt in der Regel als Nitrat, nur in besonders sorptionsschwachen Böden kann die Auswaschung von Ammonium Bedeutung erlangen. Problematische Sickerwasserkonzentrationen finden sich vorwiegend unter landwirtschaftlichen Nutzflächen. Die generell höhere Auswaschung auf Ackerstandorten begründet sich mit den hohen Nitratrestbeständen nach der Ernte und die besonders hohe N-Mineralisierung aus Boden-N oder N-reichen Ernterückständen in Folge intensiver Bodenbearbeitung. Dabei ist die landwirtschaftliche Bodennutzung in Trinkwassergewinnungsgebieten unverzichtbar. Die potenzielle Grundwasserneubildungsrate ist unter Waldnutzung v.a. auf Grund der hohen Interzeptionsverluste erheblich geringer als unter Grünland und Ackernutzung (Gäth & Wohlrab, 1992).

Das Ausmaß der N-Auswaschung lag in langjährigen Lysimeterversuchen in Weihenstephan je nach Bodenart bei 50 - 75 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Amberger, 1983). Strebel & Renger (1982) kommen auf Werte von durchschnittlich 59 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im 10-jährigen Mittel, die mittlere Nitratkonzentration in der Grundwasserneubildung lag bei 24 mg Nitrat-N l⁻¹. Auf sandigen Ackerstandorten wurden in einer weiteren Untersuchung Werte von 90 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gemessen, wobei der Wert unter Grünlandnutzung bei nur 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ lag (Strebel & Renger, 1982). Aus hygienisch-toxikologischen Gründen darf Grundwasser, sofern es zur Trinkwasserversorgung genutzt wird, nach EU-Vorgaben eine Konzentration von 11.3 mg Nitrat-N l⁻¹ (d.h. 50 mg Nitrat l⁻¹) nicht überschreiten.

Grundsätzlich verlieren alle Böden, auch solche unter natürlicher Vegetation, geringe Nitratmengen ins Grundwasser (Rowell, 1997). Bei der Bewertung von Daten zur N-Auswaschung und der Ableitung von Zielvorgaben für die Reduktion der Nitratauswaschung muss daher ein standortsspezifischer Grundbetrag berücksichtigt werden, der auch bei nichtgedüngten Ackerböden auftritt. Solche Grundbeträge lassen sich durch Extrapolation der Beziehung zwischen N-Düngung und N-Auswaschung auf den Wert der Null-Düngung errechnen. Strebel & Renger (1982) haben für Sandböden unterschiedlicher Nutzung einen Grundbetrag der Nitratauswaschung von 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ der Nitratauswaschung (bei 200 mm Grundwasserneubildung) entsprechend einer Konzentration von ca. 15 mg Nitrat-N l⁻¹ errechnet. Ähnlich geringe Werte wurden auf hoch gedüngten Flächen unter Berücksichtigung geeigneter Anbaustrategien (zB Zwischenfruchtanbau) erreicht.

Einfluss von Boden-, Klima- und Standorteigenschaften

Da Nitrat als sehr schwach sorbierende Verbindung der Wasserbewegung im Boden folgt, sind die Verlagerung und -auswaschung von Boden-N im wesentlichen das Produkt der Faktoren „Sickerwasserbildung“ und „Nitratkonzentration der Bodenlösung“. Beide Faktoren wirken gleichzeitig bzw. gemeinsam und die Nitratauswaschung hängt sehr stark vom zeitlichen Zusammenwirken beider Faktoren ab. In der folgenden Übersicht sind die Einflussfaktoren der Grundwasserneubildung (Index 1) und der N-Konzentration des Sickerwassers (Index 2), deren Produkt die tatsächliche Grundwasserbelastung ergibt, als Kurzübersicht zusammengestellt:

TABELLE 2-2: EINFLUSSGRÖßEN DER NITRATANLIEFERUNG AN DAS GRUNDWASSER
(VERÄNDERT NACH RENGER, 1988)

Einflussgröße	hohe Nitratverlagerung
<u>Klima:</u>	
Niederschlagsmenge und -verteilung ^{1,2)} Potenzielle Verdunstung ¹⁾	hohe Niederschläge, geringe Verdunstung
<u>Boden:</u>	
Feldkapazität und nutzbare Feldkapazität des Wurzelraumes (Textur, Profiltiefe) ^{1,2)} N-Vorrat und –Umsetzungsvermögen ²⁾ Grundwasserflurabstand ¹⁾ , Relief ¹⁾	geringe Feldkapazität (Sandböden) flachgründige Böden hoher N-Vorrat und Umsetzungsvermögen grundwasserferne Standorte
<u>Pflanzenbestand:</u>	
Pflanzenart (Bedeckungsgrad, Wurzelraumtiefe, N- und Wasseraufnahme) ^{1,2)}	Pflanzen mit kurzer Vegetationszeit und geringer N-Ausnutzung, Flachwurzler, später Bestandsschluss
Dauer und Jahreszeit der Bodenbedeckung ^{1,2)}	lange Brachezeiten, keine Winterzwischenfrüchte
<u>Bewirtschaftungsintensität:</u>	
zB Häufigkeit und Intensität der Bodenbearbeitung ²⁾ Beregnung ^{1,2)}	häufiges Pflügen, intensives Lockern intensive oder frühe Beregnung, hohe Einzelgaben
<u>N-Düngung:</u>	
Art ²⁾ Menge ²⁾ Zeitpunkt ²⁾	hohe organische Düngung hohe Einzelgaben, hohe N-Bilanzsalden sehr frühe oder späte Düngung
¹⁾ Einfluss auf Grundwasserneubildung	²⁾ Einfluss auf Nitratkonzentration im Sickerwasser

Einflussfaktor „Sickerwasserbildung“

Die klimatischen Standortfaktoren beeinflussen zusammen mit den Bodeneigenschaften und dem Pflanzenbestand den Standortwasserhaushalt. Als zentrale Größe hinsichtlich der hier

behandelten Verlagerungsproblematik resultiert die Sickerwasserspense (AS) (Grundwasserneubildung) aus der Differenz aus Niederschlagsmenge (N), Bodenwasservorrat (dV) und Evapotranspiration (AET) (Wohlrab et al., 1992) gemäß:

$$AS = N - AET \pm dV$$

Dabei wird die Höhe der Evapotranspiration wiederum bestimmt durch klimatische Größen (Temperatur, Luftfeuchte, Luftbewegung), durch den Pflanzenbestand (Art, Blattoberfläche, Entwicklungsstadium) und schließlich bodenkundliche Kenngrößen (Bodenart, Oberflächenrauigkeit, Exposition usw.). Der Bodenwasservorrat (Wasserspeichervermögen) ist als eine Puffergröße zu sehen, die mit unterschiedlichem Vorzeichen zur Sickerwasserspense beitragen kann und durch bodenkundliche Kenngrößen beschrieben wird. In grundwassernahen Standorten kann der kapillare Aufstieg (AK) aus dem Grundwasser als zusätzlichen Eintragsgröße neben dem Niederschlag eine Rolle spielen.

$$AS = (N + AK) - AET \pm dV$$

Das Ausmaß der Sickerwasserbildung hängt ab von klimatischen, bodenkundlichen und pflanzenbaulichen Faktoren (s.u.). Ein besonders wichtiger bodenkundlicher Parameter ist das **Wasserspeichervermögen**, das von der Bodenart, dem Humusgehalt, dem Gefüge, der Profiltiefe und der Lagerungsdichte und durch diese Merkmale letztendlich vorgegeben vom Porenvolumen und der Porengrößenverteilung abhängt. Die Wassermenge, die der Boden entgegen der Schwerkraft zu halten vermag, wird als Feldkapazität (entspricht dem Wasserspeichervermögen) bezeichnet. Der für Pflanzen nutzbare Anteil wird als nutzbare Feldkapazität bezeichnet. Die Höhe der **nutzbaren Feldkapazität des durchwurzelten Raumes (nFKWe)** entspricht dem pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrat, dessen Höhe entscheidend ist für die Bestimmung der Sickerwasserspense. Mit steigender nFKWe vergrößert sich die Evapotranspiration im Sommer und die Wasserspeicherung entgegen der Schwerkraft im Herbst - Winter mit der Folge eines relativ späten Einsetzens der Sickerwasserbildung im Jahresverlauf. In Böden, in denen sich auf Grund ihrer lehmig-tonigen Textur stabile Makroporen bilden können, ist trotz einer hohen nFKWe mit einem starken Anstieg der Sickerwasserspense zu rechnen, wenn nach hohen Niederschlägen das Wasserspeichervermögen der Bodenmatrix erschöpft ist (schneller Makroporenfluss). Unter diesen Bedingungen ist die Verlagerungsgefahr für Nitrat (und anderen Stoffen wie PSM) schwer aus den Boden- und Klimaeigenschaften abzuschätzen.

Ein weiterer wichtiger Standortfaktor für die Grundwasserneubildung ist der **Grundwasserflurabstand**. Da das Nitrat der Wasserbewegung im Boden folgt, kann es neben einer möglichen Verlagerung mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten auch zum Aufstieg des Nitrats mit dem Kapillarwasser kommen. Das Ausmaß des möglichen kapillaren Aufstiegs ist bei sandigen Böden auf Grund des geringen Anteils an Fein- und Mittelporen kleiner als bei lehmigen bis tonigen Böden (bestimmt durch die höhere ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit und das Matrixpotenzial). Bei geringem Grundwasserflurabstand kann daher vor allem bei lehmig-tonigen Böden die Grundwasserneubildung durch kapillaren Aufstieg

verringert werden, bei großem Grundwasserflurabstand ist die Verlagerung ab einer bodenspezifisch unterschiedlichen Tiefe irreversibel.

Die Sickerwasserspende an einem gegebenen Standort lässt sich entweder durch Messung bestimmen oder über unterschiedliche Schätzverfahren (Gesamtabflussberechnung, klimatische Wasserbilanz, Nomogramme, Simulationsmodelle) vorhersagen (Renger & Wessolek, 1990; Gäth & Wohlrab, 1992).

Zum Verständnis für die Nitratverlagerung ist neben der Höhe der Grundwasserneubildung auch deren zeitlicher Verlauf im Jahresgang relevant. In der Regel findet die Grundwasserneubildung verstärkt in den Monaten von September bis April statt (Strebel, 1988). Zu erheblicher Nitratverlagerung kommt es folglich, wenn in diesen Monaten ein größerer Vorrat an Nitrat im Boden vorliegt oder entsteht. Daneben sind weitere mögliche Auswaschungsphasen zu berücksichtigen. In einer Arbeit von Wantulla et al. (1988) wurde durch ganzjährige Boden- und Bodenwasseruntersuchung einer güllegedüngten Pseudogley-Braunerde nach mehrjährigem Silomaisanbau die N-Dynamik untersucht. Die Maxima der N-Mineralisierung waren typischerweise im Herbst (September - Oktober) und in der Zeit zwischen April und Juni, wenn es zur Wiedererwärmung des noch feuchten Bodens kommt. Besonders das Frühjahrsmaximum fällt mit einer Phase geringen Pflanzenbedarfs (v.a. bei Mais) zusammen, so dass in dieser Zeit wie auch im Herbst eine erhebliche Auswaschung gemessen wurde. Die höchsten Nitrat-Sickerwasserkonzentrationen lagen in dieser Untersuchung bei knapp 100 mg Nitrat l⁻¹. Während des Untersuchungszeitraumes von 1 Jahr gab es drei Sickerperioden mit Auswaschungsverlusten aus der durchwurzelten Schicht (0-110 cm) von 100, 82 und 33 kg N ha⁻¹. Das Maximum lag in der Frühjahrsperiode.

Problematisch hinsichtlich der Höhe und zeitlichen Verteilung der Sickerwasserbildung (Bodenhydrologie) sind somit grundsätzlich Standorte mit flachgründigen, sandigen und grundwasserfernen Böden, hohen Niederschlägen und geringer Evapotranspiration. Wichtig ist zudem das zeitliche Zusammenspiel mit klimatischen Faktoren und Vegetationsphasen bzw. pflanzenbaulichen Maßnahmen. Auf stark sandigen Standorten kann vor allem in Gegenden mit mittleren und höheren Niederschlägen (> 600 mm) davon ausgegangen werden, dass das im Zeitraum von August bis November in den Boden gelangende oder vorhandene Nitrat vollständig über die Winterperiode ausgewaschen wird (Renger, 1988). Selbst für die im Februar an diesen Standorten vorhandenen Nitratmengen besteht noch eine 50 %-ige Auswaschungsgefahr. In einer Untersuchung von Renger (1988) auf sandigen Böden wurde anhand einer Korrelation zwischen der Höhe der N-Düngung und der mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser gezeigt, dass im Bereich von 0-200 kg N ha⁻¹ Düngung die Nitratkonzentration im Sickerwasser mit jedem kg Dünger-N um 0,58 mg l⁻¹ ansteigt. Bei Lössböden ist die Situation in der Regel wesentlich günstiger.

Nitratkonzentration im Sickerwasser:

Wichtige Kenngrößen zur Bewertung der Grundwasserbelastung durch Nitratauswaschung sind die boden- und nutzungsspezifischen Werte der **jährlichen_Grundwasserneubildung** und

deren **mittlere Nitratkonzentration** für einzelne Flächen bzw. das **Produkt beider Größen**. Zur Bewertung der Nitratkonzentrationen der jährlichen Grundwasserneubildung (Sickerwasserkonzentration) wird der EU-Grenzwert von $11,3 \text{ mg Nitrat-N l}^{-1}$ herangezogen (Scheffer & Schachtschabel, 1998). In Untersuchungen von Strebel (1988) wurden mittlere Nitratkonzentrationen der jährlichen Grundwasserneubildung an Sandstandorten unterschiedlicher Nutzung von 15 bis 180 mg l^{-1} gemessen. Für Lössböden wurden Werte von $30 - 60 \text{ mg l}^{-1}$ gemessen. Unter Sonderkulturen und bei Feldgemüsebau treten Werte bis 450 mg l^{-1} und darüber auf (zum Einfluss der Nutzung s.u.).

Neben der Frage der Wasserbewegung im Boden und der ungesättigten Zone ist es somit entscheidend in welchem Ausmaß und in welcher Zeitabhängigkeit die N-Nachlieferung aus dem Boden stattfindet. Diese ist um so größer, je höher die Humusmenge (Konzentration, Mächtigkeit des humosen Ap-Horizontes) und je enger das C/N-Verhältnis ist. Der im Boden organisch gebundene Stickstoff steht im Gleichgewicht mit den Prozessen der Mineralisierung (Freisetzung von Nitrat und Ammonium aus dem organischen N-Pool) und der Immobilisierung (Einbindung in mikrobielle Biomasse). Dieses Gleichgewicht hängt ab von der Qualität der organischen Substanz (u.a. C/N-Verhältnis) und verschiedenen Einflussgrößen wie Temperatur, Feuchte, Durchlüftung, mikrobielle Aktivität und dem pH-Wert. Im Vergleich zu anderen Nährstoffen unterliegen die löslichen N-Fractionen und damit die Konzentrationen des Nitrats in der Bodenlösung bzw. die eventuellen Sickerwasserfrachten starken Schwankungen im Jahresverlauf. Diese werden durch die unterschiedliche Intensität der Mineralisierung, Immobilisierung und Denitrifizierung bestimmt.

Grundsätzlicher Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen

Das Verlagerungsrisiko von Nährstoffen ist über verschiedene Wirkmechanismen mit der pflanzenbaulichen Nutzung von Böden verbunden. Sehr gut belegt sind die Effekte unterschiedlicher Fruchtfolgen auf die Verlagerung von Nitrat. Sehr günstig wirkt sich die Integration von Zwischenfrüchten vor allem über den Winter aus. Das Verlagerungsrisiko erhöht sich hingegen durch Früchte (zB Raps, Kartoffeln), durch deren Ernterückstände relativ hohe N-Mengen vor der Winterperiode auf dem Feld verbleiben. Entsprechendes gilt vor allem auch für Leguminosen als Zwischenfrüchte. Weiterhin von erheblichem Einfluss ist das Niveau der N-Düngung sowie Termin und Verteilung der Einzelgaben. Potentiell auswaschungsfördernd sind auch Hackfrüchte und Mais, da hier der Bestandesschluss relativ spät im Frühjahr erfolgt und dadurch noch eine höhere Versickerung von Wasser und eine verzögerte N-Aufnahme zwischen Saat und Bestandesschluss erfolgt. Zur N-Auswaschung kommt es vor allem, wenn nach der Winterperiode höhere Nitratkonzentrationen im unteren Profilabschnitt vorhanden sind. Die Art und Intensität der Bodenbearbeitung und die damit verbundene Veränderung verschiedener Bodenparameter (zB Durchlüftung) beeinflusst ebenfalls die N-Mineralisierung. Zu einer schnellen Umsetzung von organischen N-Vorräten im Oberboden kann es auch durch Nutzungswechsel, v.a. Grünlandumbruch kommen. Nutzungsspezifische mittlere Nitrat-

Konzentrationen der jährlichen Grundwasserneubildung bei Sand- und Lössböden finden sich in der folgenden Tabelle.

TABELLE 2-3: NUTZUNGSSPEZIFISCHE MITTLERE NITRATKONZENTRATION DER JÄHRLICHEN GRUNDWASSERNEUBILDUNG BEI SAND- UND LÖSSBÖDEN (STREBEL ET AL., 1989)

Nutzung, Fruchtfolge	N-Düngung	Nitrat-Konz. mg l ⁻¹
<u>Sandböden:</u>		
Acker (Getreide - Zuckerrüben/ Kartoffeln)	120 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	22 - 30
Acker (Getreide - Winterzwischenfrucht - Zuckerrüben/ Kartoffel)	120 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	14 - 16
Mähwiese	250 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	3 - 7
Intensive Weide (2 RGVE/ ha, ca. 180 Weidetage)	250 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	14 - 20
Feldgemüsebau, einschließlich Sonderkulturen	300-600 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	34 - > 70
Nadelbaumbestand		< 2,5
Schwarzerlenbestand		≈ 10
<u>Lössböden:</u>		
Acker (Getreide - Zuckerrüben)	150 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	7 - 14

Die gezeigten Daten lassen das deutlich höhere Verlagerungsrisiko auf Sandböden, die positive Wirkung des Zwischenfruchtanbaus und die erhöhte Auswaschungsgefahr bei Weidewirtschaft erkennen. Als besonders problematisch sind Sonderkulturen einschließlich Feldgemüsebau auf Sandböden einzustufen. Hier werden in anderen Literaturstellen noch weit höhere Nitratkonzentrationen der Grundwasserneubildung von 150 bis 450 mg l⁻¹ genannt (Strebel, 1988).

3 N-DYNAMIK UND AUSWASCHUNG BEI KOMPOSTANWENDUNG

Vor dem Hintergrund der geltenden gesetzlichen Bestimmungen und auf der Suche nach einem praxisgerechten Konsens, muss die Frage diskutiert werden, welcher Anteil an Stickstoff unmittelbar und längerfristig als verfügbar beziehungsweise mobilisierbar angerechnet werden kann. Folgende Teilaspekte werden in der Literatur bearbeitet:

- Stickstoffeffizienz und Mineralisierung
- Stickstoffverluste durch Auswaschung
- N-Mobilisierung in Abhängigkeit von
 - Fruchtfolge
 - Bodeneigenschaften
 - Komposteigenschaften,
- Analytische Methoden zur Erfassung des Stickstoffmineralisierungspotenzials von Komposten und in mit Komposten gedüngten Böden.

3.1 Stand der Diskussion

Kompost ist ein kohlenstoffreiches organisches Material, das in erster Linie als Bodenverbesserungsmittel der Erhaltung und dem Aufbau des Dauerhumus sowie der Ernährung des Bodenlebens (Nährhumus) dient. Durch regelmäßige Kompostzufuhr werden wesentliche Milieubedingungen für den mikrobiellen Stoffumsatz und die Entwicklung und Aktivität von Meso- und Makrofauna des Bodens nachhaltig beeinflusst.

Durch die überwiegend organische Bindung des Stickstoffs (> 90 – 95 %) in verschiedenen Fraktionen der organischen Substanz spielt die direkte Stickstoff(dünge)wirkung bei Kompost eine untergeordnete Rolle. Im Unterschied dazu sind Mineraldünger, Jauche oder Gülle schnell wirksame Dünger, d.h. der enthaltene Stickstoff ist entweder unmittelbar oder durch eine rasche Mineralisierung zu einem höheren Anteil in kurzer Zeit pflanzenverfügbar und damit auch auswaschungsgefährdet.

In Abhängigkeit der verwendeten Rohstoffe, der Rottebedingungen und der Stabilität der organischen Substanz (Reife-, Humifizierungsgrad) weisen Komposte eine für sie typische langsame Stickstoff-Mineralisierungsdynamik und damit Stickstofffreisetzung auf. Somit ist nicht nur die Düngewirkung sondern auch die Frage der potenziellen Stickstoffauswaschung anders als bei schnell wirksamen N-Düngern zu bewerten (andere Zeit-Wirkungsdynamik).

Bisherige Untersuchungen mit Bioabfall- und Grünschnittkomposten und Modellrechnungen gingen davon aus, dass 5 – 20% des im Kompost enthaltenen Stickstoffs im ersten Jahr der Anwendung für das Pflanzenwachstum zur Verfügung stehen (Amlinger & Götz, 1999; Amlinger et al., 2003).

In Tabelle 3-1 sind die prozentuellen Anteile des kurz- und mittelfristig verfügbaren Stickstoffs an den anrechenbaren Gesamtstickstoffmengen für Rindermist, -gülle und -jauche, Mineraldünger und Biokompost nach Schechtner (1992), Amlinger & Götz (1999) und BMLF (1999) zusammengestellt.

TABELLE 3-1: KURZ- UND MITTELFRISTIG VERFÜGBARE N-ANTEILE DER AUSGEBRACHTEN GESAMT-STICKSTOFFMENGEN [IN % VON N_{ANR}]

		Wirtschaftsdünger (Rind) in % vom anrechenbaren N*			Mineral- dünger*		Bio- Kompost ^{oo}
		Jauche	Gülle	Stallmist			
Ackerland	Jahr der Anwendung	60-90	55-80	35-50	85-100		5-20
	Summe der Nachwirkungen in den Folgejahren	10-40	20-45	50-65 °	0-15	2. J.	bis 8
						ab 3. J.	3 - 5
Grünland	Jahr der Anwendung	100	66	50	85-100		5-20
	Summe der Nachwirkungen in den Folgejahren	-	34	50 °	0-15	2. J.	bis 8
						ab 3. J.	3 - 5

* Siehe RL des Fachbeirats für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz (BMLF, 1999a); die Verluste durch Lagerung und Ausbringung sind hierbei schon berücksichtigt

** Für die N-Anrechnung werden in den verschiedenen Regelwerken 100% des Stickstoffs aus Mineraldüngern eingesetzt.

° Für Stallmist bestehen für die N-Nachwirkung in den Folgejahren keine verbindlichen Richtlinien, da kein gesicherter Richtwert für jenen Anteil des Stallmist-N existiert, der mittelfristig in den Humuspool des Bodens eingeht.

oo Im Unterschied zu dem anrechenbaren N-Gehalt bei Wirtschaftsdüngern ist beim Kompost-N immer vom Gesamt-N auszugehen.

Gerade in der langfristigen Betrachtung einer Humus(ersatz)wirtschaft oder des gezielten Aufbaus eines Humusniveaus für einen konkreten Standort muss die Frage beantwortet werden, wie viel Humus und – im Verhältnis dazu – Stickstoff der Boden auch in Hinblick auf eine nachhaltige Nährstoffbewirtschaftung „verträgt“. Hier spielen eine Vielzahl von Faktoren wie Bewirtschaftungsform und –intensität (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, Düngung, Kompostqualität), Klima, Bodentyp und –textur und der damit verbundene Bodenwasser- und Bodenlufthaushalt - um nur die wichtigsten zu nennen - eine Rolle. Hierdurch wird deutlich, dass die in Tabelle 3-1 vorgenommene Abschätzung der für die Düngung anrechenbaren Stickstoffanteile aus Wirtschaftsdünger ohne genaue Kenntnis der Standort- und Nutzungsbedingungen nur einen groben Erfahrungswert abbilden können. Dies gilt insbesondere für die Summe der Nachwirkungen in den Folgejahren.

Während die Erkenntnisse zu den Gesetzmäßigkeiten einer langfristigen Kohlenstoff-Stickstoffdynamik heute erst in Ansätzen für die praktische Humuswirtschaft aufbereitet werden können, sind die experimentellen Ergebnisse zur mittelfristigen Stickstoffwirkung (zB im

Rahmen von 1-3 Fruchtfolgeperioden) ausreichend abgesichert, um differenzierte Aussagen zu einem ökologisch gerechtfertigten Kompost-Düngeregime machen zu können.

3.2 Mineralisierung des Kompost-Stickstoffs

Die Abschätzung der Mineralisierung (Freisetzung) und damit des über eine bestimmte Zeitspanne pflanzenverfügbaren Anteils des mit Kompost dem Boden zugeführten Stickstoffs geschieht über verschiedene experimentelle bzw. rechnerische Ansätze.

Die häufigsten Wege sind

- (a) Der Inkubationsversuch unter konstanten Laborbedingungen (Temperatur, Wassergehalt des Substrates, mit und ohne Bewuchs) mit oder ohne regelmäßigem Auswaschen des mineralisierten N-Anteils mittels Perkolation
- (b) Ableitung der sog. Stickstoffeffizienz, in dem der mit Kompostdüngung erzielte Mehr- oder Minderertrag zu einer Kontrolle resp. einer Mineraldüngervariante in Relation gesetzt wird.
- (c) Eichung anhand von N-Mineralisierungs- und –Bilanzierungsmodellen.

3.2.1 Ergebnisse aus Inkubationsversuchen

Bereits 1956 untersuchte Mattingly (1956) das Mineralisierungsverhalten von 23 Komposten, die zu 2% einem Oberboden (3,06 % C, 0,17 % N, pH 7,1) zugesetzt und in 600 ml Flaschen bebrütet wurden. 5 und 13 Wochen gemessenes $\text{NO}_3\text{-N}$ zeigte, dass 88 % in den ersten 5 Wochen mineralisiert wurde, wobei eine enge Korrelation zwischen der Nitratbildung und der in 0,1-n HCl löslichen N-Fraktion in den Boden/Kompostmischungen bestand. Für Stroh/Klärschlammkompost wurde eine N-Immobilisierung ab einem C/N-Verhältnis von > 20:1 gefunden

Berner et al. (1995a) wies in einem über 12 Wochen dauernden Bebrütungsversuch bei 50 % von 38 Grünschnittkomposten N-Immobilisierung nach, 13 % der Proben hätten unter Feldbedingungen zur Festlegung von Stickstoff geführt. Im Mittel wurden nur 2,1 % (– 11 bis 8 %) des N_{Kjel} mineralisiert (N_{min}).

Chèneby et al. (1994) führten eine Untersuchung zur C- und N-Mineralisierung mit markiertem ^{15}N von im Labormaßstab kompostiertem Wirtschaftsdünger in über zwei Jahre biologisch bewirtschaftetem Boden durch (60 t FM Kompost ha^{-1} , Inkubierung bei 28 °C, 52 Wochen). In Abhängigkeit der Böden wurden in einem Jahr 25% und 34% des Kompost-N und 24% und 35% des Kompost-C mineralisiert. Die geringere Mineralisationsrate trat im Boden mit etwas höherem Tongehalt (Cambisol: 20 %; Luvisol: 17,6 % Ton) auf (siehe Abbildung 3-1). Die Autoren weisen jedoch darauf hin, dass die Laborergebnisse zwar grundsätzliche Potenziale, jedoch nicht die tatsächliche Mineralisationsdynamik unter Freilandbedingungen widerspiegeln.

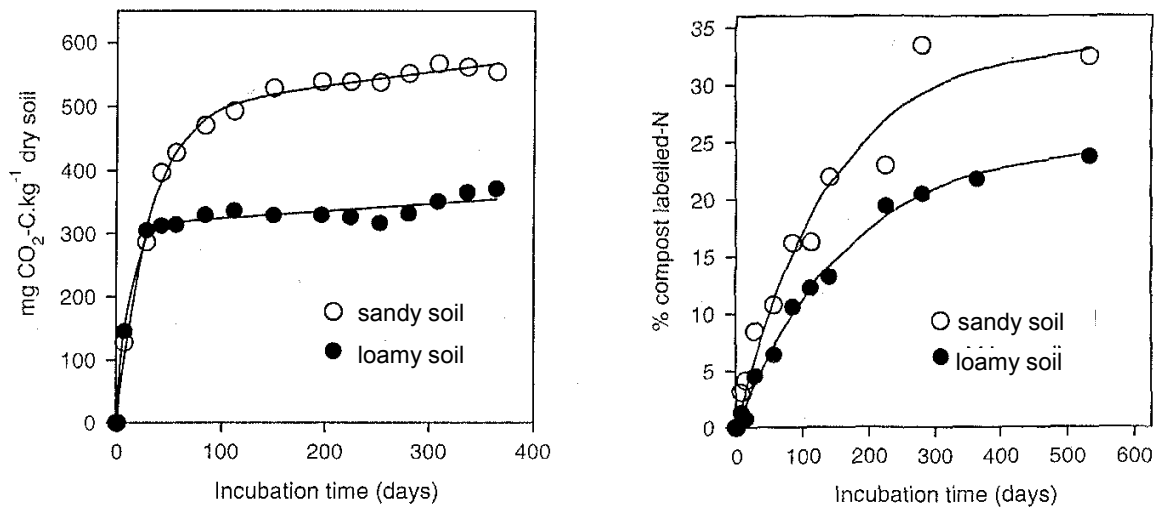


ABBILDUNG 3-1: CO₂-BILDUNG UND N-MINERALISIERUNG IN 2 BÖDEN NACH DÜNGUNG MIT 60 T FM HA⁻¹ ¹⁵N-MARKIERTEM RINDERMIST-KOMPOST; C_{ORG}=21,5; C/N=12,5 BEI 28 °C INKUBIERT (CHÈNEBY ET AL., 1994)

Hadas & Portnoy (1997) zeigten in einem Inkubationsversuch (Rindermistkompost/RMK mit 5 und 15 % (m/m) in der Erdmischung, Müllkompost/MK mit 5 % (m/m); Inkubation: 0, 1, 2, 3, 4, 8, 12, 16, 24, 33 Wochen;), dass die N-Nachlieferung abhängig von der Verfügbarkeit von C und N (Menge und Löslichkeit) und vom C/N-Verhältnis ist. Die kumulierte N-Nachlieferung nach 33 Wochen war bei MK mit 22 % des zugeführten N_{tot} niedriger als bei RMK (23 % bei 5 % Kompost). Die N-Nachlieferung war unabhängig von der Bodenart und der Aufbringungsmenge. Die Mineralisierungsrate lag für beide Komposttypen bei 15 %. Die Autoren kommen zu folgenden Hauptaussagen: (1) Ein weites C/N Verhältnis führt zu höherer C- und reduzierte N-Mineralisierung vor allem in der Anfangsphase, (2) die N-Mineralisierung steigt proportional mit dem N-Input. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen Hadas & Portnoy (1994) in vorangegangenen Experimenten mit 4 verschiedenen Rindermistkomposten, bei denen über einen Inkubationszeitraum von 32 Wochen die N-Nettomineralisation < 15 % des zugeführten Kompost-N blieb. Für die Modellierung der Abbauart der „nicht löslichen“ organische Bestandteile des Komposts wurde (bei optimalen Feuchtigkeits- und Wärmeverhältnissen) ein Faktor von $3,9 \cdot 10^{-4} d^{-1}$ errechnet (8,5 – 11 % dieser Fraktion nach 32 Wochen Inkubation). Umgelegt auf Freilandverhältnisse ergäbe dies bei 30 t ha⁻¹a⁻¹ (20 t TM mit 2 % nicht löslichem N) Kompostgabe über 5 Jahre ca. 550 mg kg⁻¹ (ca. 1500 kg ha⁻¹) N_{org} Akkumulation im Horizont 0-20 cm.

Hébert et al. (1991) stellten in 2 Böden unter Zusatz von 4 verschiedenen Mistkomposten (aus Schaf-, Rinder- Schweinemist) über eine Inkubationszeit von 16 Wochen eine Nettomineralisation von 0 – 14 % des zugeführten Kompost-N fest. Die Werte lagen im Boden sandiger Lehm niedriger als im Sand. Junger Rindermistkompost zeigte eine höhere Gesamt-N-

Mineralisation als reifer RMK. Ein Kompost mit sehr weitem C/N-Verhältnis (Schweinemistkompost) führte zur N-Immobilisierung.

Dreher et al. (2002) konnten nach 52-wöchiger Inkubation keine statistischen Unterschiede der Mineralisationsraten weder zwischen Frisch- und Reifkompost noch in Abhängigkeit des Bodens (Sand / Lehm) feststellen.

Ein weiterer Inkubationsversuch (Zaccheo et al., 1993) mit ^{15}N -markiertem Reygraskompost (C/N 14,5; entsprechend 20 t TM, 2,52 % N im sandigen Boden mit 5 % Tonanteil) erbrachte gegenüber der unkompostierten Reygraszugabe eine rasche Immobilisierung und in der Folge eine langsame Freisetzung von austauschbarem NH_4^+ , was auf eine hohe Stabilität der zugeführten Humusstoffe schließen lässt. Durch die Kompostierung wurde die NH_4^+ -Freisetzung um 50 % reduziert.

Nach 98-tägiger Inkubation von Frischkompost (20 Komposte; in 5 Jahren zwei mal 30 t TM ha^{-1} ; Parabraunerde auf Löß) wurden gegenüber der Kontrolle 45 kg mehr N ha^{-1} freigesetzt und es wurde bestätigt, dass neben dem N_{tot} und N_{org} Gehalt die C_{org} und die C_{Lignin} Fraktionen sowie das CaCl_2 -extrahierbare C wesentliche Faktoren der N-Mineralisierung aus Kompost darstellen (Pape & Steffens, 1998).

Levi-Minzi et al. (1990) stellten während der Inkubationsdauer von 21 Tagen (1% Kompost TM) bei Müllkompost ($\text{C}_{\text{org}}=18,4$; C/N=12,3) und Rindermist mit < 5 % des zugesetzten C_{org} die geringste Mineralisationsrate in Vergleich zu Schweinegülle, Hühnermist, Klärschlamm und Roggenstroh fest. Die Abbaurrate war auch unabhängig von der zugesetzten Kompostmenge. Die Abbaukonstante der exponentiellen Funktionskurve als Ausdruck der mikrobiellen Aktivität war negativ korreliert mit dem Humus-Lignin-Gehalt ($r = -0,84^*$). Die Abbaurrate war jedoch nicht direkt korreliert mit dem C/N-Verhältnis. Dies ist in weiterer Hinweis, dass der C_{org} als Mix verschiedener C-Fractionen nicht immer ein adäquaten Schätzwert für das Abbauverhalten organischer Materialien darstellt. Zur besseren Voraussage der Mineralisierungsdynamik von Komposten wird die Definition von 2-3 Löslichkeitsstufen von C und N vorgeschlagen.

Chodak et al. (2001) untersuchten den Einfluss der Temperatur auf die Mineralisierungsrate und die Auswaschung von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) und Stickstoff (DON), NO_3^- und NH_4^+ eines frischen (C/N = 15,4) und eines reifen (C/N = 9,2) Kompostes aus der Biotonne. In den Experimenten mit frischem Kompost trat eine Netto- NO_3^- -Freisetzung nach einer Verzögerung auf, die temperaturabhängig war. Die kumulative Netto-Freisetzung nach 112 Tagen reichte von 1,8 % des initialen N-Gehaltes bei 5 °C bis zu 14,3 % bei 25 °C. Ungefähr 10 % des initialen N-Gehaltes des reifen Kompostes wurde bei allen Temperaturen nach 14 Tagen als NO_3^- ausgewaschen.

TABELLE 3-2: INKUBATIONS-TESTS: N-VERFÜGBARKEIT UND MINERALISIERUNG IN % DER N_{TOT} - BZW. N_{ORG} - ZUGABE, ERGÄNZT NACH ZWART (2003)

Autor	Dauer Wochen	Kompost bzw. Dünger Art; Menge; Mischung	Netto Mineralisierung	Anmerkung
Chèneby et al (1994)	52	Mistkompost 60 t ha ⁻¹	25 % (N_{tot}) 34 % (N_{tot})	→ bei Boden mit 20 % Ton → bei Boden mit 17 % Ton
Eghball (2000)	~ 11-19	Rindermist frisch Rindermist reif	12 – 28 % (N_{org}) 8 – 12 % (N_{org})	Werte von 3 Jahren
Hadas & Portnoy (1994)	32	Mistkompost	11-29 % (N_{tot}) < 15 % (1. Woche)	Labor 30 °C
Hadas & Portnoy (1997)	33	Mischung mit 5 und 15 % (m/m) Rindermistkompost; Mischung mit 5 % (m/m) Müllkompost	~ 15 % (N_{tot})	Labor 30 °C weites C/N führt zu reduzierter N-Mineralisierung, die N-Mineralisierung steigt proportional mit N-Input.
Hébert et al. (1991)	16	4 Mistkomposte	0 – 14 % (N_{tot})	hohes C/N führte zu → Immobilisierung
Hartz et al. (2000)	25	Mist frisch Mistkompost komp. pflanzliche Abfälle	15 % (N_{org}) 6 % (N_{org}) 2 % (N_{org})	Labor
Berner et al (1995a)	12	Grüngut-Kompost 100 %	- 11 bis + 8 % (N_{tot}) Mittel: 2,1 % (N_{tot})	50% d. Komposte wirken kurz-, 13% langfristig immobilisierend
He et al. (2000)	52	pelletiertes KS-Produkt GS (roh) KS/GS-Kompost (50; 25 und 12,5 t ha ⁻¹)	4,9 % (N_{org}) 6,7 % (N_{org}) 3,2 % (N_{org})	Inkubation unter Feldbedingungen (Florida) (KCl-Extraktion)
Chodak et al. (2001)	16	Biotonnenkompost frisch (C:N = 15,4) reif (CN = 9,2)	1,8-14,3 % (N_{tot})	bei 5 bzw. 25°C Netto- NO_3^- Freisetzung: ~ 10 % des Anfangs-N-Gehaltes des reifen Kompostes wurden nach 14 Tagen als NO_3^- ausgewaschen
Dreher et al. (2002)	52	<u>Beaufschlagung:</u> 0,2g N kg ⁻¹ TM Boden (= 40 t TM Kompost ha ⁻¹ = 600 kg N ha ⁻¹) <u>Düngerarten:</u> BAK frisch & reif, GK frisch & reif, BAK -Mischung frisch & reif; 8 KS-Arten, 6 LM-Industrie Abfälle, Gülle <u>2 Böden:</u> Sandboden (Braunerde) & Lehmboden (Parabraunerde) / 2 Wh.; periodisches Eluieren	<u>Kompost:</u> Mittel: 6%(N_{tot}) reif: 1 – 7 %(N_{tot}), frisch: 0,5 - 21%(N_{tot})	Keine systematischen Unterschiede zwischen Frisch- und Reifkompost; Maximalwert von 21% bei BAK -Mischung frisch & reif auf Sand Reihung der N-Freisetzung: Komp < KS < LM-Abfälle 6 % < 13 % < 29 % (einjährig)
Nikolaidis et al. (1999)	?	Bioabfallkompost	19-57 % (N_{org})	Labor
Siebert et al (1998)	71	Bioabfallkompost	5-7 % (N_{org})	Labor
Zaccheo et al. (1993)	20	Reygraskompost (C/N 14,5; 20 t TM ha ⁻¹ , 2,52 % N im sandigen Boden mit 5 % Ton)	NH_4^+ -Freisetzung 18 % (N_{tot})	Gegenüber unkompostiertem Reygras durch Kompostierung 50 % Reduktion der NH_4^+ -Freisetzung

Autor	Dauer Wochen	Kompost bzw. Dünger Art; Menge; Mischung	Netto Mineralisierung	Anmerkung
Insam & Merschak (1997)	29	Klärschlamm/Bioabfallkomp 300 kg N	entspricht Kontrolle	Parameter: N-Gehalt im Perkolat
Bernal et al. (1998)	10	KS & Baumwollabfälle 48 t ha ⁻¹ (2 %)	Reif-K.: 8 % (N _{tot}) Frisch-K.: 4,7 % (N _{tot}) roh: -4,3 % (N _{tot})	→ Immobilisierung
Tester et al (1977)	54	KS-Kompost	6 % (N _{org})	Labor 22 °C
Benitez et al (1998[SP112])	?	Schweinegülle Schweinegülle	0,5-3 % (N _{org}) 2,2-4,7 % (N _{org})	Labor 30 °C Labor 15 °C

KS ... Klärschlamm; GS ... Grünschnitt; BAK ... Bioabfallkompost; GK ... Grünkompost; KS ... Klärschlamm

Fazit:

- Laborinkubationsversuche lassen sich nicht im Detail auf verschiedene Freiland-/Bewirtschaftungs-/ Klima- und Bodenbedingungen übertragen, geben jedoch Auskunft über grundlegende Gesetzmäßigkeiten und wahrscheinliche Verhaltensmuster der kurzfristigen Kompost-N-Mineralisierung.
- Die unterschiedlichen Arbeiten geben zwar sich wiederholende Trends an, sind im Detail nur bedingt vergleichbar, da eine große Variationsbreite an Versuchsbedingungen (Kompostarten, Mengen, Inkubationszeiten- und -temperaturen, Bewuchs, Perkolationsstechnik etc.) vorliegt. Durch die Vielzahl an möglichen Einflussgrößen und die bisweilen unzureichende Beschreibung der Versuchsparameter ist eine Feststellung über die wesentliche Ursache von Ergebnissen oft nicht möglich.
- Trotz der oben getroffenen Einschränkungen ist die Streubreite der Ergebnisse relativ gering, so dass sich folgende Grundaussagen ableiten lassen:
 - Junge „Frischkomposte“ führen in der Anfangsphase oft zu N-Immobilisierung bzw. insgesamt zu geringeren Mineralisierungsraten als ausgereifte Komposte.
 - Die Kompostierung von Frischmist reduziert die N-Mineralisierung desselben deutlich.
 - Auch unter optimierten Temperatur- und Feuchtigkeitsbedingungen in Inkubationsversuchen liegen die Mineralisierungsraten zwischen 4,6% (Mittel der Minimalwerte) und 19,5% (Mittel der Höchstwerte) vom zugeführten N_{tot}.
 - In Mischungen mit leichten, sandigen Böden sind die Mineralisierungsraten höher als bei Verwendung von tonhaltigen Böden.

3.2.2 N-Mineralisierung bei Kompostanwendung

Neben einer Vielzahl von Laboruntersuchungen zur N-Dynamik von Komposten und Boden-Kompost-Gemischen liegt nur eine begrenzte Anzahl an Praxis-Feld Versuchen vor. Von Bedeutung vor allem für die fachgerechte pflanzenbauliche Einbindung der Kompostdüngung ist die Berücksichtigung des vorliegenden mineralischen N und die Abschätzung der Mineralisierung von organisch gebundenem N. Nur bis zu 5 % des N im Kompost liegen in löslicher Form vor. In der organischen N-Fraktion werden die leicht abbaubaren Anteile bereits während des Kompostiervorganges von Mikroorganismen verwertet. Je nach Rottegrad weisen Frischkomposte in der Regel geringere Anteile an pflanzenverfügbarem N auf als Fertigkomposte. Bei Frischkomposten mit sehr weiten C/N-Verhältnissen besteht die Tendenz zur N-Immobilisierung (Husz, 1999). Anfängliche Annahmen, die lt. LAGA-Merkblatt M 10 (Anonym, 1995a) für Stickstoff im Anwendungsjahr eine Anrechnung von etwa 15 % des N-Gesamtgehaltes empfehlen und in der mehrjährigen Düngebilanz von einer N-Ausnutzung von etwa 40 % ausgehen, werden – ausgehend von neueren Forschungsergebnissen aus mehrjährigen Kompostversuchen - vermehrt als zu hoch eingestuft (Timmermann et al., 2003). Von Döhler (1996) wurden zur N-Freisetzung aus Komposten und anderen organischen Abfällen Untersuchungsergebnisse verschiedener Autoren zusammengestellt. Danach wird neben dem anorganischen, nicht immobilisierten Stickstoff das organisch gebundene N langsam freigesetzt, wobei auch nach diesen Ergebnissen die Abbauraten der organischen Substanz und die N-Freisetzung im Ausbringungsjahr am höchsten ist und dann abfällt. Es finden sich die nachfolgenden Angaben zur prozentualen N-Ausnutzung des Gesamt-Stickstoffs für Komposte und Wirtschaftsdünger im Vergleich (ergänzt nach Döhler, 1996):

TABELLE 3-3: DÜNGEWIRKSAMES N AUS KOMPOST IN % DER N_{TOT}-ZUFUHR (ERGÄNZT NACH DÖHLER, 1996)

Kompost	Anrechenbarer N in % der Gesamtzufuhr				Autor
	im Anwendungsjahr	im 2. Jahr	im 3. Jahr	weitere	
Kompost allg.	10	2-3	2-3	2-3	Peretzki, 1994
Kompost allg.	10 (Herbst) 15 (Frühjahr)				Poletschny, 1992
Kompost allg.	10				Kehres, 1992 Anonym, 1995a
Kompost allg.	< 10				Asche & Steffens, 1995 Diez & Kraus, 1997 Gutser, 1996 Popp, 1997
Kompost allg.	0 - 10	2-5 3,5	2-5 3,5	2-5 3,5	Döhler, 1995 Gutser, 1996
Verschiedene Komposte	insgesamt 12 - 20 % nach etwa 8 Jahren				Berner, 1999
Verschiedene Komposte	insgesamt 12 - 20 % nach etwa 8 Jahren				Aichberger & Wimmer, 1999
Verschiedene Komposte	-19 – +4 (0)	-17 – +17 (-3)			Frei Ming et al., 1997 (Feldversuche)
Verschiedene Komposte	Vers. (1): 2 – 7 Vers. (2): 1 – 8				Frei Ming et al., 1997 (Gefäßversuche)
BAK	1-25				Döhler, 1996
BAK	7				Scherer et al., 1996
BAK	5 – 7				Siebert, 1998
BAK	< 5				Ebertseder, 1997 Baumgärtel, 1998 Werner et al., 1998
BAK	10 – 15				VDLUFA, 1996
BAK	0 – 3 5 – 8 noch höher	(kurzfristige Anwendung) (mittelfristige Anwendung) (langfristige Anwendung)			Timmermann et al., 2003
BAK	0,3 – 14 % im Durchschnitt von 6 Jahren bei jährlicher Kompostanwendung (Gesamtmittel: 7 %)				Schätzung ohne Datengrundlage Dreher et al., 2002
BAK	7 – 34*				Buchgraber 2000
BAK	6,1** (0 – 12,6)				Nevens, 2003
GK	5 – 10				VDLUFA, 1996
MÜK	8	5	3	1,5	Diez & Krauss, 1997
MÜK	5,3 – 13,2				Döhler, 1995
Gülle	10 – 15	5	2 - 5	2 - 5	Amberger et al., 1983
Gülle	10 – 15				Döhler, 1995
Gülle	10				Döhler, 1995
Gülle	65,8** (56 – 77,3)				Nevens, 2003
BAK + Gülle	22,1** (10,6 – 34,8)				Nevens, 2003
Festmist, Gartenkompost	1,5 - 9,5				Döhler, 1995
Festmist	2 – 6				Döhler, 1995
Festmist	21				Eghball, 2000
Festmistkompost	11				Eghball, 2000

BAK = Bioabfallkompost GK = Grüngutkompost MÜK = Müllkompost, *Werte in einer Fruchtfolge (d.h. incl. Nachwirkungen der Vorjahre) , ** Durchschnitt über 4 Jahre in Mais

Abbildung 3-2 und Abbildung 3-3 fassen die Ergebnisse einiger Kompostversuche zur Stickstoffverwertung in bezug auf Stickstoffaufnahme oder Ertrag zusammen. Abbildung 3-2 veranschaulicht die Stickstoffverfügbarkeit im Jahr der Anwendung. Die letzten 5 Säulen zeigen die jährliche Stickstoffausnutzung der jeweiligen Kompostgabe während einer 5-jährigen Fruchtfolge.

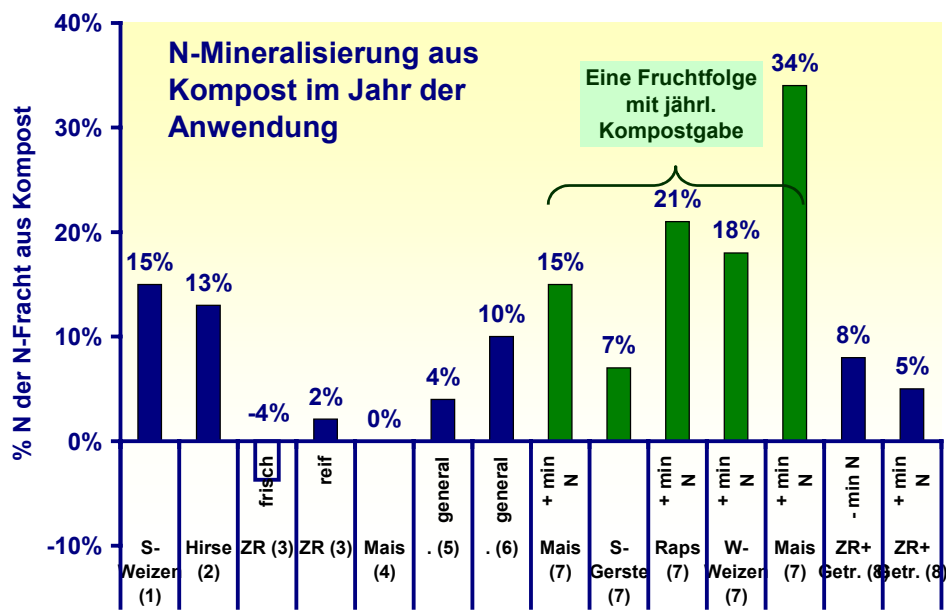


ABBILDUNG 3-2: STICKSTOFFMINERALISIERUNG IN % DER N-FRACHT AUS KOMPOST IM JAHR DER AUSBRINGUNG; BEISPIELE AUS VERSCHIEDENEN FELDUNTERSUCHUNGEN.

- min N = ohne zusätzlichen min. N; + min N = mit zusätzlichem min. N; ZR = Zuckerrübe

(1) Gagnon et al. (1997); (2) Schlegel (1992); (3) Asche et al. (1994); (4) Frei Ming et al., (1997); (5) Ebertseder & Gutser (1995); (6) Gutser (1996); (7) Buchgraber (2000); (8) Diez & Krauss (1997)

Abbildung 3-3 zeigt die mittleren Ergebnisse für verschiedene Fruchtfolgen aus verschiedenen Versuchen. Die Säulen 1 bis 4 stellen 5-jährige mais- bzw. getreidebetonte Fruchtfolgen und Grünland dar und zeigen, dass im gegebenen Fall mit Mais eine erhöhte Stickstoffausnutzung erreicht werden konnte (32 %). Zu berücksichtigen ist jedoch, dass hier eine mineralische Ergänzungsdüngung von 54 kg N ha⁻¹ erfolgte, was das Ergebnis etwas verzerrt. Im Gegensatz dazu legt Grünland eine geringe Stickstoffausnutzung von 9 – 14 % an den Tag (Säulen 4 bis 6). Säulen 8 bis 14 verdeutlichen einen stetigen Anstieg der Stickstoffausnutzung (16 % bis über 40 %), einhergehend mit der Akkumulation des organischen Stickstoffs im Boden, bei einer kontinuierlichen Kompostanwendung über einen Zeitraum von 21 Jahren (Diez & Krauss, 1997). Die Steigerung gegenüber der ungedüngten Variante lag bei einer Zuckerrüben/Winterweizen/Sommergersten-Fruchtfolge auf einem Lösslehm Boden bei durchschnittlich 50 %, erreichte aber nicht das Niveau der Mineraldüngung. Bei dem entsprechenden Versuch auf einem Schotterboden (mit Kartoffeln statt Zuckerrüben) war die Ertragssteigerung geringer und der Abstand zur Mineraldüngung größer. Die N-Nutzung auf

dem Schotterboden war, wahrscheinlich bedingt durch Auswaschungsverluste, geringer. In Kombination mit Mineraldüngung war eine Ertragssteigerung noch vorhanden, aber deutlich geringer. Die berechnete N-Mineralisation betrug im ersten Jahr 5 – 8 %, im zweiten Jahr 3 – 5 % und 1,5 – 2 % in jedem der darauffolgenden Jahre (Diez & Krauss, 1997).

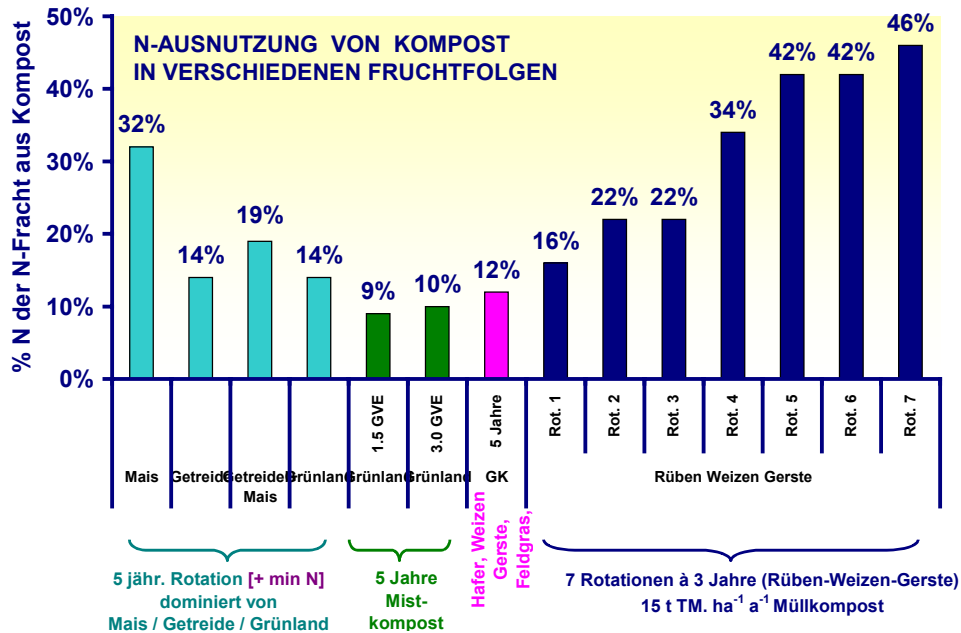


ABBILDUNG 3-3: N-AUSNUTZUNG VON KOMPOST IN VERSCHIEDENEN FRUCHTFOLGEN.

GVE = Großvieheinheit ha⁻¹; GK = Grünschnittkompost; + min N = mit zusätzlichem min. N; (7) Buchgraber (2000); (9) Pötsch (2000); (10) Berner et al. (1995b); (11) Diez & Krauss (1997)

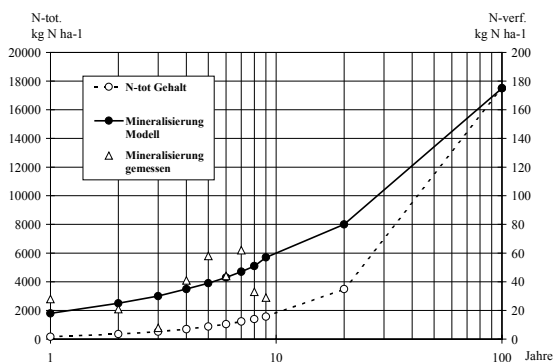


ABBILDUNG 3-4: VERFÜGBARER N IN EINEM MIT KOMPOST GEDÜNGTEM BODEN VERGLEICHEN ZUR MODELLBERECHNUNG (AICHBERGER ET AL., 2000)

In einem über 9 Jahre dauernden Feldversuch (lehmiger Schluff, 1,9 % Humus, pH 6,8; Fruchtfolge: Körnermais – Sommerweizen – Wintergerste) fanden Aichberger et al. (2000) eine abnehmende Wirksamkeit von Kompost-N in Abhängigkeit vom Input-Material in Reihenfolge: Rindermist > Grünabfälle > Bioabfall. Die Mineralisierungsrate für Kompost-N lag zwischen 21 und 62 kg ha⁻¹ a⁻¹, was einer durchschnittlichen Verfügbarkeit über 9 Jahre von 20 % entspricht. Abbildung 3-4 zeigt die eigentliche Mineralisierung der Kompostparzellen im Vergleich zu einem theoretischen Modell.

Dreher et al. (2002) berichten von einer N-Freisetzung von durchschnittlich ca. 7 % des in den Biokomposten enthaltenen Gesamtstickstoffs nach knapp 6 Jahren Versuchsdauer auf Flächen

mit mineralischer Ergänzungsdüngung (die Flächen wurden im Untersuchungszeitraum von 6 Jahren zweimalig mit Kompost 30 t TM ha⁻¹ beaufschlagt.) Ohne mineralische Ergänzungsdüngung lag diese Quote kaum höher und erreicht bei Frischkompost durchschnittlich 10 %.

Im Anwendungsjahr ist demnach nur mit einer N-Ausnutzung durch Kulturpflanzen von maximal 10 % (Diez & Krauss 1997, Popp 1997, Frei Ming et al. 1997, Peretzki 1994, Asche & Steffens 1995, bzw. im Mittel sogar weniger als 5 % (Steffens et al. 1996, Ebertseder 1997, Baumgärtel 1998, Werner et al. 1998, Fischer & Popp 1998) zu rechnen. Das belegen vor allem kurzfristige Versuche (Timmermann et al. 1999, Hartmann 2002). Nach Baumgärtel 2000 ist unter Praxisbedingungen sogar erst nach 4 Jahren mit einer merklichen N-Düngewirkung zu rechnen.

In den Folgejahren wird die N-Ausnutzung mit jährlich 2 - 5 % (Döhler, 1995) bzw. bei 2 – 3 % (Peretzki, 1994) angegeben. Berner (1999) sowie Aichberger & Wimmer (1999) ermittelten eine N-Ausnutzung nach etwa 8 Jahren von insgesamt 12 - 20 %. Dabei ist eine große Streubreite in Abhängigkeit vom Reifegrad der Komposte zu veranschlagen, die bei Frischkomposten sogar zu zeitweiliger N-Immobilisierung im Boden ("negative Ausnutzungsrate") führen kann (Steffens et al. 1996). Das C/N-Verhältnis des Bodens hat einen maßgeblichen Einfluss. Husz (1999) rechnet bei C/N-Verhältnissen >11 mit einer N-Bindung. Für Gülle werden zum Vergleich für den verfügbaren Stickstoff im Anwendungsjahr 10 - 15 %, im Folgejahr 5 % und danach 2 - 5 % angegeben (Amberger et al., 1983).

Mit pflanzenbaulich relevanten Kompostgaben von jährlich 7 bis maximal 10 t ha⁻¹ TM werden nach Timmermann et al. (2003) im Mittel N-Gesamtfrachten (N_{tot}) von 90 - 130 kg ha⁻¹ ausgebracht, mit einer Spannweite von 50 kg ha⁻¹ (Grünkomposte, Frischkomposte mit hohem C/N-Verhältnis) bis 180 kg ha⁻¹ (N-reiche Biokomposte) und auch darüber. In den Versuchen von Timmermann et al. (2003) bewegten sich die N-Zufuhren bei Kompostgaben von 10t ha⁻¹ TM auf unterschiedlichem Niveau: 125 kg ha⁻¹ in den Versuchen mit Körnermais-Fruchtfolge standen der deutlich höheren N-Zufuhr mit 230 kg ha⁻¹ auf den Silomais-Versuchen gegenüber. Der lösliche N-Anteil der Komposte - im Mittel 3 - 5 % des N_{tot} -Gehaltes mit Spannweiten von 0 - 10 % - signalisiert, dass von der N-Gesamtzufuhr nur ein geringer Anteil sofort pflanzenverfügbar und damit düngewirksam ist.

Wird die N-Mineralisierung einmaliger hoher Kompostgaben untersucht, summieren sich im Verlauf mehrerer Fruchtfolgerotationen die N-Entzüge, die dem Kompost zuzurechnen sind, bis zu Ausnutzungsraten von 20 - 40 % (Anonym 1995a, Berner 1999, Aichberger & Wimmer 1999). Von diesem eher theoretischen Fall ist nach Timmermann et al. (2003) der Praxisfall regelmäßiger Kompostanwendung zu unterscheiden, wie sie bei Bedarf im landwirtschaftlichen Pflanzenbau erfolgt. Unter diesen Bedingungen ist es nur möglich, die N-Ausnutzung im Mittel einer Fruchtfolge bzw. im Mittel der Jahre zu ermitteln, die sich im Zeitraum der regelmäßigen Kompostanwendung, d.h. bei wiederholter N_{tot} -Zufuhren, ergibt.

Die Konzeption der Kompost-Dauerversuche von Timmermann et al. (2003) waren ausschließlich auf diesen Praxisfall ausgelegt, um übertragbare Ergebnisse für den landwirtschaftlichen Pflanzenbau zu erarbeiten. Ausgehend von dieser Rahmenbedingung lässt

sich die düngewirksame N-Zufuhr bei regelmäßiger Kompostanwendung (Gaben von jährlich 7 bis maximal 10 t ha⁻¹ TM) in Kombination mit einer ergänzenden mineralischen N-Düngung wie folgt einschätzen:

- Nach erstmaliger Anwendung und für einen kurzfristigen Zeitraum (bis zu drei Jahren) fällt nach Timmermann et al. (2003) die Ausnutzungsrate mit jährlich 0 - 3 % der N_{tot}-Zufuhr, in Übereinstimmung mit aktuellen Erfahrungen (Ebertseder 1997, Werner et al. 1998, Baumgärtel 2000, Hartmann 2002), relativ niedrig aus. Unter bestimmten Bedingungen (zB Grüngutkomposte mit höherem C/N-Verhältnis) können sogar, bedingt durch zeitweilige N-Immobilisierung, negative Werte auftreten.
- Mittelfristig - aus den Versuchsergebnissen abschätzbar für einen Zeitraum von 4 - 8 Jahren nach der ersten Kompostanwendung - kann mit höheren Ausnutzungsraten von jährlich 5 - 8 % gerechnet werden. Dabei ist im Einzelfall mit großen Spannweiten von fehlender N-Düngewirkung bis zu Ausnutzungsraten von 10 % und mehr zu rechnen. Die leicht erhöhten Raten ergeben sich durch die Humusmineralisierung, die mit jährlich etwa 2 - 4 % zu veranschlagen ist, ergänzt um den löslichen N-Anteil der verabreichten Kompostgaben (Gutser & Claassen, 1994, Jauch & Fischer 2002).
- Die mit zunehmender Versuchsdauer steigenden Ausnutzungsraten in den Kompostversuchen deuten nach Timmermann et al. (2003) an, dass nach längerer regelmäßiger Kompostanwendung (etwa 10 - 20 Jahre) mit einer noch höheren N-Düngewirksamkeit, als bisher ermittelt, gerechnet werden kann. Gründe dafür sind die zunehmende Humusanreicherung des Bodens, die - gefördert durch die ergänzende N-Düngung - die Mineralisierung allmählich in Richtung höherer löslicher N-Anteile verschiebt (Ebertseder 1997, Popp 1997, Werner et al. 1998). Hochrechnungen lassen vermuten, dass erst nach 40 - 60 Jahren mit einer Gleichgewichtseinstellung zu rechnen ist (Gutser 1999).

Diese Ergebnisse lassen eine Reihe von Autoren den Schluss ziehen, dass Komposte ohne eine ergänzende mineralische N-Düngung keine akzeptable Ertragsbildung gewährleisten könnten und ihre Bedeutung im landwirtschaftlichen Pflanzenbau vorrangig in der mittelfristigen Nährstoffbereitstellung und der Stabilisierung des Ertragsniveaus liege (Sauerbeck 1994, Poletschny 1995, Werner et al. 1998, Timmermann et al. 1999, Hartmann 2002; Buchgraber 2000; Aichberger & Wimmer 1999). Die Zusammenlegung jährlicher Kompostgaben in ein 2-3-jähriges Ausbringungsregime (zB 40-60 t FM alle 3 Jahre) soll die Erträge günstig beeinflussen und zu einer höheren Ausnutzung der zugeführten N-Fracht beitragen (Ebertseder 1997; Hartl 2000).

Gutser & Claassen (1994) gehen davon aus, dass der überwiegende Teil der N-Fracht der Komposte innerhalb weniger Jahre in den N-Biomassepool des Bodens (Humus) eingebaut wird und die N-Nachlieferungsrate mittelfristig im wesentlichen jener der organischen Substanz des Bodens entspricht.

Wie gesagt zeigt sich, dass die Direktwirkung der Jahresgaben und die Gesamt N-Nachlieferung aus dem Boden im Lauf der Jahre steigen und damit sowohl die N-Aufnahme der Pflanzen verbessert, aber auch die Gefahr von N-Verlusten durch Auswaschung verstärkt werden können (Fischer et al. 1993, Ebertseder 1997, Popp 1997; Diez & Krauss 1997). Die Ausnutzungsraten nehmen also mit zunehmender Dauer der Kompostanwendung zu. In den Feldversuchen von Timmermann et al. (2003) erreichen sie in Kombination mit einer

mineralischen N-Zusatzdüngung gegen Ende des Zeitraums von 5 bzw. 8 Jahren jedoch nach wie vor Werte um nur 6 - 9 %,

Fazit:

- Die Versuchsergebnisse müssen strikt unterschieden werden in solche ohne bzw. mit mineralischer N-Ergänzungsdüngung.
- Die mineralische N-Ergänzungsdüngung reduziert i.d.R. die Kompost-N-Effizienz, das heißt die Ausnutzungsrate des zugeführten Kompost-N durch die Kulturpflanzen.
- Bei längerer Vegetationsperiode (zB Mais oder Rübe gegenüber Getreide) wird eine höhere N-Ausnutzung erreicht.
- Die Erstjahreswirkung lag in den Feldversuchen zwischen 2,6 % (Mittel der Minimalwerte) und 10,7 (Mittel der Maximalwerte). Dies lässt eine Reihe von Autoren darauf schließen, dass im ersten Jahr der Anwendung durchschnittlich mit etwa 5 % des Kompost-N als verfügbar gerechnet werden kann.
- Die Folgewirkung (ab dem 3. Jahr nach der Kompostgabe) hängt im wesentlichen von der standort- und bewirtschaftungsbedingten Mineralisierungsdynamik ab liegt bei 2 bis 3 % des zugeführten Kompost-N.
- Bei fortgesetzter Kompostanwendung steigt die Erstjahreswirkung im Lauf der Jahre an. In dem bisher längsten Versuch (21 Jahre) wurde ein Maximalwert von 40 % erzielt.
- Fruchtfolgen mit hohem Nährstoffbedarf können die N-Mineralisierung erhöhen.
- Reifkompost kann in einer kürzeren Zeit mineralisieren als Frischkompost. Frischkompost und Kompost mit weiten C/N Verhältnis führen in der Regel zu N-Immobilisierung.

3.2.2.1 Einfluss von Kompostart und -eigenschaften sowie die Ausbringungstechnik auf die N-Mineralisierung

Der pflanzenverfügbare Stickstoff aus Kompost hängt von mehreren Parametern ab. Grundsätzlich von Wichtigkeit sind die folgenden:

- C/N-Verhältnis des verwendeten Rohmaterials (Input) (Küchenabfälle, Park- und Gartenabfälle, Häckselmaterial, Mist)
- Rottegrad, Dauer der Kompostierung (Roh- oder Reifkompost)
- Zeitpunkt der Anwendung (Herbst, Frühjahr, Zeit vor der Ansaat bzw. Pflanzung)
- Kompost-Qualitätsparameter, wie C/N-Verhältnis, abbaubare C- und N-Fraktionen etc.

Es liegen jedoch nur spärliche Untersuchungen vor, die auf diese Differenzierungen systematisch im Rahmen von Feldversuchen eingehen.

Nach Poletschny (1992) ist bei Frühjahrsausbringung (15 %) mit höheren Mineralisierungsraten als bei Herbstausbringung (10 %) zu rechnen (Poletschny, 1992). Diese Zahlen müssen jedoch anhand neuerer Untersuchungen (siehe voriger Abschnitt) nach unten revidiert werden.

Scherer et al. (1996) stellten bei Frisch- und Fertigkomposten unterschiedlicher Rottegrade Mineralisierungsraten von nur ca. 7 % fest, abnehmend mit zunehmendem Grüngutanteil der Ausgangsmischungen.

Bei Siebert (1998, s.a. Siebert et al., 1998) hatte der Rottegrad zwar keinen Einfluss auf die Höhe der jährlichen N-Mineralisierung zwischen 5 und 7 %, wohl jedoch auf deren zeitlichen Verlauf. Fertigungskomposte weisen eine schnellere Freisetzung von anorganischem Stickstoff auf, der im Laufe des Rotteprozesses freigesetzt wird (exponentieller Verlauf). Der in Form von Ammonium vorliegende Stickstoff wird nach Einarbeitung in Böden direkt mineralisiert. Bei der Anwendung von Frischkompost setzte die N-Mineralisierung verzögert ein. Es erfolgte eine N-Immobilisierung.

Fazit:

- In der Gesamtbilanz zeichnet sich aus den wenigen vorliegenden Vergleichsuntersuchungen ab, dass Unterschiede zwischen Frisch- und Reifkompost und verschiedenen C/N Verhältnissen mittelfristig keine wesentliche Rolle spielen.
- Kurzfristig zeigt sich jedoch eine unterschiedliche Freisetzungsdynamik. Reifkomposte mobilisieren unmittelbar höhere Anteile an mineralischem N als Frischkomposte. Letztere sowie reine Grüngutkomposte mit zugleich weitem C/N Verhältnis > 18 bis 20 führen regelmäßig zur N-Immobilisierung.
- Eine effizientere Stickstoffnutzung aus Kompost kann tendenziell durch
 - einen 2-3-jährigen statt jährlichen Ausbringungsrhythmus in der Fruchtfolge
 - Ausbringung ca. 2-3 Wochen vor der Hauptnutzung statt zur Schwarzbrache im Herbst erzielt werden.
- Dem Wunsch, gezielt Komposte unterschiedlicher Mineralisierungsdynamik und Stickstoffeffizienz durch spezielle Abstimmung der Ausgangsmaterialien, Rottesteuerung bzw. Ausreifungsgrad herzustellen, sind nach bisherigen Erkenntnissen Grenzen gesetzt. Vor allem fehlen vergleichende mittel- bzw. langfristige Untersuchungsergebnisse, in denen die Effekte gut definierter Komposte unterschiedlicher Qualität an Hand fein abgestimmter Parameter erfasst worden wären.

3.2.2.2 Exkurs: Voraussage der N Mineralisierung mittels neuer analytischer Ansätze

Da kurzfristig der Einsatz von noch nicht reifem Kompost mit wenig oder ohne Ergänzungsdüngung zu N-Sperren führen kann, ist es nach Berner (2003) wichtig, die Kompostqualität und damit auch die zu erwartende N-Nachlieferung im Voraus abzuschätzen. Dazu dienen eine Reihe von Parametern, die das Redoxpotenzial und die Menge für die Mikroorganismen verwertbarer Energie und Stickstoff im Kompost abbilden können. Für spezielle Kompostanwendungszwecke, vor allem wenn Kompost in höheren Konzentrationen, wie in Substraten, verwendet wird, gibt es noch weitere Qualitätskriterien.

TABELLE 3-4: PARAMETER ZUR BEURTEILUNG DER KOMPOSTQUALITÄT UND IHRE AUSSAGE ZU SPEZIELLEN KOMPOSTEIGENSCHAFTEN BERNER (2003)

Parameter	Priorität	Aussage über	Wichtig für
Aussehen, Struktur	+		Erste Beurteilung
pH	++		Pflanzen in Substraten

ΔpH nach 5 Stunden	+	Stabilität, Reife	
KAK	-	Nährstoffspeichungsvermögen	Nährstoffspeichungsvermögen
NH ₄ , NO ₃	++		Wachstum Pflanzen
NH ₄ -N / NO ₃ -N	++	Redoxpotenzial, Reife	N Mineralisierung
NO ₂	+	Rotte-, Lagerungsbedingungen	Phytotoxizität Pflanzen
C/N-Verhältnis (gesamt)	+		Mineralisierung (grob)
C _{org} im Wasserextrakt	++	Stabilität der OS	N-Immobilisierung, Keimhemmung
N _{org} im Wasserextrakt	++		N Mineralisierung
C _{org} /N _{org} in Wasserextrakt	+	Reife	
C/N im K ₂ SO ₄ -Extrakt	+	Reife	N Mineralisierung
lösliche Mineralstoffe	++	Nährstoffgehalt	Wachstum Pflanzen
Cellulose, Lignin	- / +		N-Immobilisierung
Organische Säuren	-	Kompostreife	Keimhemmung
Extrakt Farbe	++	Stabilität der OS	
Atmung	-	Aktivität der Mikroorganismen	Mineralisierung, Lagerungsstabilität
Selbsterhitzung	-	Aktivität der Mikroorganismen	Mineralisierung, Lagerungsstabilität
Spez. mikrob. Aktivitäten	-	Aktivität der Mikroorganismen	Aktivität der Mikroorganismen

Timmermann et al. (2003) halten die lösliche N-Fracht als geeigneten Indikator für eine grobe Voraussage der N-Düngeeffizienz, da die berechnete N-Ausnutzung in Relation zur N_{tot}-Zufuhr mit Kompost im Mittel ähnliche Größenordnungen erreichen.

Zu besserer Einschätzung der Verfügbarkeit bzw. der Bindungsdynamik von Kompoststickstoff unter ackerbaulichen bzw. Grünlandbedingungen wurden in den letzten Jahren neue Untersuchungs-Verfahren diskutiert.

Ebertseder et al. (1994) fanden in einem Feld- sowie in einem Gefäßversuch – beurteilt nach dem N-Entzug durch Pflanzen – eine gute Korrelation zwischen dem C/N-Verhältnis des K₂SO₄-Extraktes von Komposten und deren N-Wirkung ($r = -0,75$). Diese enge Beziehung bestand im Gegensatz zu anderen Parametern selbst bei Verwendung sehr unterschiedlicher Komposte (Ausgangsmaterial, Rottebedingungen). Daher halten die Autoren das C/N-Verhältnis des K₂SO₄-Extraktes für einen geeigneten Parameter zur Beurteilung der N-Wirkung der Komposte im Anwendungsjahr, wobei Komposte mit $C/N_{K_2SO_4} < 5$ zu einer zunehmenden Nettomineralisation im Boden führen, während beim Einsatz von Komposten mit $C/N_{K_2SO_4} > 5$ die Gefahr einer N-Immobilisation besteht.

Zur Bestimmung organischer Bodenindikatoren wie der wasserlöslichen Fraktion können auch serienfähige, indirekte physiko-chemische Analysemethoden wie die „Nahe Infrarot Spektroskopie“ (NIRS) herangezogen werden (Wenzl, 1994). Capriel et al. (1999) erstellten IR-Modelle, die auf den Infrarot-Spektren ($4000 - 400 \text{ cm}^{-1}$) von 81 sehr unterschiedlichen Bioabfallkomposten basieren und eine ausreichend genaue Abschätzung der zu erwartenden

kurzfristigen Stickstoff- und Ertragswirkung von Biokomposten im Gefäßversuch sowie eine exakte Prognose ausgewählter Kompostparameter (C_{tot} , N_{tot} , $C_{\text{tot}}/N_{\text{tot}}$, $\text{pH}_{5\text{h}}$) ermöglichen. Einen wesentlichen Vorteil dieser Methode sehen die Autoren darin, dass man die Stickstoff- und Ertragswirkung und die relevanten Parameter einer „unbekannten“ Kompostprobe aus ihrem IR-Spektrum simultan vorhersagen kann. Darüber hinaus sind diese Modelle den chemischen oder biologischen überlegen, da die Infrarot-Technik wesentlich schneller, kostengünstiger und umweltfreundlicher ist und sich gut für den Routinebetrieb eignet.

Nach Hartl & Wenzl (1997) Die Berücksichtigung der N- und C-Gehalte in der wasserlöslichen organischen Substanz (WOS) (ermöglicht die Differenzierung der Böden noch 4 Jahre nach der Kompostausbringung).

Aichberger & Wimmer (1999) fanden in einem 8-jährigen Feldversuch mit 4 verschiedenen Komposten im Heißwasserextrakt einen durchschnittlichen Wert von N_{HWL} 4,40 mg 100 g⁻¹ während die reinen Mineraldüngervarianten (0, 40, 80 und 120 kg N ha⁻¹) im Schnitt aller Düngungsstufen einen Wert von N_{HWL} 3,48 mg 100 g⁻¹ aufwiesen. Dies gibt einen Hinweis auf den erhöhten Anteil der nachlieferbaren N-Fraktion aus der organischen Substanz.

Eine weitere Methode, die in der stabilen organischen Substanz (Huminstoffe) enthaltene N-Fraktion festzustellen, stellt nach Zach (2000) die Analyse der in 6 n HCl nicht hydrolisierbaren N-Fraktion dar.

Bei der Thermogravimetrie wird der Masseverlust über einen bestimmten Temperaturbereich bestimmt. Die Proben können aufgrund ihres Verhaltens bei Temperaturerhöhung unter verschiedenen Bedingungen charakterisiert werden. Das resultierende Thermogramm weist auf Eigenschaften des Materials und des Stabilisierungsprozesse hin (Smidt, 2002).

Die Thermogravimetrische Bodenanalyse beinhaltet die langsame Erwärmung einer Bodenprobe von Zimmertemperatur auf über 950 und eine kontinuierliche Aufzeichnung der dabei auftretenden Gewichtsverluste. Die Auswertung der aufgezeichneten Gewichtsverluste liefert Angaben zu wichtigen Materialeigenschaften (C-, N-, Ton- und Karbonatgehalt) der untersuchten Probe.

Fazit:

- Im Bereich der Beurteilung der N-Mineralisierungsdynamik mittels analytischer Prognoseverfahren besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. In die Routineanalytik ist bisher noch keine der vorgestellten Methoden aufgrund folgender Probleme eingegangen:
 - zu geringer Datenpool für eine ausreichend aussagekräftige Interpretation,
 - geringe Verfügbarkeit und hohe Kosten der Analysegeräte bzw. Verfahren,
 - Kombination aus obigen Punkten.
- Zur Abschätzung des Mineralisierungspotenzials insbesondere organischer bzw. organisch gedüngter Böden und zur optimalen Abstimmung von Fruchtfolge und Düngung wäre die Erarbeitung routinefähiger Methoden der Kompost- und Bodenanalyse dringend voranzutreiben. Dies gilt insbesondere auch der Absicherung von Erfahrungen bzw. den mit großen Unsicherheiten behafteten Aussagen zum Stickstoff-Auswaschungspotenzial.

3.3 N-Anreicherung im Boden durch Kompostanwendung

Die nur begrenzte N-Wirkung bzw. N-Mineralisierung bewirkt bei kontinuierlicher Kompostanwendung eine stetige Anreicherung von organischen N-Fractionen im Boden in Verbindung mit entsprechend hohen positiven N-Bilanzsalden (siehe Beispiel in Kap. 3.4).

Eine erste Bezugsgröße bieten Langzeitdüngungsversuche mit mineralischer und organischer (meist Mist-) Düngung. Da Langzeitexperimente (> 20 Jahre) noch fehlen, können hier nur Ergebnisse von mittelfristigen, etwa 8 – 12 Jahre (maximal 21 Jahre) alten Feldversuchen für längerfristige Modellrechnungen herangezogen werden.

Darüber hinaus geben Dauer –Düngeversuche eine Orientierung.

In 24 Langzeit-Feldexperimenten war der Unterschied im Gesamt N-Pool zwischen den 0-Varianten und den organisch und mineralisch gedüngten Varianten mit jeweils den höchsten Düngergaben im Mittel nur 0,33 % (Bereich 0,14 – 0,66 %) (Körschens, 2003). Die Düngegaben orientierten sich in den Langzeitversuchen an üblichen am Entzug und durchschnittlichen Großvieheinheiten bemessenen Düngegaben. Dies deutet auf einen relativ geringen standort-, bewirtschaftungs- und klimabedingten Spielraum hin. Eine direkte Vergleichbarkeit ist aufgrund der Unterschiede zwischen den in diesen Versuchen eingesetzten Mist-, Stroh-, oder Güllevarianten zu Biokomposten nur bedingt gegeben. Langzeiteffekte von Meliorationsdüngungen mit reifem Kompostmaterial ist experimentell noch nicht überprüfbar.

Timmermann et al., 2003 berichten bei pflanzenbaulich geeignete Kompostgaben von jährlich 5 bzw. 10 t ha⁻¹ TM im Versuchszeitraum von 8 Jahren geringe, aber signifikante Anhebungen der N-Gesamtgehalte um 0,01 bzw. 0,02 %. Dabei korreliert die Zunahme eng mit der Summe der N-Zufuhr durch die Kompostgaben: 0,01 % N-Zunahme entsprechen im Mittel 500 kg N-Zufuhr aus Komposten. Anhand der vorliegenden Versuchsergebnisse ist der N-Gesamtgehalt des Bodens - in Verbindung mit dem Humusgehalt - als geeigneter Parameter zu empfehlen, um Veränderungen des N-Gesamtpools (je nach Bodenart etwa 3.000 - 6.000 kg ha⁻¹ N) bei regelmäßigem Komposteinsatz zu kontrollieren und in der N-Düngebilanz zu berücksichtigen.

Erhart et al. (2003) zeigten in einem 10-jährigen Kompostvergleich, dass der beträchtliche N-Bilanzüberschuss in Kompostgedüngten Parzellen nur in den obersten 60 cm wiederzufinden ist. In 10 Jahren standen eine Kompost-N-Zufuhr von 2255 kg einem Entzug von 774 gegenüber. In 0-30 cm betrug die N_{tot}-Menge um 2067 kg ha⁻¹, in 30 – 60 cm 640 kg ha⁻¹ mehr als in der mineralisch gedüngten Variante (Zufuhr: 615 kg; Entzug: 728 kg). Eine Anreicherung in tiefere Bodenschichten fand nicht statt.

Die zu erwartenden Effekte werden nachfolgend an Beispielsrechnungen aus der Literatur erläutert:

Anhand einer angenommenen Mineralisierungsrate von 10 %, 5 % und 3 % (Anwendungsjahr, 2. Jahr und Folgejahre) und einer jährlichen Gabe von 10 t Kompost (Frischsubstanz)

errechnet Döhler (1995, 1996, siehe Tabelle 3-5) eine N-Anreicherung im Boden über einen Zeitraum von bis zu 100 Jahren, die ähnlich der im folgenden Absatz durch Peretzki (1994) gezeigten ist. Die N-Anreicherung wird bezogen auf die jährliche Zufuhr (hier 80 kg N ha⁻¹, entspricht einer Aufbringung von 8 t TS ha⁻¹ a⁻¹ bei 1 % N) in jedem weiteren Jahr geringer bzw. die Mineralisierung höher. Entsprechend wird nach dieser Modellrechnung nach etwa 80 bis 100 Jahren ein Gleichgewicht zwischen jährlicher N-Zufuhr und Mineralisierung erreicht (absolute Mineralisierung in kg N ha⁻¹ = N-Zufuhr = 80 kg N ha⁻¹).

TABELLE 3-5: N-ANREICHERUNG UND FREISETZUNG IM BODEN NACH LANGJÄHRIGER KOMPOSTDÜNGUNG (DÖHLER, 1995, 1996)

Jahre nach der Anwendung	ausgebrachte N-Menge kg ha ⁻¹	N-Mineralisierung		N-Anreicherung im Boden	
		jährl. kg ha ⁻¹	in % der jährl. ausgebr. Menge	kg ha ⁻¹	in % der insges. ausgebr. Menge
1	80	8	10	72	90
3	240	14	17	207	86
5	400	18	22	333	83
10	800	26	33	619	77
20	1600	41	51	1074	67
40	3200	59	73	1657	52
50	4000	64	80	1795	46
100	8000	77	96	2240	28

Nach 5 Jahren ist die insgesamt pflanzenverfügbare/angereicherte N-Menge 67/ 333 kg ha⁻¹, nach 20 Jahren ist die Relation 526/ 1074. Zu diesem Zeitpunkt wird etwa die Hälfte des jährlich zugeführten N (41 von 80 kg ha⁻¹) freigesetzt. An Standorten, deren Eigenschaften (sandige, gut durchlüftete Böden) und Nutzung (zB Hackfrüchte) eine hohe Mineralisierungsrate begründen, kann das Gleichgewicht auch um einige Jahrzehnte früher erreicht werden. In jedem Fall strebt die Anreicherung bei relativ zur jährlichen Zugabe steigender Mineralisierungsmenge einem Gleichgewichtswert zu, dessen tatsächliches Niveau boden-, bewirtschaftungs- und standortspezifisch unterschiedlich ist. Döhler (1996) postuliert entsprechend für die ersten Jahre nach der Anwendung eine Anreicherungsphase, gefolgt von einer Stabilisierungsphase (deutlich geringer werdende absolute Anreicherung) und einer Gleichgewichtsphase.

Im zweiten Beispiel von Peretzki (1994) werden jährliche Kompost-N-Gaben von 90 kg ha⁻¹ a⁻¹ und die oben genannten Zahlen für die N-Wirkung unterstellt. Es errechnet sich so eine Anreicherung von Boden-N auf 710 kg N ha⁻¹ in 10 Jahren, 2094 kg N ha⁻¹ in 50 Jahren und 2628 in 100 Jahren. Nach dieser Zeit wird so viel N pro Jahr freigesetzt, wie es der jährlichen Gabe von 90 kg N ha⁻¹ entspricht.

Auch wenn entsprechende Szenarien in der Realität deutlich abweichende und standortspezifisch stark variierende Größen der N-Anreicherung und -mineralisierung sowie

Zeitverläufe zur Folge haben, ist mit einem entsprechenden Prozess der Anreicherung und Mineralisierung zu rechnen. Permanent hohe N-Bilanzsalden sind daher grundsätzlich kritisch zu beurteilen, da im Jahreslauf immer wieder eine deutliche zeitliche Diskrepanz zwischen der N-Mineralisierung und der Pflanzenaufnahme besteht. Problematische Zeiträume sind die gesamte Herbst- und Winterperiode, wenn bei Temperaturen oberhalb des Gefrierpunktes eine noch deutliche Mineralisierung einer minimalen Pflanzenaufnahme gegenübersteht. Problematisch ist auch die Frühjahrsperiode, wenn in spät bestandsschließenden Kulturen (Mais, Zuckerrüben) im angewärmten Boden bereits hohe Mineralisierungsraten stattfinden. Inwieweit hieraus tatsächlich ein erhebliches Risiko der Grundwasserbelastung durch Nitrat resultiert, hängt vor allem von folgenden Faktoren ab:

1. das standörtliche Verlagerungsrisiko (Boden- und Klimaeigenschaften),
2. die Fruchtfolge und deren Fähigkeit, den freigesetzten N über eine möglichst lange Periode im Jahr zugunsten einer geringeren mineralischen N-Düngung aufzunehmen und zu binden,
3. das angestrebte Ertragsniveau

Abbildung 3-5 zeigt die N- und C-Gehalte einer für einen Zeitraum von 50 Jahren simulierten Düngung mit mineralischem Dünger, Roh- und Reifkompost. Klar zu sehen ist die C- und N-Abnahme in Falle der anorganischen Düngung. Das C/N-Verhältnis wird im Laufe der Kompostanwendung weiter.

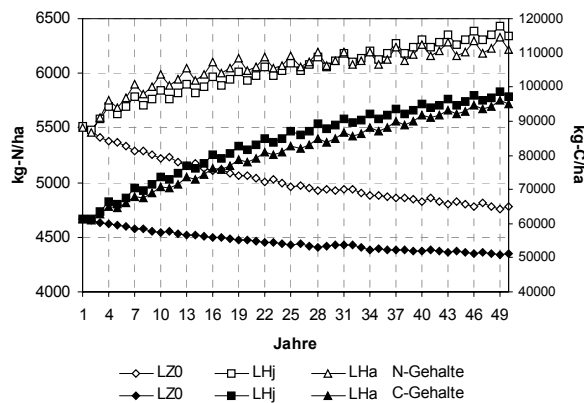


ABBILDUNG 3-5: MODELL (DAISY) FÜR DIE C UND N-C ENTWICKLUNG AUF MINERALISCH- UND KOMPOSTGEDÜNGTEM STANDORT. LZ0: MINERALISCHER DÜNGER; LHJ: ROHKOMPOST; LHA: REIFKOMPOST (STÖPPLER-ZIMMER ET AL., 1999)

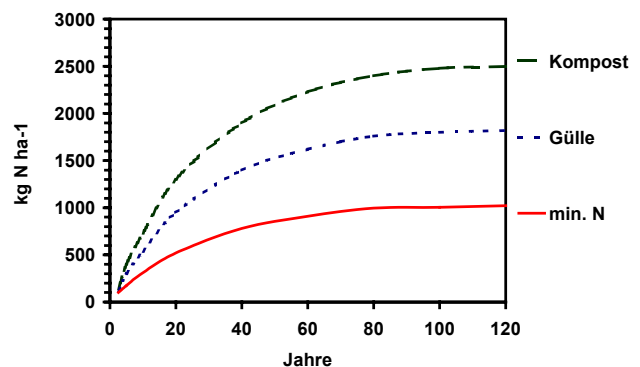


ABBILDUNG 3-6: STICKSTOFFANREICHERUNG IN BÖDEN IN VERSCHIEDENEN DÜNGESYSTEMEN (NACH GUTSER, 1996)

Gutser & Claassen (1994) beschreiben die Anreicherung des organischen N-Pools in der Reihenfolge: Kompost > Festmist > Flüssigmist > Mineraldünger. Für Kompost bewertet Gutser (1999) die N-Wirksamkeit mit 15 % im ersten Jahr, 8 % im 2. Jahr und 3,5 % des verbleibenden Kompostpools in den folgenden Jahren. Aufgrund dessen errechnete er, dass bei

kontinuierlicher Kompostaufbringung die jährliche N-Mineralisierung eines Kompostdüngesystems ($100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) ein mineralisches Düngesystem innerhalb von 30 – 50 Jahren einholen wird.

Unter Annahme der Mineralisierungswerte aus der neueren Literatur (10 % im ersten Jahr; 4 % im 2. Jahr und 23 % in den Folgejahren) ergeben sich ohne Berücksichtigung des Austrags durch Pflanzenaufnahme, Auswaschung und gasförmige Verluste die Mineralisations- bzw. Akkumulationswerte in Tabelle 3-6. Weiter Annahmen sind:

- jährliche Kompostgaben von 8 t TM ha^{-1}
- Durchschnittlicher N-Gehalt von ca. $10 \text{ kg N t}^{-1} \text{ FM Kompost}$ (=1,6 % N i.d. TM)

Diese Berechnungen ergeben, dass man nach einen Zeitraum von etwa 100 Jahren (das sind in unserem Fall ca. 800 t TM Kompost) damit rechnen kann, dass der mit einer Jahresgabe zugeführte Stickstoff durch die zusätzliche Mineralisierung aus dem angereicherten Kompost-N-Pool in Summe auch tatsächlich mobilisiert wird. Auch Döhler (1996) rechnet mit einem Zeitraum von 100 Jahren bis ein mit einem Gleichgewicht zwischen Gesamteintrag und Düngewirksamen N gerechnet werden kann.

TABELLE 3-6: MINERALISIERUNG UND AKKUMULATION DES STICKSTOFFS AUS JÄHRLICHEN KOMPOSTGABEN AUS DER KOMPOSTDÜNGUNG

Jahr	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
N-Zufuhr/Jahr	133	133	133	133	133	133	133	133	133	133
Mineralisiert/a	35,3	53,3	67,9	79,9	89,7	97,6	104,2	109,5	113,9	117,4
Mineralisierung weniger Zufuhr	-98	-80,1	-65,4	-53,5	-43,7	-35,7	-29,2	-23,8	-19,5	-15,9
Akkumulation	1.076	1.996	2.674	3.260	3.740	4.131	4.551	4.712	4.926	5.101

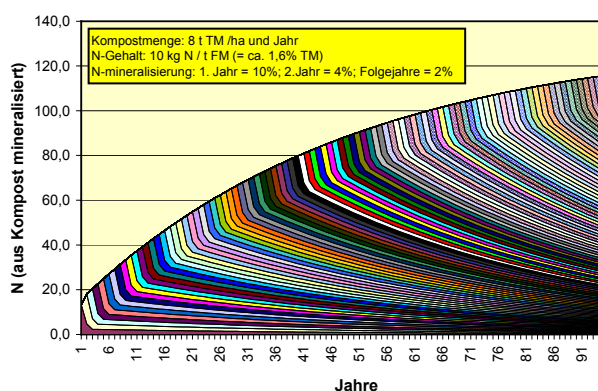


ABBILDUNG 3-7: AKKUMULIERTES JÄHRLICHES MINERALISIERUNGSPOTENTIAL DES KOMPOST-N BEI JÄHRLICHER KOMPOSTGABE

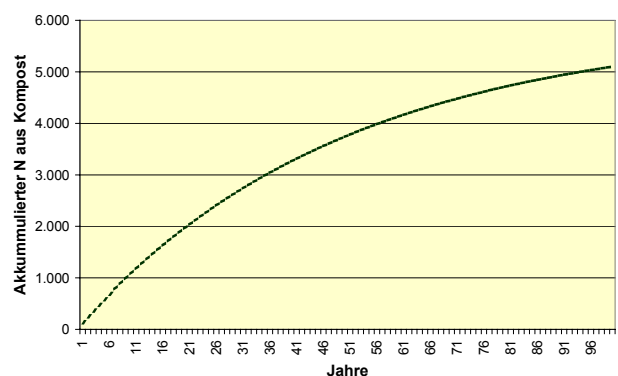


ABBILDUNG 3-8: POTENZIELLE STICKSTOFFANREICHERUNG IN BÖDEN AUS JÄHRLICHEN KOMPOSTGABEN OHNE BERÜCKSICHTIGUNG VON PFLANZENENTZUGS AUS DEM BODEN-POOL, AUSWASCHUNG UND GASFÖRMIGEN VERLUSTEN

Fazit:

- Durch die regelmäßige Zufuhr von Kompost in Größenordnungen über 4 bis 7 t TM kommt es zweifelsfrei zur Anreicherung zumindest mittelfristig stabiler organischer Substanz. Damit wird auch der organische N-Pool im Boden erhöht.
- Die überwiegend organische Bindung des Kompost-N bedingt, dass unter Annahme durchschnittlicher Mineralisierungsraten erst nach einem Zeitraum von ca. 100 Jahren mit einem Gleichgewicht zwischen Kompost-N Eintrag und N-Verfügbarkeit aus diesem Pool gerechnet werden kann.
- Eine Anreicherung von organischem N im Boden impliziert im Grundsatz die Gefahr nicht kontrollierbarer bzw. pflanzenbaulich nicht verwertbarer N-Freisetzungen und potenzieller Nitratauswaschungen in Richtung Grundwasser.
- Die Beurteilung der Nützlichkeit und Schadlosigkeit von Kompost und organischen Abfällen als Düngemittel ist somit letztlich nicht nur an die Abfalleigenschaften, sondern auch und vor allem an einen zeitlich und kulturbezogen fachgerechten Einsatz gebunden. Dieser ist über das Abfallrecht gar nicht und über das Düngerecht nur sehr eingeschränkt bzw. allgemein geregelt. Entscheidend für die Höhe der düngetechnisch anrechenbaren N-Anteile, welche eine Teilmenge des insgesamt freigesetzten N sind, ist somit nicht nur die Materialeigenschaft, sondern das zeitliche Zusammenspiel von N-Freisetzung, Witterung und Pflanzenbedarf. Voraussetzung eines fachgerechten Komposteinsatzes ist die Vermeidung eines Ungleichgewichts zwischen Stickstoff-Netto-Mineralisierung, Speicherkapazität des Bodens sowie Pflanzenentzug.
- Regelmäßige Bodenuntersuchungen auf die Humus- und Stickstoffgehalte sowie eine gute Beobachtung des Pflanzenbestandes müssen bei langjähriger Kompostanwendung die Modelle in der Praxis überprüfen, um in Abhängigkeit von Standorteigenschaften (Boden, Klima) und Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, andere Düngungsmaßnahmen etc) die tatsächliche Entwicklung zu verfolgen.

3.4 Anrechnung von N aus Kompost für die Düngbedarfsermittlung

Für Düngungsmaßnahmen mit organischen Abfällen ist es notwendig, den pflanzenverfügbaren Anteil sinnvoll abzuschätzen. Sofern über den jeweiligen Abfall Informationen zum mineralischen Nährstoffanteil vorliegen, kann mit Annahmen eine Überschlagsrechnung durchgeführt werden. Dies wird nachfolgend an einem Beispiel von Döhler (1996) erläutert, in dem ein Klär-Nassschlamm (KS I), ein stark entwässerter Klärschlamm (KS II) und ein Kompost betrachtet werden (vgl. Tabelle 3-7). Ausgegangen wird von der Ausbringung einer einheitlichen Menge von 160 kg N ha^{-1} . Dazu sind im Beispiel Ausbringungsmengen von 80, 23 und $16 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (KS I, KS II, Kompost) erforderlich. Von der Menge an Gesamt-N (jeweils 160 kg) liegen 80, 137, 152 kg in organisch gebundener Form vor. Für die Verluste durch Ammoniakausgasung werden 20, 50, 0 % (KS I, KS II, Kompost) des Ammonium-N angesetzt.

Die Menge des pflanzenverfügbaren N setzt sich zusammen aus dem durch die Mineralisierung des organisch gebundenen N freigesetzten (unter Annahme einer Mineralisierung von 5 %), entsprechend 4, 7 und 8 kg , und der Menge des löslichen N reduziert um die Ammoniakverluste (bei Kompost wegen des geringen Ammonium-Gehaltes zu vernachlässigen). Im Ausbringungsjahr stehen dann 68, 18 und 16 kg pflanzenverfügbares N zur Verfügung. Es zeigt sich die ausgesprochen geringe Verfügbarkeit des N aus Kompost und entwässertem Klärschlamm. Führt man die Kalkulation für die Folgejahre weiter (ohne weitere Ausbringung und mit Mineralisierungsraten von 3 % in den Folgejahren), ergibt sich für Nassschlamm ausgehend von 40 % Ausnutzung im Ausbringungsjahr eine (kumulative) N-Ausnutzung von 50 % (mittelfristig) und etwa 60 % langfristig. Die mittelfristige N-Ausnutzung von entwässertem Schlamm und Kompost ist im Vergleich mit ca. 20 % deutlich geringer.

TABELLE 3-7: ÜBERSCHLAGSRECHNUNG ZUR ABSCHÄTZUNG DES IM ANWENDUNGSJAHR PFLANZENVERFÜGBAREN N AUS KLÄRSCHLAMM UND KOMPOST (NACH DÖHLER 1996)

	KS I	KS II	Kompost
1) ausgebrachte Menge (t ha^{-1})	80	23	16
2) ausgebrachte N-Menge (kg ha^{-1})	160	160	160
3) davon löslicher N (v.a. $\text{NH}_4\text{-N}$)	80	23	8
4) (abzügl. Ammoniakverluste)	<u>- 16</u> = 64	<u>- 12</u> = 11	<u>- 0</u> = 8
5) und organisch gebundener N	80	137	152
6) aus dem organischen N-Pool freigesetzte Menge (5 % von Zeile 5)	4	7	8
7) pflanzenverfügbarer N (Zeile 4 + 6)	68	18	16
8) in % des ausgebrachten N (Zeile 2)	43 %	11 %	10 %

Dreher et al. (2002) berechneten aus den Zufuhr-Entzugs-Bilanzen eines Freilandversuches auf 4 Ackerstandorten mittlere Mineralisationsraten bei Varianten ohne Mineraldüngung für Frischkompost bei $12 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für Fertigungskompost bei $7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bei den Varianten mit mineralischer Düngung betragen die Raten für Frischkompost ca. $8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für Fertigungskompost $11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Flächen wurden im Untersuchungszeitraum von 6 Jahren zweimalig mit Kompost 30 t TM ha^{-1} beaufschlagt.

Nach dem Vorschlag der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (Peretzki, 1994) werden bei Kompost nur bis zu 75 % des Stickstoffentzuges durch die Pflanzen durch Kompost-N ersetzt, um eine zu starke N-Anreicherung im Boden zu vermeiden. Entsprechend wird der durchschnittliche jährliche N-Entzug der Fruchtfolge (zB 121 kg N ha^{-1}) als Berechnungsgrundlage genommen. Die verwendeten Beispielszahlen sind in der folgenden Tabelle 3-8 zusammengestellt.

TABELLE 3-8: NÄHRSTOFFENTZUG EINER FRUCHTFOLGE

Fruchtarten	Erträge dt/ha	Nährstoffabfuhr (o. Stroh) in $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$		
		N	P	K
Winterraps	30	99	24	25
Winterweizen	80	144	28	40
Wintergerste	70	119	25	35
Ø		121	26	33

Durch die jährliche Kompostgabe sollen maximal 90 kg N ha^{-1} entsprechend 75 % ersetzt werden. Die Differenz von 30 kg N ha^{-1} (25 %) bleibt als Spielraum für gezielte Ausgleichdüngung durch Mineraldünger offen. Geht man von einem N-Gehalt des Kompostes von 1,3 % i.d.TM aus, so ergibt sich eine empfohlene Kompostgabe von nur $6,9 \text{ t TS ha}^{-1}$ oder 14 t FS ha^{-1} (bei zB 50 % TS). Bei einem angenommenen P- und K- Gehalt von 0,26 bzw. 0,75 % werden mit der jährlichen Kompostgabe 18 kg P ha^{-1} bzw. 51 kg K ha^{-1} ausgebracht. Gegenüber der Nährstoffabfuhr ergibt sich folglich bei N und P eine negative, bei K eine positive Bruttobilanz (Tabelle 3-9). Letztere wird als ökologisch unproblematisch eingestuft.

TABELLE 3-9: BEISPIEL EINER DÜNGEBEDARFSBERECHNUNG

	N	P	K
durchschnittliche jährliche Abfuhr	- 121	- 26	- 33
Nährstoffe aus Kompost in $6,9 \text{ t TS ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	+ 90	+ 18	+ 51
Bruttobilanz (Abfuhr - Zufuhr)	- 31	- 8	+ 18
Abschlag Standortfaktor	- 30	0	0
Abschlag N-Festlegung im Humus (82 % des jährl. Kompost-N)	- 74	0	0
Nettobilanz (Düngebedarf mineralisch)	- 135	- 8	+ 18

Bei Stickstoff wird nach diesem Modell eine Bruttobilanz als Differenz zwischen dem Bedarf und dem durch Kompost ersetzbaren Anteil errechnet. Dazu kommen für die Errechnung der Nettobilanz Abschläge für die nicht im ersten Jahr verfügbaren N-Anteile in Form von (1) einem „Standortfaktor“ (ca. 20 % der N-Abfuhr entsprechend 30 kg N für gasförmige N-Verluste) sowie (2) für die im Kompost festgelegte, erst zu einem späteren Zeitpunkt freiwerdende N-Menge (hier mit 82 % angenommen). Bei der Angabe von 82 % Festlegung wird von den Verhältnissen im dritten Kompost-Anwendungsjahr ausgegangen. Dieser Wert umfasst den im dritten Ausbringungsjahr unmittelbar pflanzenverfügbaren N des Komposts sowie die deutlich geringeren Nachlieferungen aus den beiden Vorjahren (die Kalkulation der kumulativen N-Freisetzung im Ausbringungs- und den Folgejahren wird im folgenden Kapitel näher erläutert). Bei Nassschlämmen und generell auch bei längerfristiger Anwendung von entwässerten Schlämmen und Kompost ist der (kumulative) Ausnutzungsanteil höher. Bei der Anrechnung des aus dem Kompost stammenden N ist zu berücksichtigen, inwieweit die einzelnen Kulturen den über den Jahresverlauf in schwankenden Raten freigesetzten Stickstoff verwerten können. Nach diesem Modell wäre eine durchschnittliche mineralische Ergänzungsdüngung von 135 kg N ha⁻¹ sinnvoll, wobei diese dem Bedarf der jeweiligen Kultur des Ausbringungsjahres anzupassen ist. Die mögliche bzw. sinnvolle Auftragsmenge verringert sich weiter in viehhaltenden Betrieben. Phosphat und Kalium sind in voller Höhe anzurechnen, bei N können 25 % des Wirtschaftsdünger-N für gasförmige Verluste abgezogen werden. Für eine GV ha⁻¹ Milchvieh werden 96 kg N, 18 kg P und 53 kg K veranschlagt. Bei N werden entsprechend 75 % = 77 kg N angerechnet. Anstatt der oben genannten N-Ausbringungsmenge von 90 kg N ha⁻¹ in Form von Kompost können dann nur noch 13 kg N/ ha durch Kompost (ca. 1 t TS ha⁻¹) abgedeckt werden.

Erfolgt eine mineralische Ausgleichsdüngung in der errechneten Höhe, so ergibt sich flächenbezogen ein durchschnittliches N-Bilanzsaldo von 104 kg N ha⁻¹ (N-Zufuhr mit Kompost und Mineraldüngern: (90 + 135) = 225 kg; N-Abfuhr: 121 kg).

Nach aktuellem vorläufigen Wissenstand schlagen Timmermann et al. (2003) mit Verweis auf die eigenen Untersuchungen und Angaben von Werner (2002) sowie Gutser & Ebertseder (2002) folgende Vorgangsweise bei der Berechnung der N-Zufuhr mit Komposten in der Düngebilanz vor:

Um einen unkalkulierbar hohen N-Pool im Boden und damit verbundene erhöhte N-Auswaschungsverluste sicher zu vermeiden, muss nach Stützel & Bloom (2002) die N-Gesamtzufuhr durch Kompostgaben begrenzt (derzeit lt. Deutscher Dünge-VO 170 kg ha⁻¹ a⁻¹, besser noch 120 kg ha⁻¹ a⁻¹) und die mineralische N-Ergänzungsdüngung entsprechend vermindert werden.

Die Bewilligungspflicht des Wasserrechtsgesetzes (WRG Novelle 1990, BGBl. Nr. 252/1990 §32 (2) f) für die Aufbringung von höheren Reinstickstoffgaben als 175 bzw. 210 kg ha⁻¹ a⁻¹ folgen dem Grundsatz der Vorsorge zur nachhaltigen Grundwasserbewirtschaftung. Wie die Versuchsergebnisse zeigen ist ein 100%ige Anrechnung des Kompost-N als kurzfristig mobilisierbarer er N-Fracht keinesfalls berechtigt. Dies würde im Gegenteil in manchen Fällen

zu einer zu starken Einschränkung des Kompostdüngeregimes führen und damit die vielfältigen positiven Effekte einer Bodenmelioration mit Kompost konterkarieren (Zu den Nutzwirkungen langjähriger Kompostanwendung siehe auch Amlinger et al., 2003). Aus Vorsorgegründen ist es aber keinesfalls gerechtfertigt die N-Mineralisierungsraten, die aus den Versuchen abgeleitet werden können für das Düngeregime 1:1 zu übernehmen. Hier müssen ein entsprechender Sicherheitsabstand und damit höhere Mineralisationsraten einberechnet werden, um eine überschießende organische N-Anreicherung in kurzer Zeit hintanzuhalten. Ein Vorschlag, auch für eine Umsetzung im Rahmen wasserrechtlicher Bewilligungsverfahren wurde auf breiter Basis in einer ÖWAV Fachgrundlage ausgearbeitet (Amlinger et al., 2002).

TABELLE 3-10: VORSCHLAG FÜR ANRECHENBARE N-ANTEILE DER GESAMT-N-ZUFUHR AUS KOMPOST ZUR BEURTEILUNG DER KOMPOSTAUSBRINGUNG IM RAHMEN VON WASSERRECHTLICHEN BEWILLIGUNGSVERFAHREN (VORSCHLAG DER ÖWAV FACHGRUNDLAGE, AMLINGER ET AL., 2002)

	Berechnungs- Modell	
Im Jahr der Anwendung	25 %	In % vom Rest-Kompost-N
1. Folgejahr	10 %	
2. Folgejahr	5 %	
3. Folgejahr	5 %	
4. Folgejahr	5 %	
5. – 9. Folgejahr	je 3 %	

Die anzurechnenden Anteile betragen hier 39 % (5 Jahre) bzw. 49 % (10 Jahre). Dieses Berechnungsmodell würde nur dann zur Anwendung kommen, wenn in Summe aller N-haltigen Düngemittel bei gleichzeitiger Anwendung von Kompost die bewilligungsfreie N-Gesamt-Fracht von 175 bzw. 210 kg ha⁻¹ überschritten würde.

Über eine einfache Eingabemaske werden sämtliche aktuellen Wirkungen und Nachwirkungen der Kompostgaben sowie ggf. anderer N-haltiger Düngemittel über einen Zeitraum von 10 Jahren berechnet. Durch die Berücksichtigung nachweislich höherer als in der Praxis auftretender Mineralisierungsraten, und durch die periodische Untersuchung des N- und C-Pools des Bodens wäre hierbei ein ausreichender Grundwasserschutz gewährleistet.

3.4.1 Bewertung von N-Bilanzen

N-Bilanzüberschüsse sind im Grundsatz zu tolerieren, da ein unvermeidliches Maß an Verlusten durch Auswaschung und Ausgasung kompensiert werden muss. Der unter dem Gesichtspunkt des Grundwasserschutzes akzeptable Rahmen für Bilanzüberschüsse muss standortabhängig

differenziert ermittelt werden. Nach dem aktuellen Stand des Wissens ist dies nur ansatzweise zu leisten. Für die Interpretation von Flächenbilanzen müssen begleitende Bodenuntersuchungen zur Erfassung des mineralischen Stickstoffs im Boden (N_{\min}) vorgenommen werden. Auf besonders gefährdeten Standorten ist eine mehrfach wiederholte Tiefenbeprobung (bis 2 m) ratsam (Gäth & Wohlrab, 1992). Die Überprüfung von Bilanzergebnissen über den N_{\min} -Gehalt des Bodens ist allerdings auf Grund der starken Abhängigkeit der N_{\min} -Gehalte von Bodenverhältnissen, Witterung, Erntetermin, Zwischenfruchtanbau, Bodenbearbeitung und Ernterückständen problematisch (Gutser, 1997).

Bei der Erstellung von N-Bilanzen ist vor allem auch der Betrachtungszeitraum von Bedeutung. Einjährige Salden geben zwar wie oben erwähnt Hinweise auf die Bilanzbeiträge der verschiedenen Kulturen, eine Überprüfung der Richtigkeit einer bestimmten Düngestrategie und der Quantifizierung der N-Verlagerung kann damit aber nicht zuverlässig erfolgen.

Mehrjährige Salden geben ein repräsentativeres Bild der Düngeeffizienz und des Verlustpotenzials wieder (Gutser, 1997). Die größere Validität von Ergebnissen aus Langzeitexperimenten ergibt sich aus der Tatsache, dass neben Input und Output auch die Veränderung der N-Qualitäten im Boden (Gleichgewichtseinstellung) erfasst wird. Dies ist vor allem bei Einsatz organischer Dünger von Bedeutung. Anhand der Langzeituntersuchungen kann versucht werden, optimale N-Salden zu bestimmen. Für die Beurteilung längerfristiger Nährstoffbilanzveränderungen können Prognosemodelle hilfreich sein. Beispielsweise kann man sich damit der Frage nähern, wie sich die Veränderung der Krumentiefe auf landwirtschaftlichen Flächen (größere Bodenbearbeitungstiefen der letzten Jahre) auf den zeitlichen Verlauf der N-Akkumulation und das Niveau der in Richtung der Stabilisierungsphase ansteigenden N-Freisetzung auswirkt.

Einfluss auf die Höhe und die Bewertung von N-Bilanzüberschüssen hat auch die Kulturartenwahl bzw. die Fruchtfolge. Günstige, d.h. annähernd ausgeglichene Salden lassen sich beispielsweise mit Zuckerrüben erreichen, da diese den im Boden vorhandenen Stickstoff in einer relativ langen Vegetationsphase weitgehend ausnutzen. Die ertrags- und qualitätsorientiert optimalen Salden sind generell um so größer, je weniger effektiv die Kultur den Bodenstickstoff verwertet. Zur Erlangung ökonomisch optimaler Erträge sind umgekehrt hohe N-Salden erforderlich, wenn organische Dünger mit geringer Nährstoffverfügbarkeit (v.a. Komposte) eingesetzt werden. Dies ist generell in viehhaltenden (Futterbau-) Betrieben und in Marktfruchtbetrieben mit Einsatz von externen organischen Düngern (Sekundärrohstoffdünger) der Fall. Der Bilanzüberschuss fließt hierbei praktisch in den steigenden N-Pool und zwar um so mehr, je geringer die N-Verwertung der angebauten Kulturen bzw. Fruchtfolgen ist und je höher das angestrebte Ertragsniveau ist. Mit steigendem N-Vorrat im Boden verringert sich zwar wegen der steigenden N-Nachlieferung der für den angestrebten Ertrag notwendige Bilanzüberschuss. Dennoch ist das Risiko der N-Verlagerung aus dem vergrößerten N-Pool bei organischer Düngung u.U. (vor allem in der vegetationsfreien Zeit) größer und schwerer kalkulierbar als bei gezielt dosierter mineralischer Düngung. Zu den tatsächlichen Auswaschungs- und Verlagerungsraten aus mehrjährigen Versuchen siehe Kapitel 3.5)

Hinsichtlich der unvermeidlichen Gewinne (aus der Atmosphäre) und Verluste (an das Grundwasser und die Atmosphäre), die sinnvollerweise in die N-Bilanzierung eingehen sollten (aber nicht werden), bestehen zwischen Marktfrucht- und Futterbaubetrieben deutliche Unterschiede, die von Gutser (1997) anhand von experimentellen Daten und Literaturangaben unter der Annahme optimierter Wirtschaftsweise errechnet wurden. Bei ersteren liegen die (negativen) N-Salden zwischen -15 und $-25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ AF}$, bei letzteren zwischen -65 und $-75 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ AF}$ (Basis 1,5 Großvieheinheiten ha^{-1}). Die Spannweite der Werte geht vor allem auf die standortbedingt unterschiedliche N-Verlagerung zurück, der Unterschied zwischen den Betriebssystemen erklärt sich mit den höheren Ausgasungsverlusten aus den tierischen Exkrementen und der höheren Auswaschung aus den N-reicheren organisch gedüngten Böden (s.o.). Ausgehend von den genannten Salden werden die für die jeweiligen Betriebssituationen optimalen Flächenbilanz-Salden von $+15$ bis $+25 \text{ kg ha}^{-1}$ bzw. $+65$ bis $+75 \text{ kg ha}^{-1}$ je nach Standortgunst als Richtwert abgeleitet. Diese Richtwerte werden um einen Toleranzzuschlag von $+10 \text{ kg ha}^{-1}$ entsprechend $25/35$ bzw. $75/85 \text{ kg ha}^{-1}$ erweitert. Höhere Toleranzzuschläge sollten nach Auffassung des Autors nicht zugelassen werden, da aus einem zusätzlichen Überschuss von 10 kg ha^{-1} bereits ein hohes (zusätzliches) Belastungspotenzial für die Hydro- und Atmosphäre entstehen kann (Nitratkonzentration des Sickerwassers ca. 22 mg l^{-1} bei 200 mm a^{-1} Niederschlag).

Um das Ausmaß der N-Mineralisation verabreichter Kompostgaben - neben den o.g. Ausnutzungsraten - in der Größenordnung abschätzen zu können, eignen sich nach Timmermann et al. (2003) der N_{min} -Gehalt des Bodens und die lösliche N-Fracht des Kompostes. Der N_{min} -Gehalt liefert jedoch stets nur eine „Momentaufnahme“ der löslichen N-Fracht. Mit seiner Hilfe lässt sich vor allem auf leichten Böden mit starker Auswaschungstendenz nur ein Teil davon erfassen. Die lösliche N-Fracht des Kompostes in % der N_{tot} -Fracht, die die gleiche Größenordnung aufweist wie die mittelfristige N-Ausnutzung, ist darüber hinaus als grober Indikator geeignet (Ebertseder, 1997).

In die fruchtfolgebezogene N-Düngebilanz gehört neben den o.g. N-Ausnutzungsraten auch die - wenn auch geringe - Anhebung der N_{min} -Gehalte durch regelmäßige Kompostgaben. Dies berücksichtigend ist nach Timmermann et al. (2003) mittelfristig mit einer N-Ausnutzung von jährlich insgesamt $10 - 15 \%$ zu rechnen, auch hier mit erheblichen Spannweiten im Einzelfall von $0 - 25 \%$. Da der N_{min} -Gehalt in der Regel schon bei der Bemessung der N-Düngergabe berücksichtigt wird, sollte von der vorgesehenen N-Düngergabe ein Abzug mindestens in Höhe der N-Ausnutzungsrate erfolgen, der aus Gründen des vorsorgenden Gewässerschutzes jeweils an deren Obergrenze zu orientieren ist. Nur auf diese Weise kann zuverlässig gewährleistet werden, dass bei ausreichender Ertragsleistung keine N-Verluste auftreten.

3.5 Stickstoffauswaschung aus Böden mit Kompostanwendung

Neben Lysimeterversuchen bzw. der Untersuchung der Bodenlösung mittels in verschiedenen Bodentiefen eingebauten Saugkerzen ist die am häufigsten eingesetzte Methode zur Beurteilung der Stickstoffverlagerung in tiefere Bodenschichten und damit in das Grundwasser die Ermittlung des mineralischen N (oder Nitrat-N) im „Auswaschungshorizont“ (meist 0-90 cm).

Eine interpretierbare Aussage ist aber nur dann zu erwarten, wenn die Messungen vor allem während der vegetationsfreien Zeit und in 14-Tages oder monatlichen Intervallen durchgeführt werden, um die Verlagerungsdynamik vor allem in den am meisten auswaschungsgeneigten Zeiten (nach der Ernte bis in den Spätherbst und im zeitigen Frühjahr) feststellen zu können. Zudem müssen Vergleichsmessungen mit Standarddüngungsvarianten (meist mineralische Düngungssysteme) und Kontrollparzellen (ungedüngt) durchgeführt werden, um den Anteil der Kompostgaben am Auswaschungsgeschehen ableiten zu können.

3.5.1 Lysimeter und Laborversuche

Das Freisetzungsverhalten von Stickstoffverbindungen aus organischen Düngemitteln, Klärschlammprodukten und Bioabfallkompost (Aufwandsmenge entsprechend 200 kg N ha^{-1}) wurde in einem Laborversuch mit Bodensäulen (7 cm Oberboden, 14 cm Unterboden) untersucht (Kranebitter & Insam, 1995 und Insam & Merschak, 1997). Die Kontrolle zeigte über 16 Wochen einen langsamen Anstieg von $\text{NO}_3\text{-N}$ im Perkolat von ca. 100 auf 160 mg l^{-1} , für die Kompostvarianten wurden keine höheren Werte als für die Kontrolle gefunden. Bei kompostierten Materialien im Vergleich mit unstabilierten Stoffen oder Mineraldünger konnte das Risiko der N-Auswaschung geringer gehalten werden. Die Messungen in der Kompostvariante ergaben zwar in der Bodenlösung der 1. Woche (in 5 cm Bodentiefe) erhöhte NO_3^- Gehalte (45 mg l^{-1}) nicht jedoch im Perkolat.

Leclerc et al. (1995) demonstrierte die hohe Effizienz von Reifkompost auf die Reduktion der Nitratauswaschung in einem fünfjährigen Lysimeterversuch auf sandigem Boden. Die Menge des ausgewaschenen Gesamt- NO_3 fiel in der Reihenfolge $\text{NPK} > \text{Mistkompost} > \text{städt. Kompost} > \text{Kontrolle} > \text{Grünschnittkompost}$. Die Verhältnisse Auswaschung/Zufuhr lagen bei 47, 35, 8,5, 0 für die Varianten NPK, Mistkompost, städtischer Kompost bzw. Grünschnittkompost.

Erhart et al. (2003) wiesen in Lysimeterversuchen auf kalkhaltigem grauem Auboden bei einer mittleren Jahresniederschlagsmenge von 551 mm nach 10 Jahren Kompostdüngung keine erhöhte N-Auswaschung in das Grundwasser (tiefer als 150 cm) in der Kompost- gegenüber mineralischer und 0-Variante nach. Die durchschnittliche Kompostgabe betrug $23,2 \text{ t FM ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ entsprechend einer jährlichen N-Fracht von 205 kg ha^{-1} . Hohe Schwankungen der Nitratgehalte in der Bodenlösung traten düngungs-, fruchtfolge- und bewirtschaftungsbedingt in 35 und 60 cm auf. Bei 90cm lagen die $\text{NO}_3\text{-N}$ Werte stets unter 30 mg l^{-1} , bei 150 cm unter 25 mg l^{-1} . Der Netto-Gesamt-N-Austrag betrug in der Kompostvariante maximal $6,6 \text{ kg ha}^{-1}$, in der mineralisch gedüngten Parzelle erreichte dieser in einem Jahr einen Maximalwert von $15,5 \text{ kg ha}^{-1}$.

Bugbee (1996) stellte in einem Freiland-Gefäßversuch fest, dass der pH-Wert der Wachstumsmedien einen größeren Einfluss auf die N-Auswaschung hatte als das Mischungsverhältnis zwischen konventionellem Substrat und Kompost. Nach einer vierwöchigen Periode mit hohen Auswaschungsraten am Beginn des Versuches waren die Raten mit $0 - 25 \text{ kg ha}^{-1}$ vernachlässigbar, stiegen jedoch für 4 Wochen nach einer neuerlichen Düngerapplikation auf $75 - 100 \text{ kg ha}^{-1}$.

In einem Lysimeterversuch in Weihestephan wurde gezeigt, dass die im 9. Versuchsjahr gemessene N-Auswaschung fast ausschließlich aus dem über die Versuchszeit stark angewachsenen N-Pool des Bodens erfolgte. Die Terminierung der Düngegaben war hierbei nur von untergeordneter Bedeutung. Andere auf Freilandflächen durchgeführte Untersuchungen kommen zu widersprüchlichen Ergebnissen, teils mit zutreffender, teils mit unzutreffender Errechnung der N-Verlagerung aus einjährigen Bilanzsalden (siehe hierzu Bouwer et al., 1997).

In einem 7-jährigen Lysimeterversuch mit Rindermist-Komposten betrug bei Sickerwassermengen von 4 bis 50 % des Jahresniederschlages der NO_3 -Austrag in 7 Versuchsjahren für Ackerland bei verschiedenen Kulturen ca. 80 (Silomais; 3 GVE ha^{-1}) bis 140 kg ha^{-1} (Winterroggen; 2 GVE ha^{-1}) (Eder, 2000). Das entspricht im Mittel einem NO_3 -N-Austrag von 20 kg ha^{-1} und Jahr. Der Gesamtaustrag über 7 Jahre betrug auf Dauergrünland $<20 \text{ kg ha}^{-1}$. Der Trinkwassergrenzwert von 50 ppm NO_3 wurde von den Durchschnittswerten (Jahresfracht Nitrat/Sickerwassermenge) - abgesehen von einer Güllevariante in einem Jahr (2 GVE ha^{-1} ; Winterroggen) - nicht überschritten.

Ulén (1999) untersuchte in einem Langzeit-Lysimeter-Experiment auf 4 verschiedenen, ungestörten schwedischen Böden mit 7 jähriger Fruchtfolge die Auswaschung und Nährstoffbilanz bei Anwendung von anorganischen Düngern, Mist und Graskompost. Es zeigte sich, dass die Applikation von Wirtschaftsdünger zu keiner direkten Veränderung in der Nährstoffauswaschung führte, ungleich der Anwendung von mineralischen Düngern, wobei der Bodentyp die Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser deutlich beeinflusste.

3.5.2 Feldversuche

Hartl (2000) zeigte bei einer Monokultur mit Roggen auf lehmigen Schluff, dass auch bei hohen Kompost-Applikationsraten (130 t TM in verschiedenen Intervallen innerhalb von 5 Jahren) der NO_3 -N in einer Tiefe von $0 - 90 \text{ cm}$ in einer Messung maximal 49 kg ha^{-1} über der Nullvariante lag. Ein anderer Feldversuch mit Kompost-Applikationsraten zwischen 14 und 37 t FM ha^{-1} im Durchschnitt von 6 Jahren führten zu einer NO_3 -N-Steigerung im Bereich $0 - 90 \text{ cm}$ von $5 - 23 \text{ kg ha}^{-1}$; ab dem 3. Jahr mit keinem signifikanten Unterschied zwischen den 3 angewandten Kompostmengen. → Vgl. Tab. Hartl 1999

Petersen & Stöppler-Zimmer (1999) fanden höhere NO_3 -Gehalte in Kohl und Kartoffel, welche auf mit Kompost gedüngtem sandigen Boden (+ mineralische Ergänzungsdüngung) kultiviert wurden, nicht jedoch im Falle eines schluffigen Bodens. Sandige Böden sind eher auswaschungsgefährdet, v. a. mit Reifkompostanwendung im Herbst. Li et al. (1997)

beschreiben eine Korrelation zwischen abnehmendem C/N-Verhältnis und NO_3 -Auswaschung in Bodensäulen von mit Kompost gedüngten Böden. Die Auswaschung erreichte zwischen 3,3 – 15,8 % des gesamten mit dem Kompost ausgebrachten N. Maynard (1993 und 1994) zeigte, dass die Nitratkonzentration im Grundwasser unter Böden mit Kompostdüngung (4 Niveaus: 0, 25, 50, 100 t TM ha^{-1}) 10 mg l^{-1} nicht übersteigt mit Ausnahme eines Spitzenwertes von $14,7 \text{ mg l}^{-1}$, der in einem extrem feuchten Frühling aufgetreten ist. Er fand keinen signifikanten Unterschied zwischen den Varianten, konnte allerdings einen kumulativen Effekt nach 3 Jahren durch Hühnermistkompost (Spitze $9,2 \text{ mg l}^{-1}$) feststellen.

Diez et al. (1997) demonstrierte in einem dreijährigen Feldversuch, dass die Anwendung von Restmüllkompost in Verbindung mit einer effizienten, also dem Pflanzenbedarf abgestimmten Bewässerung bezüglich der Nitratverlagerung am vielversprechendsten ist (niedrigste NO_3 -Konzentrationen im Sickerwasser, niedriger als Kontrolle). Die Sickerverluste betragen über alle Düngungsstufen 38 mm bei effizienter Bewässerung bzw. 184 mm bei Überwässerung, die entsprechenden Nitrat auswaschungsraten 25 kg bzw. 128 kg N ha^{-1} . Daher sei eine sichere Anwendung von Kompost nur in Verbindung mit einer kontrollierten Bewässerung möglich.

Die Auswirkungen von Kompost und N-Düngerregime auf Maisertrag und NO_3 -Auswaschung wurden von Mamo et al. (1999, 2000) in einer dreijährigen Studie auf lehmigem Sandboden untersucht. Zwei Komposte wurden in drei aufeinanderfolgenden Jahren zu je 90 t ha^{-1} und Jahr bzw. zu 270 t ha^{-1} in einer einmaligen Ausbringung appliziert. Während der Versuchsperiode war die NO_3 -Auswaschung bei der hohen, einmaligen Kompostgabe 1,8 mal höher als bei der jährlichen Ausbringung.

Stewart et al. (1998ab) untersuchten die N-Wirkung von Spent Mushroom Kompost (SMC) in Aufwandsmengen von 0 bis 80 t ha^{-1} und beobachteten eine langsame Freisetzung des anorganischen N. Die Auswaschungsrate von anorg. N betrug über einen Zeitraum von 6 Wochen 2 % für SMC, hingegen 40 bzw. 56 % für Hühnermist bzw. Glycine-Glucose-Mischung in gleichen N-Äquivalenten.

TABELLE 3-11: MINERALISCHER REST-STICKSTOFF IM BODEN NACH KOMPOSTANWENDUNG (BEISPIELE)

Autor	Horizont cm Boden	Kompost Art Menge	N _{min} ha ⁻¹	Anmerkung
Amlinger & Walter (1993)	0 – 60 lehmiger Schluff	Bioabfall 80 t FM	Ø 34 % > „0“	Max. Wert: 120 kg in 0-60 cm im Frühling keine Erhöhung: 60-90 cm
Hartl et al (1999)	0 – 90 lehmiger Schluff	Bioabfall-K. 130 t in 5 J.	max. 49 kg > „0“	Dauerrogen
Hartl et al (1999)	0 – 90 lehmiger Schluff	Bioabfall-K. 14 – 37 t a ⁻¹	max. 5 - 23 kg > „0“	Getreide & Kartoffel
Hartl et al. (2003)	0 - 15 cm and 15 - 30 cm Tiefe saurer, flachgründiger lehmiger Sand	Kompost (C/N 11,9), einmalig 29 bzw. 58 t ha ⁻¹ (TM) zu Beginn	N _{hwl} +9 bzw. +18 mg kg ⁻¹ .	Christbaumplantage, Beprobung im Frühjahr und im Herbst.
Hartl et al. (2003)	0 - 15 cm and 15 - 30 cm Tiefe feiner, sandiger, schluffiger Lehm	Kompost (C/N 11,9), einmalig 28 bzw. 56 t ha ⁻¹ (TM) zu Beginn	N _{hwl} +4 bzw. +9 mg kg ⁻¹ .	Apfelplantage, Beprobung im Frühjahr und im Herbst.
Pape & Steffens (1998)	0 - 90	Bioabfall-K. 30 t in 5 J.	Ø 20 kg > „0“	Nach 2. Kompostgabe. Max: Δ = 70 kg
Stöppler-Zimmer & Petersen (1995)	0 – 90 Lehm & Sand	Bioabfall-K. 30 t + min N	+/- „0“	Keine Unterschiede bei 30 t Kompost
Schlegel (1992)	0 – 150/300 schluffiger Lehm	Mist-K. 0 – 17,8 t TM.	kein Effekt	Im Auswaschungshorizont
Timmermann et al. (2003[SP297])	0 – 90 verschiedene Böden	Bioabfall-K. 10 t 20 t	+/- „0“ max. 3 - 20 kg > „0“	Teilweise geringere Werte als „0“; kein wesentlicher Unterschied bei min. N- Ergänzung!

Der lösliche N-Pool des Bodens wird nach Timmermann et al. (2003) durch ausschließliche Kompostgaben nur ganz allmählich, entsprechend der langsam einsetzenden Mineralisierung der organischen Substanz angehoben. Auch sehr hohe, pflanzenbaulich nicht übliche Kompostgaben verursachen nachweislich keine plötzlichen und ökologisch bedenklichen Erhöhungen der N_{min}-Gehalte. Bei zu hoher N-Ergänzungsdüngung sind allerdings unerwünschte Steigerungen des löslichen N-Pools wahrscheinlich. Zu beachten sind stets die Boden- und Klimabedingungen am Standort, die offenkundig einen großen Einfluss auf die Höhe und Verteilung der löslichen N-Anteile im Jahresverlauf haben.

Nevens (2003) beobachtete in einer Silomaismonokultur auf sandigem Lehm, die mit einer durchschnittlichen jährlichen Menge von 22,5 t an Grünkompost oder 42 t an Rindergülle oder in einer Kombination von beiden Düngern beaufschlagt wurde, dass im Schnitt die Grenze von

90 kg Boden-Nitrat-N ha⁻¹ nicht überschritten wurde, solange die mineralische Ergänzungsdüngung im Bereich des wirtschaftlichen Optimums (N_{opt}) blieb.

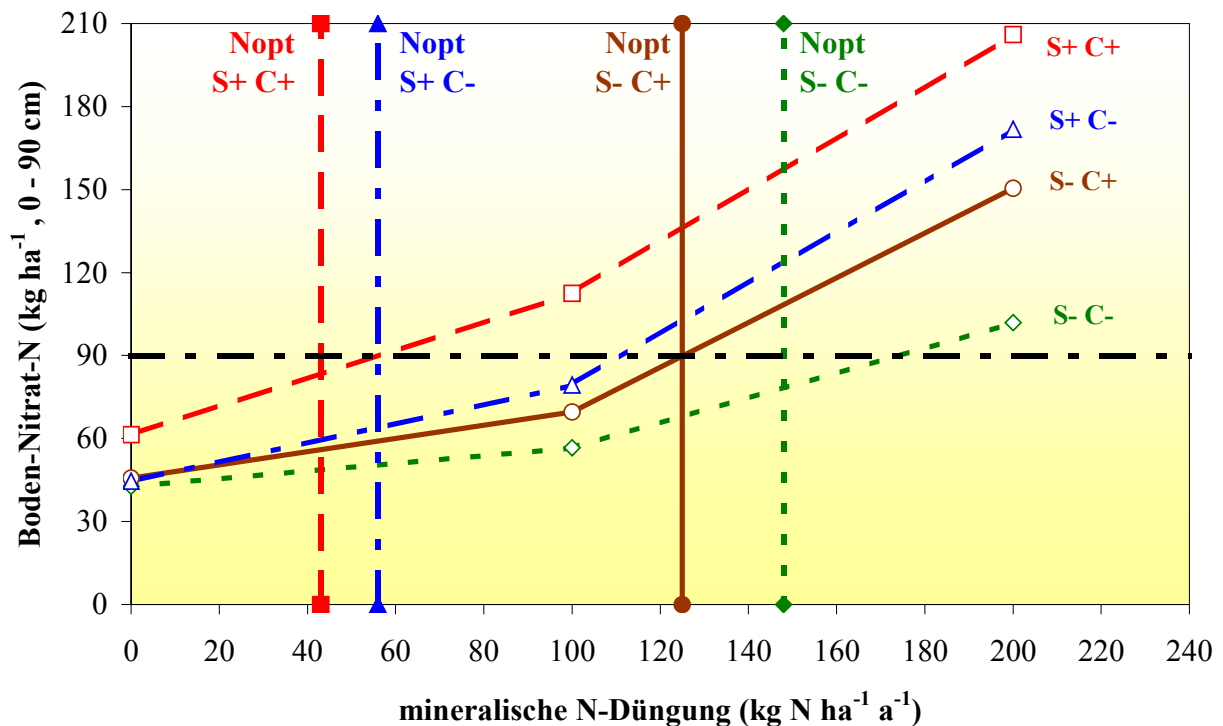


ABBILDUNG 3-9: MITTLERE GEHALTE (1997 BIS 2000) AN NITRAT IM BODEN UND OPTIMALE MINERALISCHE ERGÄNZUNGSDÜNGUNG (N_{OPT}) ZU DEN ORGANISCHEN DÜNGUNGS-VARIANTEN (NEVENS, 2003) (S-: KEINE GÜLLE; S+: GÜLLE; C- : KEIN KOMPOST; C+: KOMPOST)

Im ersten, zweiten, dritten und vierten Jahr der Kompost- und Gülleanwendung war jeweils eine mineralische Ergänzungsdüngung von 94, 43, 22 bzw. 12 kg N ha⁻¹ notwendig. Verglichen mit einer rein mineralischen Düngung entsprach dies einer Einsparung von 52, 92, 142 and 134 kg N ha⁻¹. Nevens (2003) stellte fest, dass unter Voraussetzung einer wirtschaftlich optimalen Ergänzungsdüngung selbst in der Variante der kombinierten Kompost und Gülledüngung, in der ein großer Überschuss in der N-Bilanz zu verzeichnen war, keine unmittelbare Gefahr eines übermäßigen Reststickstoffgehaltes im Boden und in weiterer Folge von Nitratverlusten im Winter zu befürchten sind. Die Stickstoffaufnahme von Mais sowie die Stickstoffkonzentration in der Pflanze waren im Falle einer Kompostanwendung höher.

Bei Timmermann et al., 2003 bewirkten bei fehlender N-Ergänzungsdüngung (Stufe N0, siehe Abbildung 3-10) pflanzenbaulich noch zulässige Kompostgaben von jährlich 10 t ha⁻¹ TM (Stufe K2) im Mittel der Standorte keine bzw. nur minimale Anhebungen der N_{min}-Gehalte. Auf einigen Standorten waren sogar im Frühjahr sowie im Spätherbst geringe Minderbefunde festzustellen, die auf eine zeitweilige N-Immobilisierung durch die Kompostgaben hindeuten. Die höchsten Werte überstiegen die Gehalte der Kontrollvariante K0 durchweg um weniger als 5 kg ha⁻¹. Selbst überhöhte Kompostgaben von jährlich 20 t ha⁻¹ TM (Stufe K3) verursachten im Mittel nur

geringe Anhebungen um 3 - 6 kg ha⁻¹ mit Spitzenwerten von 20 kg/ha über denen der Kontrollvariante. Auch hier waren geringere Werte als in der Stufe K0 zu beobachten, die gleichfalls auf die N-Bindung durch die hohen Mengen an organischer Substanz hinweisen. Der SchALVO-Überwachungswert von 45 kg ha⁻¹ (leichte Böden) bzw. maximal 90 kg ha⁻¹ (mittlere bis schwere Böden) wurde in allen Fällen deutlich unterschritten.

Auch bei zusätzlicher N-Ergänzungsdüngung von 50 % des Optimums („halbe“ N-Gabe N1, in den Abbildungen Mitte) blieben im Mittel der Orte und Jahre moderate N_{min}-Gehalte gewährleistet (Timmermann et al., 2003). Sie wurden im Mittel der Orte und Jahre zu 5 (Kompoststufe K2) bis maximal 10 kg ha⁻¹ (Kompoststufe K3) angehoben. Die Höchstwerte überstiegen die Kontrollwerte bei Kompoststufe K2 um maximal 10 kg ha⁻¹, im Spätherbst um fast 20 kg ha⁻¹. Auch unter diesen Extrembedingungen wurde der Überwachungswert noch unterschritten.

Auf tonig-lehmigen Böden, können die überhöhten Kompostgaben sogar zu Absenkungen der hohen N_{min}-Gehalte führen - ein Beleg für die N-immobilisierende Wirkung der großen Mengen an zugeführter organischer Substanz. Lediglich unter bestimmten Bedingungen (hohe biologische Aktivität des Bodens) kann eine kumulative Kompostgabe zu spürbar erhöhten, eventuell bedenklichen N_{min}-Gehalten führen.

Auf **leichtem** Standort verzeichneten Timmermann et al. (2003) - unabhängig von der Höhe der N-Ergänzungsdüngung - nur geringe Anhebungen der N_{min}-Gehalte als Folge der Kompostgaben, auch nicht bei überhöhten Kompostgaben (20 t ha⁻¹ a⁻¹). Zu erwartende düngewirksame N-Anteile aus der N-Mineralisierung der Kompostgaben wurden entweder von den Pflanzen aufgenommen und verwertet oder - begünstigt durch den sandigen Boden mit kiesigem Untergrund - mit den Niederschlägen aus der durchwurzelten Bodenzone ausgewaschen. Die beobachtete geringe Differenzierung der N_{min}-Gehalte darf deshalb nicht darüber hinwegtäuschen, dass unter diesen Bodenbedingungen zeitweilig zu hohe Nitratanteile die Grundwasserqualität gefährden können. Das heißt, hier ist die N-Zusatzdüngung besonders sorgfältig zu bemessen, um zu hohe Nitrateinwaschungen zuverlässig zu vermeiden. Die Kompostgabe selbst - das zeigen die geringen Schwankungen um die Werte der Kontrollvariante, teilweise auch niedrigere Gehalte bei fehlender N-Ergänzungsdüngung - bildet nach Timmermann et al. (2003) auf Grund der langsamen und stetigen N-Mineralisierung kein Problem.

Die Standorte mit **mittleren bis schweren** Böden, die durch schluffige bis tonige Lehmböden mit relativ geringem Verlagerungsrisiko gekennzeichnet sind, zeigten im Mittel keine bzw. im ungünstigen Fall geringe Anhebungen der N_{min}-Gehalte im Vergleich zur Kontrolle ohne Kompost (K0). Vereinzelt waren sogar leichte Absenkungen der Gehalte nach Kompostgaben zu verzeichnen. Nur bei hoher N-Ergänzungsdüngung traten vermehrt Höchstwerte auf, die das Vergleichsniveau ohne Kompostgaben merklich überschreiten. Gefahren für Boden- und Grundwasserschutz durch zu hohe N_{min}-Gehalte sind nach diesen mehrjährigen Untersuchungen unwahrscheinlich.

In Tabelle 3-12 sind die Ergebnisse einer Auswahl an Versuchsergebnissen tabellarisch zusammengestellt.

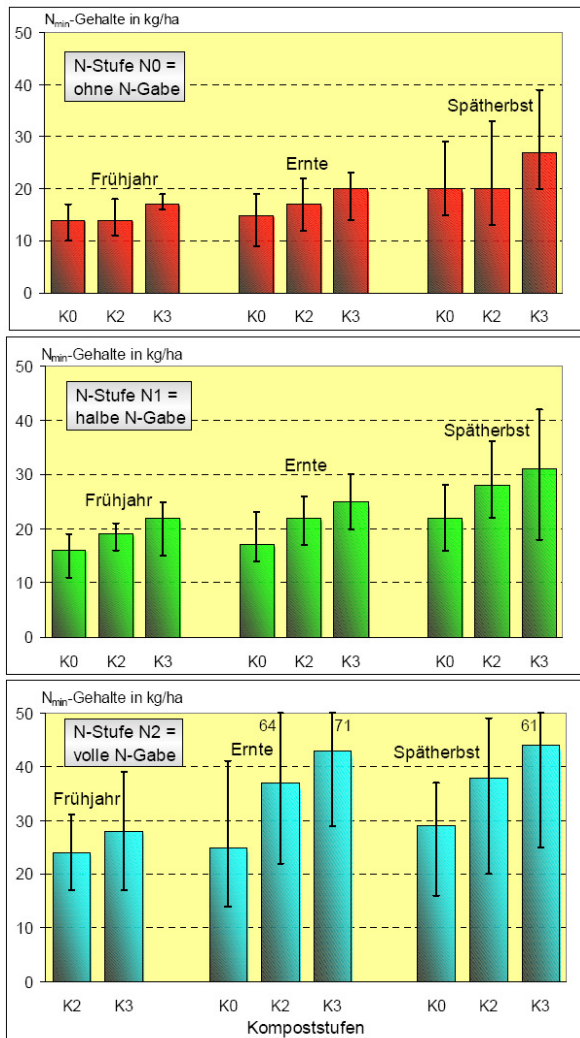


ABBILDUNG 3-10: N_{MIN}-GEHALTE IM JAHRESVERLAUF (TIMMERMANN ET AL., 2003). (Kompoststufen: K0, K2, K3) bei verschiedenen Niveaus der N-Zusatzdüngung (N-Stufen N0, N1 und N2) Balken: Mittel Orte Nr. 1 - 6, Spannweiten: niedrigster/ höchster Wert der Orte, Ergebnisse Mittel Jahre 1999 - 2002 (Frühjahr, Ernte) bzw. 1998 - 2002 (Spätherbst). Schätzung des im Anwendungsjahr pflanzenverfügbaren Stickstoffs

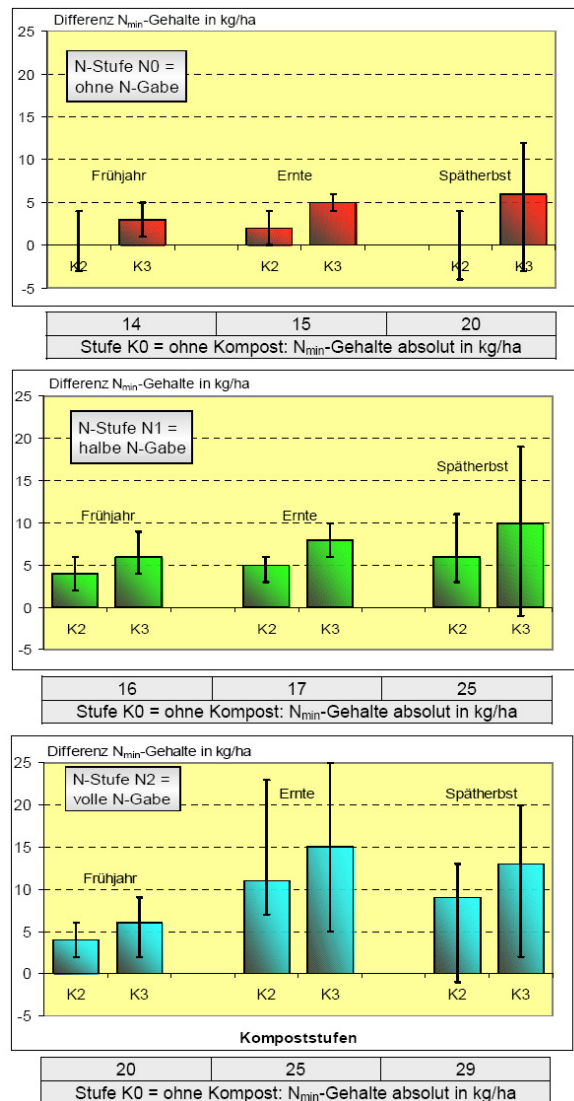


ABBILDUNG 3-11: ÄNDERUNG DER N_{MIN}-GEHALTE MIT STEIGENDER KOMPOSTGABE (Stufen K2 und K3) im Vergleich zur Kontrolle ohne Kompost (Stufe K0) bei verschiedenen Niveaus der N-Zusatzdüngung (N-Stufen N0, N1 und N2) (Timmermann et al., 2003). Balken: Mittel Orte Nr. 1 - 6, Spannweiten: niedrigster/ höchster Wert der Orte, Ergebnisse Mittel Jahre 1999 - 2002 (Frühjahr, Ernte) bzw. 1998 - 2002 (Spätherbst).

Fazit:

- Lysimeterversuche:
 - Die vorliegenden Lysimeterversuche ergeben, dass trotz N-Bilanzüberschüssen durch die Kompostdüngung kein erhöhter N-Austrag in das Grundwasser erfolgt. Eine erhöhte Auswaschungsgefahr zeigte sich lediglich bei Versuchen mit extrem ungünstigen Randbedingungen (nasskaltes Klima nach Herbstausbringung, geringer Pflanzenentzug).
 - In vielen Vergleichsuntersuchungen führen mineralische Düngung bzw. Gülledüngung zu höherer Auswaschung von Stickstoff, während die Kompostvarianten im Bereich der ungedüngten Kontrolle liegen.
- Feldversuche:
 - Gegenüber Kontrollparzellen sind bei Kompostdüngung die N_{\min} - Gehalte im Gesamthorizont (0 – 90 bzw. 150 cm) gar nicht bzw. nur geringfügig erhöht. Mehrgehalte zwischen 20 und 50 kg N_{\min} ha⁻¹ treten in der Regel nur bei überdurchschnittlichen Kompostgaben auf. Bei moderaten Kompostgaben (im Bereich zwischen 8 und 10 t TM ha⁻¹) ist kurz- und mittelfristig die Wahrscheinlichkeit einer periodischen Immobilisierung gegeben.
 - Reifkomposte in überhöhten einmaligen Gaben (zB 100 t) können auf Sandböden zu einer erhöhten N-Freisetzung führen.
 - Weiters sind mineralische Ergänzungsdüngungen auf leichten Böden nur in geteilten Gaben zum Zeitpunkt erhöhten Entzuges (also während der Vegetation) zu empfehlen.
 - Kompost wirkt jedoch unter allen Bodenverhältnissen als Medium, dass die organische Bindung von Stickstoff erhöht. Hierdurch wird deutlich, dass Kompost als alleinige Maßnahme nicht als N-Dünger angesprochen werden kann. Die Sicherstellung der N-Versorgung ist jedenfalls mit folgenden Kulturelementen abzustimmen:
 - Jeweilige Kulturansprüche
 - natürliches Mineralisierungspotential des Standortes
 - Fruchtfolge (insbesondere Klee gras, Zwischenfruchtanbau, sonst. Leguminosen und Bodendecker)
 - weitere Düngungsmaßnahmen (Wirtschaftsdünger, mineralischer N-Dünger)
 - Bodenbearbeitung
 - Zusammenfassend kann nach Timmermann et al. (2003) gesagt werden, dass auch nach den vorliegenden mehrjährigen Versuchsergebnissen durch regelmäßige Kompostgaben in der Regel keine Gefahr für das Grundwasser durch zu hohe N_{\min} -Anreicherungen im Auswaschungshorizont gegeben ist. Auswaschungsverluste sind im Grundsatz nur dann zu erwarten, wenn durch langjährige Kompostdüngung ein sehr großer organischer N-Pool entsteht, da letzterer hinsichtlich des zeitlichen Zusammenwirkens zwischen Pflanzenbedarf und N-Freisetzung pflanzenbaulich nur schwer kontrollierbar ist.

TABELLE 3-12 ÜBERSICHTSTABELLE – N-AUSWASCHUNG IN KOMPOSTDÜNGUNGSSYSTEMEN

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse
Bugbee, G.J. 1996	Gefäß, 2 Jahre, 6 Monate/Jahr im Freiland, Rhododendron, Thuja, Rudbeckia, pH 5, 6 oder 7	Müllkompost 0, 25, 50, 75 und 100 % (v/v)	pH-Wert größerer Einfluss als Mischungsverhältnis, nach einer vierwöchigen Periode mit hohen Auswaschraten am Beginn des Versuches waren die Raten mit 0 – 25 kg ha ⁻¹ vernachlässigbar, stiegen jedoch für 4 Wochen nach einer neuerlichen Düngerapplikation auf 75 – 100 kg ha ⁻¹ .
Bugbee, G.J., 1994	Gefäß, Freiland, Zusatzbewässerung, Rudbeckia, verschiedene Komposte und Kultursubstrat	verschiedene Komposte Mischung 0, 25, 50, 100 %	Müllkompost zeigte geringere Auswaschung als konventionelles Substrat
Diez et al., 1997	Feld, 3 Jahre, Mais-Weizen-Mais, Vergleich effizienter und konventioneller Bewässerung (überwässert), Nitratreinlagerung in 1,4 m Tiefe gemessen (Keramik Cups)	Restmüllkompost 27,5 t ha ⁻¹ (einmalig)	Sickerverluste über alle Düngungsstufen 184 bzw. 38 mm; entsprechende Nitratauswaschraten 128 und 25 kg N ha ⁻¹
Dreher et al., 2002	Freiland-Lysimeter; gestochene Bodenkerne Fläche: 1 m ² , Tiefe: 120 cm Bepflanzung: 2x Winterweizen (Batis) 2 Jahre; 2 Wiederholungen je Variante und Kontrolle (3 Abf. + Kontr. = 8 Lysim.) <u>Boden</u> : sandige Braunerde (Bodenart: schw. schluffiger Sand) (Standardboden für PSM-Leaching-Prüfung, gut wasserzünftig, aber praktisch kein Makroporenfluss)	Düngung nur im ersten Jahr Bioabfallkompost: 30 t TM ha ⁻¹ Klärschlamm: 16 t TM ha ⁻¹ = 450 kg N ha ⁻¹ Treber: 12 t TM ha ⁻¹ = 450 kg N ha ⁻¹ Min. Ergänzungsdüngung für alle Varianten inkl. Kontrolle gleich (140 kg N ha ⁻¹) in 2 Jahren: Nur im Bedarfsfall (erste Anzeichen einer Minderversorgung) NPK-Mehrnährstoffdünger (Nitrophoska „Blaukorn“ 12/12/17). 1. Gabe: 30.04.99: 5 g N m ⁻² (50 kg N ha ⁻¹) 2. Gabe: 06.07.99: 2 g N m ⁻² (20 kg N ha ⁻¹) 3. Gabe: 20.04.00: 5 g N m ⁻² (50 kg N ha ⁻¹) 4. Gabe: 16.05.00: 2 g N m ⁻² (20 kg N ha ⁻¹)	NH ₄ -N und NO ₂ -N wurden in unbedeutenden Mengen ausgetragen. Bis 10 Monate nach Versuchsbeginn NO ₃ ⁻ Konzentrationen in org. Düngevarianten deutlich über der Kontrolle. Danach keine Unterschiede mehr. Höchste Werte kurz nach Versuchsbeginn <u>Höchste Durchschnitts-NO₃⁻ Konz. im Sickerwasser im 1. Jahr:</u> Kontrolle: 47 mg l ⁻¹ ; Komp.: 69 mg l ⁻¹ KS: 94 mg l ⁻¹ ; Treber: 111 mg l ⁻¹ <u>Mittlere NO₃-Konz. über beide Versuchsjahre:</u> Kontrolle: 44 mg l ⁻¹ ; Komp.: 61 mg l ⁻¹ ; KS: 70 mg l ⁻¹ , Treber: 83 mg l ⁻¹ <u>Gesamt N-Austrag pro ha in 1. / 2. Jahr (Orientierung):</u> Kontrolle: 50 / 80; Komp.: 156 / 82; KS: 260 / 135; Treber: 285 / 106 <u>Hauptaustrag</u> : Herbst nach starken NS und < 10 °C; schlechter Bestand/Entzug bei zugleich rel. hohen Düngermengen

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse
Eder, 2000	Lysimeter, 1992 – 99, Ackerland, Grünland	Rindergülle, Mistkompost entsprechend 2 bzw. 3 GVE ha ⁻¹	NO ₃ -N-Austrag durch Sickerwasser in 7 Jahren: Ackerland ca. 80 bis 150 kg ha ⁻¹ , Dauergrünland: < 20 kg ha ⁻¹ . Die Trinkwassergrenzwerte von 50 ppm NO ₃ wurde von den Durchschnittswerten (Jahresfracht Nitrat/Sickerwassermenge) bis auf eine einzige Ausnahme nicht überschritten.
Hartl, 2000	Feldversuch, 5 Jahre, Dauerroggen	Kompost, 130 t TM in verschiedenen Intervallen innerhalb von 5 Jahren	keine höhere Anreicherung von NO ₃ -N in einer Tiefe von 0 – 90 cm als von 49 kg ha ⁻¹ im Vergleich mit der Nullvariante.
Insam, & Merschak, 1997	Inkubationsversuch, Bodensäulen, Bodenwasser 5 cm tief und Sickerwasser	Verschiedene Komposte, Biosol, 300 kg N ha ⁻¹	erste Woche (in 5cm Bodentiefe) erhöhte NO ₃ -Gehalte (45 mg l ⁻¹) nicht jedoch im Perkolat.
Jakobsen, 1996	Töpfe, 8 Jahre	6 Jahre Kompostmischung und Anbau von Pflanzen, (Kontrolle ohne Kompost.) Im siebten Jahr Düngung mit Ammonsalpeter und Anbau von Gerste, zusätzliche Versorgung der Kontrolle mit P und K.	fortlaufende Analyse des Drainagewassers; N-Auswaschung war während Kulturzeit der Gerste geringer als Kontrolle, P Auswaschung höher; im folgenden Winter N-Auswaschung in den Kompostvarianten leicht über Kontrolle.
Kranebitter & Insam, 1995	Bodensäulen, Labor 7 cm Oberboden, 14 cm Unterboden, Bebrütung 28 Wochen	Org. Düngemittel, Klärschlammprodukte, Bioabfallkompost entspr. 200 kg N ha ⁻¹	Kontrolle: über 16 Wochen Anstieg von NO ₃ -N im Perkolat von 100 auf 160 mg l ⁻¹ , Kompostvarianten nicht höher.
Leclerc et al., 1995	Lysimeterversuch, 5 ,Jahre	Versch. Komposte, insg. 801 bis 841 kg N ha ⁻¹	ausgewaschenes Gesamt-NO ₃ in der Reihenfolge NPK > Mistkompost > städt. Kompost > Kontrolle > Grünschnittkompost. Das Verhältnis Auswaschung/Nachlieferung lag bei 47; 35; 8,5; 0 für die Varianten NPK, Mistkompost, städt. Kompost und Grünschnittkompost

Autoren	Versuchsanlage	Düngung	Ergebnisse
Li et al., 1997	Bodensäulen, 7,5 cm; 340 mm Beregnung in 5 Tagen	Versch. Komposte 100 t TM ha ⁻¹	Korrelation zwischen abnehmendem C/N-Verhältnis und NO ₃ -Auswaschung (3,3 – 15,8 % N des N _{tot} im Kompost)
Mamo et al., 1999	Freiland, 3 Jahre, Keramiksaugkerzen	2 Komposte, 3 x 90 bzw. 270 t einmalig	NO ₃ -Auswaschung bei der einmaligen hohen Applikationsrate im Vergleich zur jährlichen Ausbringung um das 1,8-fache höher.
Maynard, 1993	Freiland, 3 Jahre sandiger Terrassenboden mit hoher Leitfähigkeit	SMC und Hühnermistkompost, jährlich 25 und 50 t a ⁻¹	Nitratkonzentration im Grundwasser < 10 mg l ⁻¹ , außer 14,7 mg l ⁻¹ in extrem feuchtem Frühling. Kumulativer Effekt nach 3 Jahren durch Hühnermistkompost (Spitze 9,2 mg l ⁻¹)
Maynard, 1994	Freiland, 2 Jahre, Grundwassermessungen	Müllkompost 56 und 112 t ha ⁻¹ eingearbeitet, 224 t ha ⁻¹ Mulch	Nitratkonzentration im Grundwasser < 10 mg l ⁻¹ , keine signifikanten Unterschiede zw. Varianten
Petersen & Stöppler-Zimmer, 1999	sandiger Boden :: schluffiger Boden	Kompost + mineralische Ergänzungsdüngung	Kohl und Kartoffel auf sandigem Boden höhere NO ₃ -Gehalte als auf schluffigem Boden. Sandige Böden sind eher auswaschungsgefährdet, v. a. mit Reifkompostanwendung im Herbst.
Stewart et al., 1998ab	Inkubation, Lysimeter	SMC (Spent Mushroom Compost), 0, 20, 40, 80 t ha ⁻¹	Langsame Freilassung des anorg. N aus SMC; Auswaschungsrate von anorganischem N innerhalb von 6 Wochen von nur 2 % bei SMC, 40 bzw. 56 % bei Hühnermist bzw. Glyzine-Glucose-Mischung in gleichen N-Äquivalenten
Traulsen et al., 1997	Feldversuch, schluffiger Sand, Bodenproben, Pflanzennährstoffe	Bioabfallkompost 20 bzw. 50 t TS ha ⁻¹ (600 kg N ha ⁻¹)	Keine Veränderung der Gesamtgehalte, keine Erhöhung der Nährstoffgehalte in der Bodenlösung (200 – 500 mg l ⁻¹ in 30 cm, 300 mg l ⁻¹ in 60 cm Tiefe).
Ulén, 1999	Langzeit-Lysimeter, 7 Jahre	Graskompost, min. Dünger, Wirtschaftsdünger	Kein Einfluss v. Wirtschaftsdünger auf Nährstoffauswaschung,

4 LITERATUR

- Aichberger, K., Wimmer, J., 1999. Auswirkungen einer mehrjährigen Kompostdüngung auf Bodenkenndaten und Pflanzenertrag. In: Amlinger, F. und Götz, B. (Eds.), Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost – Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert. Runder Tisch Kompost – RTK, UBA-BE-147, Wien, 86-87
- Aichberger, K., Wimmer, J., Mayr, R., 2000. Auswirkungen der Kompostanwendung auf Ertrag und Bodeneigenschaften. In: 6. Alpenländische Expertenforum: Kompostanwendung in der Landwirtschaft, 16. – 17. März 2000, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irnding, 81-83
- Al-Najar, H., Schulz, R., Römheld, V., Breuer, J. 2000. Langzeit-Felddüngungsversuch mit Biokompost: Ertragswirksamkeit und Stickstoffdynamik im Boden. Kongressband 2000, VDLUFA-Schriftenreihe 55/2000, S. 104-107. Zit. in Timmermann 2003
- Amberger, A., 1983. Pflanzenernährung. UTB Verlag Stuttgart. 250 S
- Amberger, A., Vilsmeier, K., Gutser, R., 1983. Stickstofffraktionen verschiedener Güllen und deren Wirkung im Pflanzenversuch. Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde 145: 325-336. Zit. in Döhler, 1996.
- Amlinger, F., 2002. Fachliche Grundlagen zur Stickstoffbewertung der Kompostdüngung. Wien, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV).
- Amlinger, F., Dreher, P., Nortcliff, S., Weinfurter, K.-H., 2003. Applying compost – benefits and needs. Seminar Proceedings, Brussels, 22 – 23 November 2001, BMLFUW, Europäische Kommission, Wien, Brüssel.
- Amlinger, F., Götz, B., (Eds.), 1999. Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost – Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert. Runder Tisch Kompost – RTK, UBA-BE-147, Wien.
- Amlinger, F., Walter, B., 1993. Ertrags- und Nitratentwicklung bei der Umstellung auf Kompostwirtschaft., Zerger, U. (Ed.), Stiftung Ökologie & Landbau, Forschung im ökologischen Landbau, Beiträge zur zweiten Wissenschaftstagung im ökologischen Landbau. SÖL-Sonderausgabe Nr. 42, Bad Dürkheim, 165-174
- Amlinger, F.; Götz, B.; Dreher, P.; Geszti, J., Weissteiner, Ch., 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability - a review. European Journal of Soil Biology 39. 107-116.
- Anderson, A., Domsch, R., 1990. Carbon link between microbial biomass and soil organic matter. In: Megusar and Gantar, (Eds.), Perspectives of microbial ecology, Proc. IV. Slovenic Society of Microbiology, 467-471, Zit. in Jarvis et al., 1996.
- Anonym, 1995a. Merkblatt M10 über Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. Mitt. Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 21, Erich Schmitt Verlag, 61 S.
- Anonym, 1995b. Kompost und Klärschlamm. Bern, Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), 3097 Liebefeld-Bern.

- Asche, E., D. Steffens, 1995. Einfluß von Bioabfallkomposten unterschiedlicher Reifegrade auf Ertrag, N-Dynamik und Bodenstruktur im Feldversuch auf neun Standorten in Hessen; in: Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau, Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, 1995, Seite 59 ff
- Asche, E., Steffens, D., 1995. Einfluß verschiedener N-Fractionen auf die N-Nachlieferung von Bioabfallkomposten. Mitteilungen Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 76, 725-728
- Asche, E., Steffens, D., Mengel, K., 1994. Düngewirkung und Bodenstruktureffekte durch den Einsatz von Bioabfallkompost auf landwirtschaftlichen Kulturflächen. VDLUFA-Schriftenreihe 38, Kongreßband 1994, pp. 321-324.
- Baumgärtel, G. 2000. Was Sie bei der Düngung mit Kompost beachten müssen. top agrar Nr. 6, S. 64-66. Zit. in Timmermann et al. 2003
- Baumgärtel, G., 1998. Wo ist der Stickstoff geblieben? Mitt. Landwirtschaftskammer Hannover Nr. 34 (20. August 1998), S. 10-12. Zit. in Timmermann et al., 2003
- Benckiser, G., Gaus, G., Syring, K.M., Haider, K., Sauerbeck, D., 1987. Denitrification losses from an Inceptisol field treated with mineral fertilizer or sewage sludge. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 150, 241-248. Zit. in Scheffer & Schachtschabel, 1998.
- Benitez, C., Bellido, E., Gonzalez, J.L., Medina, M., 1998. Influence of pedological and climatic factors on nitrogen mineralization in soils treated with pig slurry compost. Bioresource Technology 63: 147-151. Zit. in: Zwart, K., 2003. Fate of C and N Pools – Experience from short and long term Compost Experiments. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P. Applying Compost – Benefits and Needs”, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, Brussels, Vienna
- Bernal, M.P.Ö, Navarro, A.F., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., 1998. Influence of Sewage Sludge Compost Stability and Maturity on Carbon and Nitrogen Mineralization in Soil., Soil Biol. Biochem. Vol. 30, No.3: 305-313
- Berner, A., 1999. Berechnung der N-Effizienz von Mist, Mistkompost und Grünabfallkompost anhand von zwei Feldversuchen. „Runder Tisch Kompost - RTK“, Wien 29. und 30. 09. 1998. Hrsg. F. Amlinger, UBA Wien, S. 37-38.
- Berner, A., 2003. Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzenernährung und das Pflanzenwachstum. In: Berner, A., Bieri, M., Galli, U., Fuchs, J., Mayer, J., Schleiss, K. 2003. Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit. Modul 1 (Version A) Zusammenfassende Übersicht der aktuellen Literatur
- Berner, A., Scherrer, D., Niggli, U., 1995a. Effect of Different Organic manures and Garden Waste Compost on the Nitrate Dynamics in Soil, N Uptake and Yield of Winter Wheat. Kristensen, L., Stopes, Ch., Koster, P., Granstedt, A., Hodges, D. Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture, Academic Publishers, Great Britain, 289-300
- Berner, A., Wullschleger, J., Alföldi, T., 1995b. Abschätzung der N-Mineralisierung von Grünabfallkomposten mit einfachen und raschen Methoden. In: Beitr. 3. Wiss. Tagung Ökol. Landbau, Kiel, pp. 265-268.
- BGBI. 215/1959, Wasserrechtsgesetz (Water Act), Nr. 252/1990 §32 (2) f (WRG Novelle 1990) Nr. 155/1999 (WRG Novelle 1999), Wien

- BGBI. II Nr. 292/2001. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompostverordnung)
- BMLF, 1999a. Richtlinie für die Sachgerechte Düngung. Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, 5. Auflage, Wien
- BMLF, 1999b. Aktionsprogramm Nitratrichtlinie des BM f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen gemäß § 55b WRG BGBI. Nr. 215/1959 zuletzt geändert durch BGBI. Nr. 155/1999 (Zl. 14.017/05-I 4/99), Wien
- BMLF, 2000. ÖPUL 2000. Sonderrichtlinie für das Österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft. Zi. 25.014/37-II7B8/00, Wien
- BMLFUW, 2001. Bundesabfallwirtschaftsplan 2001. Teilband: Leitlinien zur Abfallverbringung und Behandlungsgrundsätze. Wien
- Bouwer, W., Gäth, S., Frede, H.G., 1997. Vergleich dreier Instrumentarien zur Abschätzung und Kontrolle der nutzungsbedingten Nitratwaschung auf auswaschungsgefährdeten Standorten. Z. f. Kulturtechnik und Landesentwicklung 38, 154-160
- Bouwman, L., Bloem, J., Boogert, van den, P., Bremer, F., Hoenderboom, G., Ruiter, de P.C., 1994. Short-term and long-term effects of bacteriivorous nematodes and nematofagous fungi on carbon and nitrogen mineralization in microcosms. Biol. Fertil. Soils 17: 249-256
- Bremer, E., Kuikman, P., 1997. Influence of competition for nitrogen in soil on net mineralization of nitrogen. Plant Soil 190: 119-126
- Bristow, A.W., Jarvis, S.C., 1991. Effects of grazing and nitrogen fertilizer on the soil microbial biomass under permanent pasture. J. Sci. Food Agric. 54, 9-21, Zit. in Jarvis et al., 1996
- Buchgraber, K., 2000. Einsatz von Biokompost in der Landwirtschaft. In: 6. Alpenländisches Expertenforum: Kompostanwendung in der Landwirtschaft, 16. – 17. März 2000, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning, 61-77
- Buchgraber, K., 2002. Einsatz von Biokompost als Düngemittel in der Landwirtschaft. Abschlussbericht. Hrsg. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung Ic, Graz, Österreich, und Saubermacher-Dienstleistungs-AG, Graz, Österreich, 85 S. Zit. in Timmermann et al., 2003
- Bugbee, G.J., 1994. Growth of Rudbeckia and Leaching of Nitrates in Potting Media Amended With Composted Coffee Processing Residue, Municipal Solid Waste and Sewage Sludge., Compost Science & Utilisation, Vol.2, No.1, 72-79
- Bugbee, G.J., 1996. Growth of Rhododendron, Rudbeckia and Thuja and the Leaching of Nitrates as Affected by the pH of Potting Media Amended with Biosolids Compost. Compost Science & Utilization, Vol. 4, No. 1: 53-59
- Buyanovsky G.A., Brown J.R., Wagner G.H., 1996. Sanborn Field: effect of 100 years of cropping on soil parameters influencing productivity. In: E.A. Paul, K. Paustian, E.T. Elliott and C.V. Cole (Eds.), Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-Term Experiments in North America. CRC Press, Boca Raton

- Capriel, P., Ebertseder, T., Popp, L., Gutser, R., 1999. IR-Spektroskopie: Eine Schnellmethode zur Prognose der N-Wirkung und relevanten Parameter von Biokomposten. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 162 : 149-153
- Chèneby, D., Nicolardot, B., Godden, B., Penninckx, M., 1994. Mineralisation of Composted ¹⁵N-Labelled Farmyard Manure During Soil Incubations. *Biological Agriculture and Horticulture* Vol.10: 255-264
- Chodak, M., Borken, W., Ludwig, B., Beese, F., 2001. Effect of temperature on the mineralization of C and N of fresh and mature Compost in sandy material. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164: 289-294
- Diez J.A., Roman, R., Caballero, R., Caballero, A., 1997. Nitrate leaching from soils under a maize-wheat-maize sequence, two irrigation schedules and three types of fertilisers. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 65 (1997) 189-199, Elsevier Science B.V.
- Diez, T., Kraus, M., 1997. Wirkung langjähriger Kompostdüngung auf Pflanzenenertrag und Bodenfruchtbarkeit. *Agribiol. Res.* 50, Nr. 1, S. 78-84
- Döhler, H., 1995. Kurz- und langfristige Wirkung des Kompost-N: Theoretische Ableitung und Quantifizierung des Düngebedarfs; in: Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau, Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, 1995, Seite 95-100. Zit. in Timmermann et al. 2003
- Döhler, H., 1996. Landbauliche Verwertung stickstoffreicher Abfallstoffe, Komposte und Wirtschaftsdünger; in: *Wasser & Boden*, 48.Jahrg.,11/1996: 7-16
- Dreher, P.; Gäth, S., Weinfurter, K., 2001. Auswirkungen der Anwendung von Klärschlämmen und anderen organischen Abfällen auf die Nährstoffbilanz landwirtschaftlich genutzter Böden. UBA-Vorhaben FKZ 297 21 182. 231 S
- Ebertseder, T., 1997. Qualitätskriterien und Einsatzstrategien für Komposte aus Bioabfall auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Diss. Techn. Univ. München, Shaker Verl. Aachen, Berichte aus der Agrarwissenschaft, 164 S. und Anhang.
- Ebertseder, T., Gutser, R., 1995. Wohin mit dem Kompost? Praxis der biologischen Abfallbehandlung. 18. Mülltechnisches Seminar, Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft; TU München, Nr. 121, pp. 139-149.
- Ebertseder, Th., Gutser, R., Claassen, N., 1994. Parameter zur Abschätzung der Wirkung von Bioabfallkomposten auf das Pflanzenwachstum. *VDLUFA-Schriftenreihe* 38, Kongreßband 1994, 325 – 328.
- Eder, G., 2000. Kompostprojekt Gumpenstein: Ergebnisse der Kompostlysimeter. In: Bericht über das 6. Alpenländische Expertenforum zum Thema Kompostanwendung in der Landwirtschaft, 16. – 17. März 2000, 47-52
- Eghball, B., 2000. Nitrogen Mineralization from Field-Applied Beef Cattle Feedlot Manure or Compost. *Soil Sci. Aml. J.* Vol 64, 2024-2030
- Erhart, E., Feichtinger, F., Hartl, W., 2003. Nährstoffflüsse im biologischen Ackerbau bei Verwendung von Biotonnenkompost – Ergebnisse der Lysimeteranlage Lobau. Freyer, B. (Hrsg.): Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum ökologischen Landbau – Ökologischer Landbau der Zukunft, Universität für Bodenkultur, Wien, 511-512

- Europäische Kommission, 1999 (EG) Nr. 1804/1999 des Rates zur Einbeziehung der tierischen Erzeugung in den Geltungsbereich der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel
- Fischer, P., Popp, L., 1998. Anwendung von Bioabfallkompost zur Rekultivierung eines nährstoffarmen Unterbodens. *Neue Landschaft* 43, Nr. 2, S. 113 - 117. Zit. nach Timmermann et al. 2003
- Fischer, P., Popp, L., Jauch, M., 1993. Bodenverbesserung und Düngung mit Kompost. *DeGaSubstrate*, Nr. 46, S. 2882 - 2887. Zit. in Timmermann et al. 2003
- Frei Ming, U., Candinas, T., Besson, J.M., 1997. Kompost - ein wertvoller Dünger und Bodenverbesserer. *Agrarforschung*, 4(11-12): 463-466
- Gagnon, B., Simard, R., 1999. Nitrogen and phosphorus release from on-farm and industrial composts., *Canadian Journal of Soil Science*, 78: 481-489
- Gagnon, B., Simard, R.R., Goulet, M., Robitaille, R., Rioux, R., 1998. Soil nitrogen and moisture as influenced by composts and inorganic fertilizer rate. *Canadian Journal of Soil Science*, Vol 78/1: 207 – 215
- Gagnon, B., Simard, R.R., Robitaille, R., Goulet, M., Rioux, R., 1997. Effect of composts and inorganic fertilizers on spring wheat growth and N uptake. *Can. J. Soil. Sci.*, Vol. 77/3: 487-495
- Gäth, S., Wohlrab, B., 1992. Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Broschüre der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 42 S
- Gerke, H.H., Arning, M., Stöppler-Zimmer, H., 1996. Modellgestützte Abschätzung der Stickstoff- und Humusdynamik zur Optimierung von Bodenzustand und Nitratauswaschung bei langfristiger Kompostanwendung auf ackerbaulich genutzten Standorten. In: Stegmann, R. (Ed.), *Neue Techniken der Kompostierung – Dokumentation des 2. BMBF-Statusseminars „Neue Techniken der Kompostierung“* in Hamburg vom 6.- 8. 11. 1996. *Hamburger Berichte*, Bd. 11, 55-72.
- Glendining, M.J., Powlson, D.S., 1995. The effects of long continuous application of inorganic nitrogen fertilizer on soil organic nitrogen - a review. *Adv. in Soil Sciences, Soil management*, 385-446, IACR Rothamsted. Zit. in Jarvis, 1996.
- Greilich, J., Jänicke, G., 1988. Pot experiments comparing effects on yield of untreated household refuse and slurry with those of farmyard manure and mineral nitrogen. Gefäßversuch zur Ertragswirkung von Kompost aus unaufbereitetem Hausmüll und Gülle im Vergleich zu Stalldung und Mineralstickstoff. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* Vol. 32, No. 3: 197-203
- Guernsey, C.W., Fehrenbacher, J.B., Ray, B.W., Miller, L.B., 1969. Corn yields, root volumes, and soil drainage in Morrow Plots. *Journal of Soil and Water Conservation*, 24: 101-104
- Gutser, R., 1996. Klärschlamm und Biokompost als Sekundärrohstoffdünger. VDLUFA (Ed.), *Sekundärrohstoffdünger im Stoffkreislauf der Landwirtschaft*, Kongreßband Trier 1996, 29-43
- Gutser, R., 1997. Die Düngeverordnung auf dem Prüfstand - Zur Problematik der Stickstoffbilanzen. Manuskript zum DLG-Kolloquium in Kassel 12/97.

- Gutser, R., 1999. Grundlagenversuche zum Nährstoffumsatz von Biokomposten – Ableitung von umweltverträglichen Einsatzstrategien in Landwirtschaft und Gartenbau. In: Amlinger, F. und Götze, B. (Eds.), Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost – Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert. Runder Tisch Kompost – RTK, UBA-BE-147, Wien, 92-104
- Gutser, R., Claassen, N., 1994. Langzeitversuche zum N-Umsatz von Wirtschaftsdüngern und kommunalen Komposten. Mitteilungen Dtsch. Bodenkundlichen Gesellsch. 73: 47-50
- Gutser, R., Ebertseder, T., 2002. Grundlagen zur Nährstoff- und Sonderwirkung sowie zu optimalen Einsatzstrategien von Komposten im Freiland. In: Handbuch Kompost im Gartenbau, Hrsg. Zentralverband Gartenbau e.V., Bonn, ISBN 3-9806422-0-1, S. 47-72. Zit. in Timmermann et al., 2003
- Hadas, A., Portnoy, R., 1994. Nitrogen and Carbon Mineralization Rates of Composted Manures Incubated in Soil. J. Environ. Qual. 23: 1184-1189
- Hadas, A., Portnoy, R., 1997. Rates of decomposition in soil and release of available nitrogen from cattle manure and municipal waste compost. Compost Science and Utilization Vol. 5, No. 3: 48-54
- Hartl, W., 2000. Kompostanwendung in organisch-biologischen Fruchtfolgen im Trockengebiet. In: Bericht über das 6. Alpenländische Expertenforum zum Thema Kompostanwendung in der Landwirtschaft, 16. – 17. März 2000, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irnding, 85-86
- Hartl, W., Erhart, E., 2001. Compost use in agriculture - results of the research programme of the Ludwig-Boltzmann-Institute for Biological Agriculture. Biowaste Conference St. Pölten, Austria, in 15. - 17. 05. 2001. Sonderdruck 8 S.
- Hartl, W., Erhart, E., Putz, B., 1999. Beitrag von Biotonnenkompost zur Nährstoffversorgung in viehlosen ökologisch wirtschaftenden Betrieben. In: Hoffmann, H. und Müller, S., (Eds.), Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum ökologischen Landbau „Vom Rand zur Mitte“, Verlag Dr. Köster, Berlin, 93-96
- Hartl, W., Erhart, E., Schott, W., 2003. Nitrogen Dynamics in Compost-Amended Systems. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003. Applying Compost – Benefits and needs“, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, Brussels. Vienna and Brussels. 37-47.
- Hartl, W., Wenzl, W., 1997. Möglichkeiten zur Reduzierung von Nährstoffbilanzüberschüssen in der Landwirtschaft durch Berücksichtigung wirksamer organischer Substanzen (WOS) im Boden. In: VDLUFA Kongressberichte, Kongressband 1997 Leipzig, VDLUFA-Schriftenreihe 46/1997, 427-430
- Hartmann, R., 2002. Studien zur standortgerechten Kompostanwendung auf drei pedologisch unterschiedlichen, landwirtschaftlich genutzten Flächen der Wildeshäuser Geest, Niedersachsen. Diss. Universität Bremen Fachbereich 2, 139 S. Zit. in Timmermann et al., 2003
- Hartz, T.K., Mitchell, J.P., Gianinini, C., 2000. Horticultural Soil Science 35: 202-212. Zit. in: Zwart, K., 2003. Fate of C and N Pools – Experience from short and long term Compost Experiments. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003. Applying Compost – Benefits and Needs“, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, Brussels, Vienna

- Hassink, J., 1992. Effects of soil texture and structure on carbon and nitrogen mineralization in grassland soils. *Biol. Fertil. Soils* 14: 126-134
- He, Z.L., Alva, A.K., Yan, P., Li, Y.C., Calvert, D.V., Stofella, P.J., Banks, D.J., 2000. Nitrogen mineralisation from composts and biosolids during field incubation in a sandy soil. *Soil Science*, 165: 161-169.
- Hébert, M., Karam, A., Parent, L.E., 1991. Mineralization of Nitrogen and Carbon in Soils Amended with Composted Manure. *Biological Agriculture and Horticulture*, Vol. 7, 349-361
- Hoffmann, C., Platte, H., Lickfett, T., Koch, H.J., 1997. Microbial biomass and N mineralization in relation to N supply of sugar beet under reduced tillage. *Z. Pflanz. Bodenk.* 160 (2): 187-193
- Husz, G.S., 1999. Stickstoffdynamik in Abhängigkeit von ökologischen Rahmenbedingungen insbesondere Huminhaushalt. In: Amlinger, F. und Götz, B. (Hrsg.), *Stickstoff in Bioabfall und Grünschnittkompost – Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert. Runder Tisch Kompost – RTK, UBA-BE-147*, Wien, 39-57.
- Insam, H., Merschak, P., 1997. Nitrogen leaching from forest soil cores after amending organic recycling products and fertilizers. *Waste Management and Research* 15: 277-292.
- Jakobsen, S.T., 1996. Leaching of nutrients from pots with and without applied compost. *Resources, Conservation and Recycling* 17(1): 1-11.
- Jarvis, S., Stackdale, E., Shepherd, M. A., Powlson, D., 1996. Nitrogen mineralisation in temperate agricultural soils: Processes and measurement. *Advances in Agronomy* 57: 187-235
- Jauch, M., Fischer, P., 2002. Kompostanwendung im Garten- und Landschaftsbau (GaLaBau). In: *Handbuch Kompost im Gartenbau*, Hrsg. Zentralverband Gartenbau e.V., Bonn, ISBN 3-9806422-0-1, S. 201-220. Zit. in Timmermann et al., 2003
- Jenkinson, D.S., 1990. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London, B*, 329: 361-368
- Jenkinson, D.S., Rayner, J.H., 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, 123: 298-305
- Jensen, L.S., Mueller, T., Magid, J., Nielsen, N.E., 1997. Temporal variation of C and N mineralization, microbial biomass and extractable organic pools in soil after oilseed rape straw incorporation in the field. *Soil Biol. Biochem.* 29(7): 1043-1055
- Johnson A.E., 1991. Soil Fertility and Soil Organic Matter in W.S. Wilson (Ed.): *Advances in Soil Organic Matter Research: The impact on Agriculture and the Environment*, Royal Society of Chemistry Special Publication No. 90: 299-314.
- Keeney, D.R., Bremner, J.M., 1966. Characterisation of mineralizable nitrogen in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 30, 714-719. Zit. in Scheffer & Schachtschabel, 1998
- Kehres, B., 1992. Begrenzung der Kompostausbringung durch Nährstoffe. In: Wiemer, K. und Kern, M. (Eds.): *Gütesicherung und Vermarktung von Bioabfallkompost. Abfall – Wirtschaft* 9: 395-408. Zit. in Siebert, 1998
- Kögel-Knabner, I., Leifeld, J., Siebert, S., 1996. Humifizierungsprozesse von Kompost nach Ausbringung auf den Boden. In: Stegmann, R. (Ed.): *Neue Techniken der Kompostierung. Economica Verlag, Bonn, Hamburger Berichte* 11: 73-87.

- Körschens, M., 2003. How do organic fertiliser systems influence the C pool in long-term experiments? Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P., 2003. Applying Compost – Benefits and needs”, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, Brussels. Vienna and Brussels. 37-47.
- Körschens, M., Wiegel, A., Schulz, E., 1998. Turnover of Soil Organic Matter (SOM) and Long-Term Balances - Tools for Evaluating Sustainable Productivity of Soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 161: 409 - 424
- Kranebitter, B., Insam, H., 1995. Freisetungsverhalten von Stickstoffverbindungen und Schwermetallen aus organischen Düngemitteln, Klärschlammprodukten und Bioabfallkompost., Vorarlberger Landesregierung, Fa. Biochemie, Kundl, Fa. Häusle, Lustenau, 36 S
- Leclerc, B., Georges, P., Cauwel, B., Lairon, D., 1995. A Five Year Study on Nitrate Leaching under Crops Fertilised with Mineral and Organic Fertilisers in Lysimeters. In: Kristensen, L., Stopes, C., Kolster, P., Granstedt, A., Hodges, D., (Eds.), Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture. Proc. of an Int. Workshop, Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen, Denmark, A B Academic Publishers, Great Britain, 301 - 308
- Leifeld, J., Siebert, S., Kögel-Knabner, I., 1998. Humuschemische Parameter von Böden nach mehrjähriger Kompostanwendung im Feldversuch. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 39: 64 - 68
- Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., Saviozzi, A., 1990. Carbon mineralisation in soil amended with different organic materials. *Agric., Ecosystems and Environment*, 31: 325 – 335
- Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., Saviozzi, A., 1990. Carbon mineralisation in soil amended with different organic materials. *Agric., Ecosystems and Environment*, 31: 325 - 335
- Li, Y.C., Stoffella, P.J., Alva, A.K., Calvert, D.V. , Graetz, D.A., 1997. Leaching of Nitrate, Ammonium, and Phosphate From Compost Amended Soil Columns. *Compost Science and Utilization*, Vol. 5, No. 2: 63-67
- Mahmoudjafari, M., Kluitenberg, G.J., Havlin, J.L., Sisson, J.B., Schwab, A.P., 1997. Spatial variability of nitrogen mineralization at the field scale. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1214-1221.
- Mamo, M., Moncrief, J.F., Rosen, C.J., Halbach, T.R., 2000. The Effect Of Municipal Solid Waste Compost Application On Soil Water and Water Stress in Irrigated Corn. *Compost Science & Utilization* Vol. 8, No. 3: 236 - 246
- Mamo, M., Rosen, C.J. , Halbach, T.R., 1999. Nitrogen Availability and Leaching from Soil Amended with Municipal Solid waste. *Compost. J. Environ. Qual.* Vol. 28 : 1074 – 1082
- Marumoto, T., Anderson, J.P.E., Domsch, K.H., 1982. Decomposition of ¹⁴C and ¹⁵N-labelled microbial cells in soil. *Soil Biol. Biochem.* 14, 461-467. Zit. in Jarvis, 1996
- Mattingly, G.E.G., 1956. Studies on Composts prepared from Waste Materials. *J. Sci. Food Agric.* 7: 601 - 605
- Maynard, A., 1993. Nitrate Leaching From Compost-Amended Soils., *Compost Science & Utilization*, Vol.1, No.2: 5-72
- Maynard, A., 1994. Effect of annual amendments of compost on nitrate leaching in nursery stock. *Compost Science & Utilization* 2, No.3: 54-55.

- Mitchell, C.C., Westerman, R.L., Brown, J.R., Peck, T.R., 1991. Overview of long-term agronomic research. *Agronomy Journal*, 83: 24-29
- Neeteson, J. J., 1995. Nitrogen management for intensively grown arable crops and field vegetables. In: Bacon, P., *Nitrogen fertilisation in the environment*. Marcel Dekker Verlag New York, 608 S
- Nevens, F., 2003. Combining compost and slurry in intensive Flemish silage maize production: Fate of nitrogen. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurtner, K., Dreher, P., 2003. *Applying Compost – Benefits and Needs*, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, Brussels, Vienna
- Nieder, R., Richter, J., 2000. C and N accumulation in arable soils of West Germany and its influence on the environment – Developments 1970 to 1998. C-und N-Akkumulation in westdeutschen Ackerböden und ihr Einfluss auf die Umwelt- Entwicklung 1970 bis 1998. *J. Plant.Nutr.Soil Sci.* 163: 65-72
- Nikolaidis, N.P., Chhede, P., Lackovic, J.A., Guillard, K., Simpson, P., Pedersen, T., 1999. Nitrogen mobility in biosolid amended glaciated soil. *Water Environment Research* 71: 368-376. Zit. in: Zwart, K., 2003. Fate of C and N Pools – Experience from short and long term Compost Experiments. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurtner, K., Dreher, P. *Applying Compost – Benefits and Needs*, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, Brussels, Vienna
- Pape, H., Steffens, D., 1998. Schätzung der N-Nachlieferung von Bioabfallkomposten im Labor- und Feldversuch. *VDLUFA Kongressband, Schriftenreihe 49: 147-150.*
- Paul, E.A., 1984. Dynamics of organic matter in soils. *Plant Soil* 76, 275-284. Zit. in Jarvis, 1996
- Peretzki, F., 1994. Nährstoffwirkung und -anrechnung von Kompost. *SuB 03, III-10 - III-12.*
- Petersen, U., Stöppler-Zimmer, H., 1999. Orientierende Feldversuche zur Anwendung von Biokomposten unterschiedlichen Rottegrades. In: Amlinger, F. und Götz, B. (Eds.), *Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost – Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert. Runder Tisch Kompost – RTK, UBA-BE-147, Wien, 58-70.*
- Poletschny, H., 1992. Kompostverwertung in Land- und Gartenbau aus Sicht des VDLUFA. *VDLUFA-Kongressband, Schriftenreihe 35, 203-217*
- Poletschny, H., 1995. Bodenverbessernde Wirkung von Kompost in der Landwirtschaft. Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau. Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft (Hrsg.), S. 75 - 82. Zit. in Timmermann et al., 2003
- Popp, L., 1997. Reifekriterien und Einsatzmöglichkeiten für Komposte aus Bioabfall im Gartenbau und Garten-Landschaftsbau. Diss. Techn. Univ. München, Shaker Verl. Aachen, *Berichte aus der Agrarwissenschaft*, 173 S. Zit. in Timmermann et al., 2003
- Pötsch, E.M., 2000. Kompostprojekt Gumpenstein: Ergebnisse der grünlandwirtschaftlichen Versuche. In: Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning (Editor), 6. Alpenländische Expertenforum: Kompostanwendung in der Landwirtschaft, 16. – 17. März 2000, pp. 61-77
- Recous, S., Machet, J.M., Mary, B., 1988. The fate of ¹⁵N urea and ammoniumnitrate applied to a winter wheat crop. II. Plant uptake and N efficiency. *Plant Soil* 112: 215-224. Zit. in Jarvis, 1996

- Regulation No. 2092/91/EEC, 1991. Council Regulation on organic production of agricultural products and indications referring thereto on agricultural products and foodstuffs. Last amendment Council Regulation No. 1804/99 /EEC, 19 07 1999, O.J. no. L222/1.
- Renger, M., 1988. Thesen und Forderungskatalog für eine auf den Grundwasserschutz ausgerichtete Düngebedarfsermittlung und -praxis. In: Umweltbundesamt (Ed.): Grundwasserschutz und Stickstoffdüngung. Forschungsbericht 101 01 045/03, UBA-FB 87-060, 174-188.
- Renger, M., Wessolek, G., 1990. Auswirkungen von Grundwasserabsenkung und Nutzungsänderung auf die Grundwasserneubildung. Mitteilgn. des Instituts für Wasserwesen 386, 295-305. Zit. in Gäth & Wohlrab, 1992
- Rowell, D.L., 1997., Bodenkunde. Springer Verlag Berlin, 614 S.
- Sanchez, L., Diez, J.A., Polo, A., Roman, R., 1997. Effect of timing of application of municipal solid waste compost on N availability for crops in central Spain. Biol. Fertil. Soils 25: 136-141.
- Sauerbeck, D., 1988. Stickstoffdynamik im Boden, Umsatz, Kreislauf. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Grundwasserschutz und Stickstoffdüngung. Forschungsbericht 101 01 045/03, UBA-FB 87-060, 64-84.
- Sauerbeck, D., 1994. Möglichkeiten des Einsatzes organischer Abfallstoffe in der Landwirtschaft und spezielle Anforderungen an Klärschlamm und Kompost. Berichte über Landwirtschaft (Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten), 208. Sonderheft: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 6 Recycling, S. 152 - 173.
- Schachtschabel, P., 1961. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 93, 125-136. Zit. in Scheffer & Schachtschabel, 1998
- Schechtner, G., 1992. Pflanzenbauliche Bewertung des Wirtschaftsdüngerstickstoffes. Der Förderungsdienst / Beratungsservice - Bodengesundheit, Folge 3, Heft 3, 40. Jg.: 13 – 24
- Scheffer, P., Schachtschabel, P., 1998. Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 494 S.
- Scherer, H.W., Werner, W., Neumann, A., 1996. N-mobilisation and N-immobilisation of composts with different output material, degree of decomposition and C/N ratio. N- Nachlieferung und N-Immobilisierung von Komposten mit unterschiedlichem Ausgangsmaterial, Rottegrad und C/N-Verhältnis. Agrobiol. Res., 49, 2-3: 120-129.
- Schlegel, A.J., 1992. Effect of Composted Manure on Soil Chemical Properties and Nitrogen Use by Grain Sorghum. Journal of Production Agriculture Vol. 5, No. 1: 153-157.
- Schmitt, A., 2003. Beschreibung des Analyseberichts der Thermogravimetrischen Bodenanalyse, Ingenieurbüro André Schmitt, Berlin, 31. Januar 2003
- Schwarz, A., 1986. Nitrat im Grundwasser. Umweltschutz 4/86, S. 14
- Schwertmann U., Niederbudde, E.A., 1993. Tonminerale in Böden. In: Jasmund, K and Lagaly, G. (Ed.). Tonminerale und Tone. Steinkopff Verlag, Darmstadt.
- Shen, S.M., Hart, P.B., Powlson, D.S., Jenkinson, D.S., 1989. The nitrogen cycle in the Broad balk wheat experiment: ¹⁵N-labelled fertilizer residues in the soil and in the microbial biomass. Soil Biol. Biochem. 21: 529-533. Zit. in Jarvis, 1996

- Siebert, S., 1998. Charakterisierung des Stickstoffpools in Böden nach der Anwendung von Kompost: Ergebnisse von Labor- und Feldversuchen. Dissertation, Shaker Verlag, Aachen
- Siebert, S., Leifeld, J., Kögel-Knabner, I., 1998. Stickstoffmineralisierung von Bioabfallkomposten unterschiedlicher Rottegrade nach Anwendung auf landwirtschaftlich genutzte und rekultivierte Böden. *Z. f. Kulturtechnik und Landesentwicklung* 39: 69-74.
- Sierra, J., 1996. Nitrogen mineralisation and its error of estimation under field conditions related to the light-fraction soil organic matter. *Aust. J. Soil Res.* 34(5): 755-767
- Smidt, E., 2002. Charakterisierung der Organischen Substanz von Altlasten und Altablagerungen mittels FT-IR Spektroskopie und thermischer Methoden, Abstract; In: Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft 2002. Angewandte Altlastenforschung, Abstractband zur Veranstaltung am 27.11.2002, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Smith, J.L., Paul, E.A., 1990. The significance of soil microbial biomass estimates. In: (Bollag, J.M., Stotzky, H. Hrsg.): *Soil Biochemistry* Vol. 6, Marcel Dekker Verlag, New York. Zit. in Jarvis, 1996
- Stauffer, R.S., Muckenhirn, R., Odell, R.T., 1940. Organic carbon, pH and aggregation of the soil of the Morrow Plots as affected by type of cropping and manurial addition. *Journal American Society of Agronomy*, 32: 819-832.
- Steffens, D., Asche, E., Pape, H., 1996. Einfluß von Biokomposten verschiedener Reifegrade auf die Bodenfruchtbarkeit. Verbundprojekt „Umweltverträgliche Anwendung von Bioabfallkompost in der Landwirtschaft“ Universität Gießen, Teilprojekt I, 66 S. Stuttgart, 3. Auflage, 835 S. Zit. in Timmermann et al. 2003
- Steffens, D., Sparks, D.L., 1997. Kinetics of nonexchangeable ammonium release from soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 455-462.
- Stewart, D.P.C., Cameron, K.C., Cornforth, I.S., 1998a. Effects of spent mushroom substrate on soil chemical conditions and plant growth in an intensive horticultural system: a comparison with inorganic fertilizer., *Aust. J. Soil Res.* 36: 185 - 198
- Stewart, D.P.C., Cameron, K.C., Cornforth, I.S., 1998b. Inorganic-N Release from Spent Mushroom Compost under Laboratory and Field Conditions., *Soil Biol. Biochem.*, Vol 30:1689 - 1699
- Stöppler-Zimmer, H., Gerke, H. H., Arning, M., 1999. Model-based investigations into long-term compost application effects on nitrate leaching at different agricultural sites. In: *Proceedings ORBIT 99, part II*, p. 453-461.
- Stöppler-Zimmer, H., Petersen, U., 1995. New results concerning the application of compost in plant cultivation. 1. International Symposium: "Biological Waste Management – A Wasted Chance?" S59:1 - 12
- Strebel, O., 1988. Nitratverlagerung in das Grundwasser in Abhängigkeit von Standorteigenschaften und Bodennutzung: Ursachen, Ausmaß und Minimierung. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): *Grundwasserschutz und Stickstoffdüngung. Forschungsbericht 101 01 045/03, UBA-FB 87-060*, 20-31.
- Strebel, O., Duynisfeld, W.H.M., Böttcher, J., 1989. *Agricultural Ecosystems and Environment* 26, 189-214. Zit. in Scheffer & Schachtschabel, 1998

- Strebel, O., Renger, M., 1982. Memoires 16 (Part 1) Int. Assoc. Hydrogeol., Prag, 347 - 357.
- Stützel, H., Bloom, P., 2000. Gut für Boden und Wasser: Komposteinsatz im Spargelanbau. HuMuss Nr. 2, Hrsg. VHE NRW e.V., Düsseldorf, S. 1 und 2. Zit. in Timmermann et al., 2003
- Tester, C.F., Sikora, L.J., Taylor, J.M., Parr, J.F., 1977. Decomposition of sewage sludge in soil I. Carbon and nitrogen transformation. Journal of Environmental Quality 6: 459-463. Zit. in: Zwart, K., 2003. Fate of C and N Pools – Experience from short and long term Compost Experiments. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurter, K., Dreher, P. Applying Compost – Benefits and Needs”, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, Brussels, Vienna
- Timmermann, F., Kluge, R., Bolduan, R., Mokry, M., Janning, S., Grosskopf, W., Schreiber, A., Ziegler, W., Koscielniak, N., 2003. Nachhaltige Kompostverwertung in der Landwirtschaft, DBU-Abschlussbericht zum Verbundforschungsprojekt Praxisbezogene Anwendungsrichtlinien sowie Vermarktungskonzepte für den nachhaltigen Einsatz von gütegesicherten Komposten im landwirtschaftlichen Pflanzenbau, Hrsg: Gütegemeinschaft Kompost Region Süd e.V., Leonberg
- Traulsen, B. D., Schönhard, G., Pestemer, W., 1997. Risikobewertung der Anwendung von Bioabfallkomposten auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. Agrobiol. Res. 50, 2: 102 - 106
- Ulén, B., 1999. Leaching and balances of phosphorus and other nutrients in lysimeters after application of organic manures or fertilizers. Soil Use and Management, 15: 56 – 61
- VDLUFA-Standpunkt 1996. Landbauliche Verwertung von geeigneten Abfällen als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstrate. Kongressband 108. VDLUFA Kongress „Sekundärrohstoffe im Stoffkreislauf der Landwirtschaft“, Trier, VDLUFA-Schriftenreihe 44/1996, 13-19
- Wadman, W.P., de Haan, S., 1997. Decomposition of organic matter from 36 soils in a long-term pot experiment. Plant Soil 189: 289-301.
- Wantulla, A., Vollmer, F.J., Kühbauch, W., 1988. Ganzjährige Bodenwasseruntersuchungen zur Bestimmung von Mineralisation und Nitrataustrag in einem schwach gedüngten Löß-Boden. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 29: 140-147
- Wenzl, W., 1994. Eine neue Methode zur Bestimmung stickstoffreicher Nichthuminstoffe „Nährhumus“ mit der nahen Infrarotspektroskopie. In: VDLUFA Schriftenreihe 38, Kongressband, Jena
- Werner, W., 2002. Nährstoffe, Nährstoffverfügbarkeit und Düngewirkung von Sekundärrohstoffdüngern unter besonderer Berücksichtigung von Phosphat. „Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und anderen Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes“. Wissenschaftliche Anhörung von BMU und BMVEL 25. -26.10.2002 in Bonn. Hrsg. KTBL-Schrift 404, ISBN 3-7843-2138-0, S. 95 - 104. Zit. in Timmermann et al., 2003
- Werner, W., Scherer, H.-W., Roßbach, J., 1998. Integration von Bioabfallkompost in das Düngungskonzept von Ackerbaubetrieben unter besonderer Berücksichtigung der N-Nachlieferung. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Landwirtschaftliche Fakultät, Forschungsberichte, Heft Nr. 62, 109 S. Zit. in Timmermann et al., 2003
- Willems, J.J.G.M., Marinissen, J.C.Y., Blair, J., 1996. Effects of earthworm on nitrogen mineralization. Biol. Fertil. Soils 23: 57-63

- Wohlrab, B., Ernstberger, A., Meuser, A., Sokollek, V., 1992. Landschaftswasserhaushalt. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin, 352 S.
- Zaccheo, P., Crippa, I., Genevini, P.I., 1993. Nitrogen transformation in soil treated with ¹⁵N labelled dried or composted reyegrass. Plant and Soil, 148: 193 – 201
- Zach, A., 2000. Bestimmung des leicht freisetzbaren Stickstoffs aus Komposten. Beitrag im ÖWAV Arbeitsausschuss „Fachliche Grundlagen zur wasserrechtlichen Stickstoffbewertung der Kompostdüngung“, Wien, 21 Feb 2000
- Zwart, K., 2003. Fate of C and N Pools – Experience from short and long term Compost Experiments. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurtner, K., Dreher, P. Applying Compost – Benefits and Needs”, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, Brussels, Vienna