

BE-147

BERICHTE

KOMPOST - ENTWICKLUNG UND BERATUNG
DIPL.ING. FLORIAN AMLINGER



**STICKSTOFF IN BIOABFALL – UND
GRÜNSCHNITTKOMPOST-
BEWERTUNG VON BINDUNGSDYNAMIK UND
DÜNGEWERT**

**RUNDER TISCH KOMPOST – RTK
WIEN, 29. – 30. SEPTEMBER 1998**



KOMPOST - ENTWICKLUNG UND BERATUNG
DIPL.ING. FLORIAN AMLINGER



Stickstoff in Bioabfall – und Grünschnittkompost

Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert

RUNDER TISCH KOMPOST – RTK
WIEN, 29. – 30. SEPTEMBER 1998

BE-147

Amlinger F. & Götz B. (Hrsg.)

Wien, Jänner 1999

Wissenschaftliche Gesamtleitung und Koordination:

Florian Amlinger (Kompost – Entwicklung und Beratung)
Bettina Götz (Umweltbundesamt)

Moderation:

Alarich Riß (Umweltbundesamt)
Gerhard Zethner (Umweltbundesamt)

Projektmitarbeit:

Jutta Geszti (Kompost – Entwicklung und Beratung)
Brigitte Heinz (Umweltbundesamt)

Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien
Eigenvervielfältigung

© Umweltbundesamt, Wien, 1999
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-492-4

INHALTSVERZEICHNIS

ZUM GELEIT.....	I
ERGEBNISPAPIER – THESEN UND FRAGEN.....	II
TAGUNGSPROGRAMM.....	III
LANGFASSUNGEN DER BEITRÄGE.....	IV
LITERATURÜBERSICHT.....	V
TEILNEHMERLISTE.....	VI

RUNDER TISCH KOMPOST - RTK

Wien, 29. - 30. September 1998

**Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost -
Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert**

I. Zum Geleit



Zum Geleit

Motiv und Fragestellung

Die Frage der Bewertung der Stickstoff-Freisetzung und -Wirksamkeit von Bioabfall- und Grünschnittkompost (im folgenden als "Kompost" bezeichnet) vor dem Hintergrund unterschiedlich argumentierter Aufwandsbegrenzungen war die Motivation für die Einladung einer Expertenrunde im Rahmen eines RUNDEN TISCH KOMPOST. Der Kenntnisstand und die wissenschaftlichen Grundlagen hinsichtlich der Interpretation der Aufwandsgrenzen im Wasserrecht und im Rahmen der Anforderungen für den biologischen Landbau sollten kritisch beleuchtet werden. Die folgenden Fragen waren somit der Ausgangspunkt für die Beiträge und Gespräche:

a) Bewilligungsgrenzen des § 32 Abs.(2) lit.f) und Abs. (8) Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990

Einerseits wird an Hand der bisher vorliegenden Untersuchungen dem Kompost-Stickstoff ein hoher Bindungsgrad zugesprochen, andererseits wird die bewilligungsfreie Stickstoff-Begrenzung laut Wasserrechtsgesetz von 175 kg (landwirtschaftliche Nutzfläche ohne Gründeckung) bzw. 210 kg Reinstickstoff (landwirtschaftliche Nutzfläche mit Gründeckung einschließlich Dauergrünland) pro Hektar und Jahr (Wasserrechtsnovelle BGBl.Nr. 252/1990, §32 (2) lit. f)) als Stand der Technik auf Mineraldünger-, Gülle- und Kompostausbringung gleichermaßen angewandt. Gemäß Abs. (8) hat die ordnungsgemäße landwirtschaftliche Bodennutzung weiters unter Berücksichtigung der Standortgegebenheiten zu erfolgen.

Anfallende Wirtschaftsdüngermengen sind weiters insofern beschränkt, als daß eine Bewilligung jedenfalls erforderlich ist, wenn landwirtschaftliche Nutztiere gehalten werden, die das Äquivalent von 3,5 Dunggroßvieheinheiten je Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche und Jahr übersteigen.

Für die Düngeplanung in der Praxis wird bei Wirtschaftsdüngerstickstoff im Vergleich zu Mineraldüngerstickstoff (=100% Direktwirkung) mit einer relativen Düngewirkung von 20-45% (Stallmist), 40-60% (Gülle) und 50-75% (Jauche) gerechnet.

Bei Verwendung von Kompost als Dünge- und Bodenverbesserungsmittel können ebenfalls die enthaltenen Stickstoffmengen – neben den Schadstoffen – begrenzend für die Ausbringungsmenge sein. Im Kompost liegt der Stickstoff jedoch im Unterschied zu leicht löslichen Mineraldüngern, aber auch im Unterschied zu Jauche und Gülle zum Großteil in organisch gebundener Form vor. Im Anwendungsjahr ist daher ein viel geringerer Prozentsatz des gesamten enthaltenen Stickstoffes mineralisiert und daher düngewirksam (relative Düngewirkung) bzw. auch auswaschungsgefährdet.

Mit einer durchschnittlichen Ausbringungsmenge von 10 t TM pro Hektar und Jahr, wie sie in der ÖNORM S 2202 vorgesehen ist, befindet man sich bei einem N-Gehalt im Kompost von 1-1,5 % in der TM unterhalb der bewilligungsfreien Aufbringungsgrenze gemäß Wasserrechtsgesetz. Werden jedoch in den ersten Jahren der Kompostdüngung höhere Kompost-Mengen sowie eine ergänzende mineralische oder organische Düngung zur Erzielung stabiler Pflanzenerträge ausgebracht, werden die bewilligungsfreien Grenzen der N-Aufwandsmengen des WRG rasch erreicht.

Es ergibt sich daher die Frage einer Stickstoff-Bewertung für Kompost in Abhängigkeit von der Löslichkeitsdynamik des organisch gebundenen Stickstoffs.

⇒ ***Folgende Frage sollte im Rahmen des RTK diskutiert werden:***

Wie ist der Stickstoff-Gehalt des Kompostes unter Berücksichtigung der zeitlichen Mineralsierungsdynamik im Hinblick auf die bewilligungsfreie N-Aufbringungsgrenze der Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 von 175 bzw. 210 kg Reinstickstoff/ha*a zu bewerten?

Zum Geleit

b) Bewertung des Kompost-Stickstoffs im biologischen Landbau

Biologisch wirtschaftende Betriebe haben gemäß den Österreichischen Kodexrichtlinien (Codex A 8, Teilkapitel B) eine Tierbesatzobergrenze von 2,0 Dunggroßvieheinheiten (DGVE) pro Hektar einzuhalten, was einer äquivalenten maximalen N-Anfallsmenge von rund 120 kg N/ha entspricht (unter Berücksichtigung der Lagerungs- und Ausbringungsverluste). Gemäß den Österreichischen Kodexrichtlinien werden die Zukaufdüngemittel und die darin enthaltenen N-Mengen nicht in diese Tierbesatzobergrenze eingerechnet. Im Gegensatz dazu müssen nach den Richtlinien einiger Bio-Anbauverbände die Zukaufdünger bei der Berechnung der maximal erlaubten DGVE berücksichtigt werden. Die Bewertung des Kompost-N bildet somit ein Kriterium für die betriebs- respektive schlagbezogene Limitierung der Kompostanwendung im biologischen Landbau sowohl für die Kontrollstelle, als auch für den Landwirt selbst.

⇒ *Folgende Fragen sollten im Rahmen des RTK diskutiert werden:*

- Auf welche Weise kann der durch eine Kontrollstelle anzuerkennende Bedarf für Kompost hinsichtlich seiner N-Wirksamkeit abgeschätzt werden?
- Welches N-Äquivalent ist für Bioabfall- und Grünschnittkompost für die Umrechnung auf DGVE anzuwenden?
- Nach welchen Kriterien könnte ein längerer als einjähriger Durchrechnungszeitraum für die durchschnittliche jährliche Kompostfracht abgeleitet werden?

⇒ *Aus a) und b) leiten sich folgende weitere Detailfragen ab, die im Rahmen des RTK diskutiert werden:*

- Bindungsformen des Stickstoffs im Bioabfall- und Grünschnittkompost im Vergleich zu den Wirtschaftsdüngerarten und Mistkompost
- Wie verläuft die Mineralisierung von Kompost-N unter Ackerbaubedingungen bzw. Grünlandbedingungen
 - kurzfristig (im Jahr der Aufbringung)?
 - mittelfristig (im Rahmen einer Fruchtfolge)?
 - langfristig (z.B. ab 10 Jahre)?

in Abhängigkeit von (Auswahl möglicher Fragestellungen)

- Ausgangsstoffen (Küchenabfälle/Grünschnitt)?
- Rotteführung und Ausreifungsgrad (C/N; Abbaugrad ...)?
- Düngeregime (Mengen/Ausbringungszeitpunkt) im Jahr und in der Fruchtfolge?
- Fruchtfolge/Begrünung/Schwarzbrache?
- Standorteigenschaften (Bodenart; Niederschläge; Sorptionseigenschaften; Bodenwasser-haushalt ...)?
- Gibt es Mineralisierungsschübe bei Kompost-Anwendung? Wenn ja, unter welchen Bedingungen?
- Unter welchen Bedingungen und zu welchem Anteil kann mit dem Abbau des Kompost-Humus und damit einer Freisetzung des Humus-N gerechnet werden → C/N-Dynamik?
- Welche analytischen Methoden zur Erfassung des potentiell mineralisierbaren C/N-pools im Kompost erlauben in der Zusammenschau mit den Standorteigenschaften die Entwicklung eines realistischen Szenarios?

Konzept und Vorgangsweise RUNDER TISCH KOMPOST (RTK)

Das Konzept RUNDER TISCH KOMPOST (RTK) leitet sich von dem Anspruch ab, aktuelle Fragen und Probleme, die sich aus der Praxis der Produktion, Qualitätsdefinition und -sicherung, Anwendung oder Vermarktung von Kompost stellen, in einem Expertenkreis intensiv und sachkundig sowie ergebnisorientiert zu diskutieren. Das Ziel der Diskussionen ist es, Praxis und Wissenschaft in Bezug auf eine spezifische Frage neue Erkenntnisse, Anregungen, und Impulse in kompakter Form zu vermitteln. In der Umsetzung wurde das Vorhaben zunächst in vier Elemente (1) Literaturstudie, (2) Beiträge und Gespräche im RTK, (3) Ergebnispapier und (4) Publikation der Ergebnisse aus (1) – (3) strukturiert.

1.) Literaturstudie

Es wurde eine Literaturrecherche in Kooperation zwischen KOMPOST - ENTWICKLUNG & BERATUNG (Florian AMLINGER und Jutta GESZTI) und dem Umweltbundesamt (Bettina GÖTZ und Gerhard ZETHNER) durchgeführt. Die Zusammenfassung der Literaturzitate stand den Teilnehmern als Arbeitsunterlage zur Verfügung.

Die Ergebnisse der Literatur-Auswertung bildeten den ersten Beitrag zum RUNDEN TISCH KOMPOST.

2.) Runder Tisch Kompost (RTK)

Die geladenen Experten wurden gebeten, Forschungs- und Erfahrungsergebnisse zu den einzelnen Aspekten dieses Themenkomplexes darzustellen, zu diskutieren und gemeinsam zu bewerten. Im Vorfeld wurden die Fragestellungen ausführlich besprochen und die Beiträge zu einem möglichst umfassenden Gesamtbild zusammengestellt.

Wesentlich hierbei war die Betonung der praktischen Bedeutung der Erkenntnisse aus den wissenschaftlichen Arbeiten, sowohl für den landwirtschaftlichen, als auch den legislativ-behördlichen Alltag. Aus diesem Grund wurden neben Wissenschaftlern auch Experten aus dem Kontrollwesen im biologischen Landbau und dem landwirtschaftlichen Beratungswesen (Umweltreferat) eingeladen.

Die Kurzfassungen zu den Referaten wurden zum RTK bereitgestellt.

3.) Ergebnispapier

Die wichtigsten Ergebnisse der einzelnen Forschungsarbeiten und der praktischen Erfahrungen sollten als Thesen und Fragen in ein Ergebnispapier münden. Die Herstellung eines solchen durch die Teilnehmer autorisierten Dokumentes erfolgte über die kontinuierliche Aufzeichnung der zentralen Aussagen während des RTK und die Bearbeitung dieser sowohl in Kleingruppen als auch im Plenum. In der Nachbereitungsphase des RTK wurde der vorliegende Entwurf redaktionell bearbeitet, ausgesandt und abschließende Stellungnahmen der Teilnehmer dazu eingeholt.

4.) Publikation der Ergebnisse

Die einzelnen Beiträge im Rahmen des RTK werden nun gemeinsam mit dem Ergebnispapier und den Ergebnissen der Literaturstudie in dem vorliegenden Bericht vorgestellt. Die Ergebnisse der Literaturstudie werden neben der Zitatesammlung auch in Form einer kurzen inhaltlichen Beschreibung der für die Fragestellung relevantesten Literaturstellen präsentiert.

Die vorliegende Publikation kann somit als Grundlage für Diskussionen in einem breiteren Kreis dienen, der auch diejenigen Experten umfaßt, die für die rechtliche und praktische Umsetzung verantwortlich sind.

Ergebnisse des RUNDEN TISCH KOMPOST

Aus unserer Sicht erreichte das Gespräch durch die spezifische Kompetenz und zugleich umfassende Erfahrung der Teilnehmer in den Bereichen Versuchswesen, Pflanzenbau, Düngewirtschaft, biologischer Landbau, Bodenkunde, Analytik und landwirtschaftlicher Umweltschutz eine inhaltliche Tiefe, die es ermöglichte, die Fragestellung in vielen Aspekten zu durchleuchten.

Zu Beginn wurden die Ergebnisse der vorangegangenen Literaturstudie in Form einer Doppelconference zwischen betroffenem Landwirt und beratender Stelle aufgearbeitet. Damit wurden die bisher in der Literatur aufgeworfenen offenen Fragen sowohl für die Grundlagenforschung als auch für die praktische Kompostwirtschaft dargestellt. Diese Problemdarstellung samt Überblick über bereits vorhandene Ergebnisse und Antworten wurde ergänzt durch die Darstellungen aus dem Alltag einer Bio-Kontrollstelle und der Umweltschutzabteilung der NÖ Landes-Landwirtschaftskammer.

Die Berichte aus den Forschungsarbeiten deckten die organischen Materialien Stallmist, Gülle und Biokompost, die Standortfragen (Bodeneigenschaften, Wasserhaushalt) sowie die Bewirtschaftungsformen und Nutzungsarten ab. Die Untersuchungsmethoden reichten von Auswaschungsversuchen in Bodensäulen über Lysimeterversuche und Modellrechnungen bis hin zu Freilandversuchen auf verschiedenen Standorten, die sich spezifisch der Frage der N-(Im)mobilisierung widmeten.

Anhand der experimentellen Ergebnisse vor dem Hintergrund der Humus- und Stickstoffdynamik in landwirtschaftlich genutzten Böden wurden Thesen für eine kurz- bis langfristige Kompostdüngungsstrategie diskutiert und formuliert. Die intensivsten Gespräche entfalteten sich zur Frage der langjährigen Beeinflussung der C/N-Dynamik im Boden durch Kompostanwendung unter verschiedenen Standortbedingungen (siehe Ergebnispapier).

Im Verlauf der Vorträge und des abschließenden "Round Table-Gesprächs" wurden die wichtigsten Aussagen dokumentiert und auf diese Weise schrittweise ein Thesen- und Fragenkatalog erarbeitet. Dieses vorläufige Enddokument wurde ausformuliert und zur einer abschließenden Stellungnahme an die Teilnehmer des RTK ausgesandt.

Somit **liegt** nunmehr ein vom Expertenkreis **abgestimmtes Ergebnispapier vor**, das zur weiteren Diskussion auf wissenschaftlicher und administrativer Ebene zur Verfügung steht.

Thesen und Ausblick

Die Thesen und Fragen, die im Ergebnispapier festgehalten sind, führten zu einigen deutlichen Schlußfolgerungen. Es wurde die Notwendigkeit, dem **Praktiker einen Leitfaden für eine standort- und nutzungsbezogene "gute fachliche Praxis der Kompostwirtschaft" zur Verfügung zu stellen**, festgestellt. Weiters wurde Handlungsbedarf für die Erarbeitung von **Methoden zur Abschätzung einer langjährigen mittleren Stickstoff-Bilanz** im Zusammenhang mit der Kompostdüngung geortet.

Als **zentrales Ergebnis** wurde von den Experten **die Zusammenlegung der maximalen bewilligungsfreien Stickstoff-Jahresfrachten** nach WRG-Novelle 1990 (175 bzw. 210 kgN/ha) von **bis zu drei Jahren** als für die Umwelt gefahrlos und in Hinblick auf eine Fruchtfolge-Düngung sinnvoll erkannt.

Neben der Publikation der Ergebnisse des RUNDEN TISCH KOMPOST im vorliegenden Bericht ist als nächster Schritt die Abhaltung eines Kolloquiums vorgesehen. In diesem Rahmen können die Ergebnisse des RTK, eventuell um zusätzliche Beiträge erweitert und vertieft, vorgestellt und erörtert werden.

Zum Geleit

Danksagung

Die Veranstalter und Herausgeber des vorliegenden Berichtes möchten sich an dieser Stelle besonders für den engagierten Einsatz der Teilnehmer bedanken. Vor allem durch die Bereitschaft, zu diesem komplexem Thema nicht nur Berichte aus der eigenen Forschungsarbeit zur Verfügung zu stellen, sondern auch die kontroversiellen und bei weitem noch nicht allgemein gültig geklärten Fragen der Stickstoffdynamik zu diskutieren, wurde ein ergebnisorientiertes Arbeiten erst ermöglicht.

Unser Dank gilt auch dem Ludwig Boltzmann-Institut für biologischen Landbau und angewandte Ökologie für die Ermöglichung einer Exkursion zu den Versuchsfeldern in der Lobau und die Bereitstellung von Räumlichkeiten für die Abhaltung eines Teils des RTK.

Bei den Landesregierungen der Länder Burgenland, Kärnten, Niederösterreich, Oberösterreich, Steiermark und Tirol bedanken wir uns für die finanzielle Ermöglichung des Vorhabens und das entgegengebrachte Interesse.



Florian Amlinger

(KOMPOST – ENTWICKLUNG & BERATUNG)



Bettina Götze

(Umweltbundesamt)

RUNDER TISCH KOMPOST - RTK

Wien, 29. - 30. September 1998

**Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost -
Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert**

II. Ergebnispapier – Thesen und Fragen

Inhaltsverzeichnis

1 Grundlagen der Kohlenstoff / Stickstoff – Frage bei Kompostanwendung.....	1
2 Ergebnisse und Thesen für die Umsetzung	2
3 Auswaschungspotential.....	3
4 Untersuchungsmethoden zur Abschätzung der Stickstoffmineralisierung	4
5 Schlußfolgerungen und Handlungsbedarf.....	5



1 GRUNDLAGEN DER KOHLENSTOFF / STICKSTOFF – FRAGE BEI KOMPOSTANWENDUNG

- Kompost mit entsprechender Qualität ist ein **bodenverbesserndes, langsam wirkendes C-reiches organisches Material**. Bei Kompostanwendung steht die Humusreproduktionsleistung im Vordergrund.
- Durch die Kompostdüngung werden **Erosionsstabilität** und **Bodenfruchtbarkeit** gefördert. Mit Bioabfallkompost ist daher keine gezielte auf "kg N" abgestellte Düngung möglich, sondern es erfolgt eine Beeinflussung des Humusniveaus und damit der N-Mineralisierungsdynamik im Boden.
- Bioabfallkompost führt im Vergleich zu Gülle, Stallmist oder Klärschlamm zu einer höheren **Anreicherung von organischem Stickstoff** im Boden.
- In sämtlichen Versuchen unter landwirtschaftlicher Nutzung zeigen Varianten ohne organische Düngung einen kontinuierlichen C- und N-Schwund.
- Für die Beurteilung der Stickstoff-Freisetzung bei Kompostdüngung ist eine **standortgemäße dynamische Betrachtungsweise** notwendig.
Für jeden Standort stellt sich abhängig von der Bewirtschaftungsintensität ein ihm eigener Humusgehalt und ein standorttypisches C/N-Verhältnis ein.
- **Komposte wirken überwiegend längerfristig**.
Die Bedachtnahme auf die langfristige Kompostwirkung ist bei der Evaluierung der N-Mineralisierungsphänomene notwendig.
Langfristig sind die N-Gesamtfrachten ausschlaggebend und stets in Zusammenhang mit den C-Frachten zu sehen.
- Bei kontinuierlichem Aufbau des C- und N-pools durch Kompostdüngung im Boden spielt das sich ändernde Verhältnis von C:N für die sich einstellende Mineralisierungsdynamik eine wesentliche Rolle. So stiegen in einer von experimentell ermittelten Daten abgeleiteten Modellrechnung die C- und N-Pools im Boden unterschiedlich rasch an (steilere C-Kurve), die beiden Kurven nähern sich aber letztlich aneinander an und es findet eine Einengung des C/N-Verhältnisses auf 11-12:1 statt. Für die Frage des C-Aufbaus ist daher die hierzu in Relation stehende N-Zufuhr und -Verfügbarkeit ein limitierender Faktor.
- Eine der N-Wirkung durch mineralische Düngung äquivalente, das **Gleichgewicht** zwischen **Input** durch Düngung und **Output** durch Pflanzenentzüge und Verluste gewährleistende Kompostwirkung stellt sich **in Zeiträumen von 40 - 80 Jahren** ein.
In einem anderen Modell wurde bei kontinuierlicher Kompost-Düngung auch nach Jahrzehnten noch kein Gleichgewichtszustand (Stickstoff-Mineralisierung = Stickstoff-Input) im Boden erreicht. Erst dann aber könnte der zugeführte Kompost-Stickstoff im gesamten Ausmaß angerechnet werden.
- **Langzeitversuche** werden als wichtiger Zugang betrachtet, die theoretischen Modelle der N- und C-Dynamik verifizieren zu können (unter Berücksichtigung von Standort, Klima und Qualität des Kompostes). Z.B. haben sich Versuche zur N-Effizienz von (Mist-)Komposten über einen Zeitraum von 7 Jahren in dieser Hinsicht als zu kurzfristig erwiesen. Durch die Zusammenschau bestehender mittelfristiger Versuche (7 - 20 Jahre) und kalibrierter Modellrechnungen sind jedoch Aussagen möglich.
- Für die Abschätzung der N-Mineralisierung ist der **Wasserhaushalt** des Bodens in Zusammenhang mit den standörtlichen Niederschlagsverhältnissen ein zentraler Faktor.

Ergebnispapier – Thesen und Fragen

- Prinzipiell ist zu beachten, daß man mit Kompost die gesamte **Fruchtfolge** düngt (Fruchtfolge-Stellung) und nicht eine bestimmte Kultur.
- In Hinblick auf Umweltgefährdungen durch Anreicherung von organischem Stickstoff im Boden sollte daher die **langjährige mittlere N-Bilanz** bei Kompostdüngung berücksichtigt werden (Fruchtfolge-Bilanzierung)
- Kulturartenspezifische Überlegungen zum Aufbringungsrythmus oder zur Ergänzungsdüngung müssen dennoch für eine optimierte Kompostwirtschaft angestellt werden.

2 ERGEBNISSE UND THESEN FÜR DIE UMSETZUNG

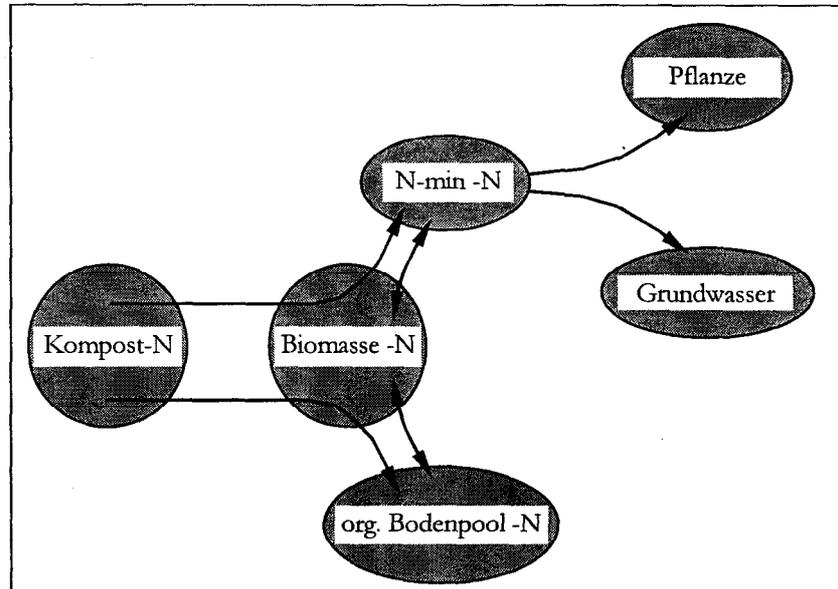
- Die unmittelbare **N-Wirkung** liegt im 1. Jahr in der Regel **unter 15 %** (5-15 %) der N_{gesamt} -Zufuhr durch Kompost.
- In Abhängigkeit vom Mineralisierungsgrad des Kompostes (C/N-Verhältnis) kann es auch zur N-Immobilisierung oder höheren unmittelbaren N-Ausnutzungen kommen.
- In einem Feldversuch wurde auch ein Wirkungsgrad von bis zu 50 % festgestellt. Voraussetzung hierfür war jedoch ein Standort mit hohen Bodenbonitäten und sehr günstige klimatische Voraussetzungen bei optimierter Fruchtfolgegestaltung und Bodenbewirtschaftung. In den **Folgejahren sinkt die N-Ausnutzung im Mittel auf 2 - 4 %** des im Boden verbliebenen Kompost-N.
- Hieraus ergibt sich die **Forderung, Kompostgaben und die mit ihnen einhergehenden N-Frachten auf einen längeren Zeitraum zu beziehen.**
- Auf Basis der kurz- und mittelfristig mobilisierbaren N-Fraktion sowie der wissenschaftlichen und Praxiserfahrungen zur pflanzenbaulichen Kompostwirkung und zum Nitrat-Auswaschungspotential ist es aus fachlicher Sicht **vertretbar, den Durchrechnungszeitraum mit 3 Jahren anzusetzen (3 x 175 kg Gesamt-Kompost-N in einer Gabe)** bei gleichzeitiger Beachtung der mobilisierbaren N-Fraktion (%N verfügbar).
Insbesondere für die Startdüngung zu Beginn einer kontinuierlichen Kompostwirtschaft hat sich diese Vorgangsweise als sinnvoll erwiesen.
- Bei Zusammenfassung von Jahresgaben in 3-Jahresfrachten ist eine **bessere N-Verwertung** (kurzfristige N-Wirkung) gegeben, v.a. wenn der Kompost möglichst wenig eingearbeitet wird.
- Es sollten **düngerspezifische Regelungen** nach Maßgabe der durch sie bewirkten Dynamik der Stickstoffmobilisierung und darüber hinaus **standortindividuelle Regelungen** ermöglicht werden.
- Die **Düngung zu Hackfrüchten** und Kulturen mit längerer Vegetationsperiode im 2 bis 3-jährigem Rhythmus hat sich in Hinblick auf die Ertragswirkung bewährt.
Kulturartenspezifische Betrachtung ist vor allem notwendig, um in der Jugendentwicklung der Kulturen den Ernährungszustand des Bestandes möglichst zu optimieren (evtl. mineralische Ergänzungsdüngung).
Die Ausarbeitung von **kulturspezifischen Empfehlungen** hierzu wäre wünschenswert.
- Frischkompost wird im Unterschied zu Reifkompost für den **Einsatz im gärtnerischen Substratbereich** nicht empfohlen, da die Gefahr der N-Immobilisierung besteht. In jedem Fall ist hier besonderes Augenmerk auf die Ansprüche bezüglich der Nährstoff- und Salzgehalte (Gesamt- und lösliche Gehalte) zu legen.

3 AUSWASCHUNGSPOTENTIAL

- Bei allen kompostierten Produkten besteht kurzfristig – unter Beachtung von Randbedingungen (z.B. C/N-Verhältnis) – ein relativ **geringes Risiko für die Auswaschung von Nitrat-N** im Vergleich zu Gülle und Klärschlamm. Als Parameter zur Unterscheidung zwischen **bodenverbessernden** Produkten und Produkten mit vorwiegend **düngender Wirkung** (und damit für das potentielle Auswaschungsrisiko) kann der Gehalt an mineralischem (löslichem) Stickstoff herangezogen werden:
 - Von organischen Materialien mit vorwiegend **bodenverbessernder Wirkung** und untergeordnetem Mineralisierungsverhalten kann man ab einem **mineralischen N-Gehalt von < 20% vom Gesamt-N** sprechen. Kompost, der diesem Kriterium entspricht und somit ein hohes **Humusreproduktionspotential** aufweist (z.B. 10 t organischer Kohlenstoff in Form von Kompost liefert 3-4 t Humus-Kohlenstoff), ist jederzeit ausbringbar.
 - Von organischen Materialien mit vorwiegend **düngender Wirkung** und erhöhter Mineralisierung kann man ab einem **mineralischen N-Gehalt von > 20% vom Gesamt-N** sprechen. Dies ist z.B. bei Gülle oder Klärschlamm der Fall.
- **Bei mineralischer Ergänzungsdüngung** ist in jedem Fall die Berücksichtigung des mineralischen N-Vorrates im Boden (**N-min - Methode**) Voraussetzung, um N-Verluste zu vermeiden.
- Die **N-min-Gehalte nach der Ernte steigen bei Kompostdüngung gegenüber ungedüngten Varianten nicht wesentlich an**.
- Eine Reihe von Versuchen hat gezeigt, daß in Hinblick auf die Auswaschungsgefährdung eine Differenzierung nach Reif- und Frischkompost in Abhängigkeit des Standortes berechtigt sein kann.
- Auf **leichten, sandigen Böden** kann die Ausbringung von **Reifkompost im Herbst** aufgrund des höheren Mineralisierungspotentials (engeres C/N-Verhältnis) zu **höheren N-Freisetzungen** führen als bei Frischkompost, auf tonreicheren Standorten fällt dies nicht ins Gewicht.
- Bei gleichzeitig **sandigen und grundwassernahen Böden** sollte entweder eine N-aufnahmestarke Fruchtfolge oder aber eine verringerte Kompostdüngung stattfinden (durchschnittl. 5 - 7,5 t TM/ha*a).
- Grundsätzlich beeinflussen die **Bodeneigenschaften** die Mineralisationsrate der Komposte im Anwendungsjahr nur wenig - eher jedoch die Umsatzrate des im Boden mittelfristig angereicherten Kompostes.
- Eine wichtige Voraussetzung, um die N-Dynamik nachvollziehen zu können, wäre eine **schlüssige Darstellung der N-Flüsse** unter den Bedingungen der Kompostanwendung für die verschiedenen Standortspektren in Österreich (siehe Abbildung). Hierbei müßten Bodeneigenschaften, Witterung und Nutzungsform berücksichtigt werden.

Die Bedingungen für die Veränderungen der N-pools (Kompost, Pflanzenrückstände, Biomasse, Bodenpool) sowie N-Flußveränderungen sollten als Grundlage für Anwendungsstrategien nachvollziehbar quantitativ dargelegt werden. Vor allem die Übergangsdynamik und die Transferkoeffizienten sind noch weitgehend ungeklärt.

Die bessere **Kenntnis des C- und N-Umsatzes** wäre der Schlüssel für eine gezielte Beeinflussung und Steuerung des Systems. Vor allem für die Frage der langfristigen "Grundwasserbefruchtung" ist die Kenntnis der Übergänge zwischen den N-pools von Bedeutung.



4 UNTERSUCHUNGSMETHODEN ZUR ABSCHÄTZUNG DER STICKSTOFFMINERALISIERUNG

- Gegenwärtig gibt es noch **keine dezidiert schlüssigen Methoden zur Abschätzung des kurz- mittel- und langfristigen N-Mineralisierungspotentials**, die als Stand der Technik angesprochen werden könnten. Einige analytische Verfahren wurden in den letzten Jahren erprobt. Sie wurden meist an der Ertragswirkung, mit Hilfe von Gefäßversuchen oder N-Mineralisierungsmessungen in Bebrütungsverfahren auf ihre Aussagekraft überprüft.
- Das Verhältnis **löslicher organischer C- und N-Fractionen** zeigte jedenfalls bessere Korrelationen mit der N-Freisetzung aus Komposten als das Gesamt-C/N-Verhältnis.
- Die **Kombination von mehreren Methoden** (N-Mineralisierung im Bebrütungsversuch, C/N-löslich, photometrische Methoden) hat sich besser bewährt hinsichtlich der Voraussage der N-Wirkung, als Einzelmethoden.
- **Indirekte Methoden** – z.B. Schädlings- oder Pilzbefall bei Getreide (Getreidehähnchen; Mehltau) als Indikator für die Nitratmenge im Boden – in Kombination mit fraktionierten Bodenanalysen können einen Aufschluß über die Mineralisierungsdynamik geben (Schädlings- und Pilzbefall ist bei ausgewogener Ernährung des Pflanzenbestandes am geringsten).
- Neue Methoden wie z.B. **N-heißwasserlöslich** oder **Nahe Infrarot-Spektroskopie/NIRS** wurden an einigen Instituten in den letzten Jahren intensiv weiterentwickelt und führten zu aussagekräftigen Ergebnissen. Einen weiteren interessanten Fortschritt brächte die Eichung dieser Methoden mit biometrischen und phänologischen Methoden. Deren **Weiterentwicklung und vor allem die Kalibrierung anhand langjähriger Feldversuche, die eine N-Bilanzierung zulassen**, ist für die Erarbeitung von an ökologischen Kriterien orientierten standort- und nutzungsangepaßten Kompostanwendungsstrategien notwendig.

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND HANDLUNGSBEDARF

- Eine **“gute fachliche Praxis”** der organischen Düngung, im speziellen der Kompostdüngung, **sollte in vertiefter Form mit Standort- und Nutzungsbezug erarbeitet werden.** Dies kann als Weiterführung und auf Grundlage der bestehenden Regelwerke und Richtlinien geschehen (ÖNORM S 2202, Bundes-Kompostverordnung, Düngemittelverordnung, Bodenschutzgesetz, Richtlinien des Fachbeirats für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz).

Auf Basis von wissenschaftlichen Grundlagen zum Mineralisierungsverhalten des organischen Stickstoffs aus Langzeit-Feldversuchen sowie aus Gefäßversuchen sollten entsprechende **Beratungsrichtlinien für eine standortangepaßte Kompostwirtschaft** entwickelt werden.

Ein derartiger **Leitfaden für den Praktiker** (Beratungsbroschüre) würde der konkreten Arbeit vor Ort dienen. Man muß sich dabei jedoch bewußt sein, daß die zugrundeliegenden komplexen Wechselwirkungen nur in vereinfachter Form dargestellt werden können.

- **Kulturartenspezifische Überlegungen zum Aufbringungsrythmus oder zur Ergänzungsdüngung** müssen für eine optimierte Kompostwirtschaft angestellt werden. Dies ist vor allem notwendig, um in der Jugendentwicklung der Kulturen den Ernährungszustand des Bestandes möglichst zu optimieren (evtl. mineralische Ergänzungsdüngung in der konventionellen Landwirtschaft).

- **Es sollten düngerspezifische Regelungen nach Maßgabe der durch sie bewirkten Dynamik der Stickstoffmobilisierung und darüber hinaus standortindividuelle Regelungen ermöglicht werden.**

- Bei kontinuierlichen Kompostgaben **mit mineralischer Ergänzungsdüngung** sollte in regelmäßigen Abständen (am besten jährlich im Frühjahr) vom Landwirt bzw. der Behörde der **N-min-Gehalt im Boden** (0 - 30 cm, besser 0 - 30 und 30 - 60 cm) kontrolliert werden, um die N-Ergänzungsdüngung angemessen reduziert gestalten zu können.

- Bei Kompostdüngung sollte die **langjährige mittlere N-Bilanz** in Hinblick auf Umweltgefährdungen durch Anreicherung von organischem Stickstoff im Boden berücksichtigt werden (**Fruchtfolge-Bilanzierung**).

- Daraus ergibt sich die **Forderung, Kompostgaben** und die mit ihnen einhergehenden N-Frachten **auf einen längeren Zeitraum zu beziehen.**

- Als zentrales Ergebnis wurde von den Experten die **Zusammenlegung** der maximalen bewilligungsfreien **Stickstoff-Jahresfrachten** nach **WRG-Novelle 1990** (175 bzw. 210 kg N/ha) von **bis zu drei Jahren** als für die Umwelt gefahrlos und in Hinblick auf eine Fruchtfolge-Düngung sinnvoll erkannt.

Insbesondere für die Startdüngung zu Beginn einer kontinuierlichen Kompostwirtschaft hat sich diese Vorgangsweise als sinnvoll erwiesen.

- Für eine zielgerichtete und effektive Beratung wären die landwirtschaftliche Praxis begleitende Untersuchungen mit **Kombinationen von verschiedenen N-Analysemethoden** sinnvoll. Unter Berücksichtigung der verschiedenen Komposttypen und Standortbedingungen (Bodenarten) können durch die Erfassung und Auswertung von Referenzdaten weitere Grundlagen für die Beratung geschaffen werden.
- Die **Entwicklung innovativer Methoden** (-kombinationen) zur Erfassung des kurz- und mittelfristigen Mineralisierungspotentials von organischen Bodenverbesserungsmitteln – hier im speziellen von Kompost – ist hierfür ein **vorrangiges Ziel.**

RUNDER TISCH KOMPOST - RTK

Wien, 29. - 30. September 1998

**Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost -
Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert**

III. Tagungsprogramm



Tagungsprogramm

RUNDER TISCH KOMPOST - RTK

29. - 30. September 1998

**Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost -
Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert**

UMWELTBUNDESAMT - Wien
 Spittelauer Lände 5, 1090 Wien
 Tagungs-Tel: 31304-3721, Fr. Brigitte Heinz
 Gebäude Ingen-Houszlg.3, Sitzungszimmer im Erdgeschoß

29. September	
11.30 - 11.45	- Begrüßung, Vorstellungsrunde
11.45 - 12.15	- Literaturstudie: Fragestellungen und Thesen; <i>F. Amlinger, B. Götz</i>
12.15 - 12.45	- Bewertung von N-Äquivalenten in der DGVE-Berechnung für den ökologischen Landbau; <i>I. Wieser</i>
12.45 - 13.15	- Grenzen der Düngebeschränkung; <i>E. Reischauer</i>
13.15 - 13.45	- Biokompost in der Landwirtschaft; <i>K. Buchgraber</i>
13.45 - 14.15	- Pause
14.15 - 14.45	- Die ¹⁵ N-Isotopenverdünnungsmethode zur Bestimmung der N-Verfügbarkeit organischer Reststoffe am Beispiel eines dreijährigen Klärschlammversuches; <i>M. Gerzabek</i>
14.45 - 15.15	- N-Freisetzung von Komposten im Vergleich zu anderen organischen und anorganischen Düngern und Bodenhilfsstoffen; <i>H. Insam</i>
15.15 - 18.30	- Exkursion Versuchsanlage Lobau, Feldversuche des L. Boltzmann-Institutes - Ansätze zur Bewertung der N-Dynamik bei Kompostanwendung; <i>W. Hartl, W. Schott, F. Feichtinger</i>
18.30 - 19.30	- Abendimbiß
19.30 - 20.00	- Berechnung der N-Effizienz von Mist, Mistkompost und Grünabfallkompost anhand von zwei Feldversuchen; <i>A. Berner</i>
20.00 - 20.30	- Stickstoffdynamik an einem Standort in Abhängigkeit von ökologischen Rahmenbedingungen; <i>G.-S. Husz</i>
20.30 - 21.00	- Zusammenfassung des Tages

Tagungsprogramm

30. September	
8.30 - 9.00	- Kompostdüngung und Nitratauswaschung - Kurz- und langfristige Auswirkungen kontinuierlicher Kompostdüngung in der Landwirtschaft auf verschiedenen Standorten; <i>H. Stöppler-Zimmer</i>
9.00 - 9.30	- Auswirkungen einer mehrjährigen Kompostdüngung auf Boden- und Pflanzeigenschaften; <i>K. Aichberger</i>
9.30 - 9.45	- Pause
9.45 - 10.15	- Kompostanwendung im Gartenbau; <i>A. Baumgarten</i>
10.15 - 10.45	- Grundlagenversuche zum Nährstoffumsatz von Biokomposten - Ableitung von umweltverträglichen Einsatzstrategien in Landwirtschaft und z.T. auch Gartenbau; <i>R. Gutser</i>
10.45 - 11.30	- Pause
11.30 - 13.30	- Zusammenfassung; Schlußdiskussion; Erstellung eines Ergebnis-papiers

RUNDER TISCH KOMPOST - RTK

Wien, 29. - 30. September 1998

Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost - Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert

IV. Langfassungen der Beiträge

Bewertung von N-Äquivalenten in der DGVE-Berechnung für den ökologischen Landbau; <i>Irmgard WIESER</i>	1
Grenzen der Düngebeschränkung Wäre eine Überschreitung der „210 kg-Grenze“ bewilligungsfähig?; <i>Ernst REISCHAUER</i>	3
Wirkung des Biokompostes in der Landwirtschaft; <i>Karl BUCHGRABER</i>	5
Die Isotopenverdünnungsmethode zur Bestimmung der N-Verfügbarkeit organischer Reststoffe am Beispiel eines dreijährigen Klärschlammversuches; <i>Martin H. GERZABEK</i>	12
N-Freisetzung von Komposten im Vergleich zu anderen organischen und anorganischen Düngern und Bodenhilfsstoffen; <i>Heribert INSAM</i>	13
Nutrient Losses to the Groundwater as Influenced by Organic Fertilization Compared to Mineral Fertilization - Experimental Outlines; <i>Franz FEICHTINGER & Wilfried HARTL</i>	18
Ergebnisse aus dem Untersuchungsprogramm zur Anwendung von Biotonnekomposten der Stadt Wien; <i>Wilfried HARTL und MitarbeiterInnen</i>	22
Berechnung der N-Effizienz von Mist, Mistkompost und Grünabfallkompost anhand von zwei Feldversuchen; <i>Alfred BERNER</i>	37
Stickstoffdynamik in Abhängigkeit von ökologischen Rahmenbedingungen insbesondere Huminhaushalt; <i>Georg-Stefan HUSZ</i>	39
Orientierende Feldversuche zur Anwendung von Biokomposten unterschiedlichen Rottegrades; <i>Ute PETERSEN & Holger STÖPPLER-ZIMMER</i>	58
Modellgestützte Abschätzung der Stickstoff- und Humusdynamik zur Optimierung von Bodenzustand und Nitratauswaschung bei langfristiger Kompostanwendung auf ackerbaulich genutzten Standorten; <i>H. STÖPPLER-ZIMMER, H. H. GERKE & M. ARNING</i>	71
Auswirkungen einer mehrjährigen Kompostdüngung auf Bodenkenndaten und Pflanzenertrag; <i>Karl AICHBERGER und Josef WIMMER</i>	86
Einsatz von Kompost aus der getrennten Sammlung im Gartenbau; <i>Andreas BAUMGARTEN</i>	88
Grundlagenversuche zum Nährstoffumsatz von Biokomposten - Ableitung von umweltverträglichen Einsatzstrategien in Landwirtschaft und Gartenbau; <i>Reinhold GUTSER</i>	91
Düngewirkung von Kompost aus biogenen Abfällen - Ergebnisse aus einem Gefäßversuch und einem Freilandversuch; <i>Erwin PFUNDTNER & Georg DERSCH</i>	105





Bewertung von N-Äquivalenten in der DGVE-Berechnung für den ökologischen Landbau

Irmgard WIESER

Austria Bio Garantie; Enzersfeld

Einleitung

Alle Agrarerzeugnisse, die beim Käufer den Eindruck erwecken, biologisch (=ökologisch) produziert worden zu sein, müssen in der Herstellung den für die biologische Produktion vorgesehenen gesetzlichen Richtlinien entsprechen.

Die Aufgabe der Kontrollstelle ist es, die richtliniengemäße Erzeugung zu überprüfen.

In Österreich gelten folgende Richtlinien für den Biolandbau. Die Verordnung (EWG) 2092/91 zur Regelung der pflanzlichen Erzeugung und Verarbeitung und der Österreichische Lebensmittelcodex Kapitel A8 zur Regelung der tierischen Erzeugung und Verarbeitung. Verbandsrichtlinien gewährleisten für Konsumenten zusätzliche strengere Standards (z.B. Ernte für das Leben).

Die Richtlinien

Verordnung (EWG) 2092/91:

Die Fruchtbarkeit und biologische Aktivität des Bodens muß in erster Linie durch Fruchtfolgegestaltung sowie durch Einarbeitung von kompostierten oder nicht kompostierten organischen Materialien, welche im Rahmen der biologischen Erzeugung gewonnen wurden, sichergestellt werden. Erst wenn diese Maßnahmen alleine die langfristige Sicherstellung der Bodenfruchtbarkeit nicht gewährleisten können, darf auf die im Anhang H der Verordnung aufgelisteten Düngemittel zurückgegriffen werden. Demnach sind unterschiedlich aufbereitete Wirtschaftsdünger aus Extensivtierhaltung, Pflanzenkomposte, kompostierte Haushaltsabfälle (unter Einhaltung von strengen Schwermetallobergrenzen), Produkte und Nebenprodukte tierischen Ursprungs u.a. mehr oder weniger langsam lösliche organische und anorganische Dünge- und Bodenverbesserungsmittel bei "von der Kontrollstelle anerkanntem Bedarf" erlaubt.

Österreichischer Lebensmittelcodex Kap. A8: Das entsprechende Kapitel des österreichischen Lebensmittelcodex legt fest, daß am landwirtschaftlichen Betrieb der Tierbestand der Nutzfläche angepaßt werden muß. Es dürfen nicht mehr als 2,0 DGVE pro Hektar landwirtschaftlicher Fläche gehalten werden.

Richtlinien des Verbandes "Ernte für das Leben": Beim Zukauf organischer Dünger muß die zugekaufte Menge so bemessen sein, daß die Gesamtdünge-Großvieheinheiten von 2,0 je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche einschließlich hofeigener Dünger nicht überschritten wird.

Problemstellungen in der Umsetzung

In der Umsetzung dieser Richtlinien ergeben sich unterschiedliche Fragen.

Was heißt anerkannter Bedarf? Bis zu welchem Ausmaß (DGVE/ha) aus wirtschaftseigenem Dünger aus der Tierhaltung kann noch von einem Bedarf ausgegangen werden? Wie sind Fruchtfolgemassnahmen wie Leguminosenanbau zu berücksichtigen?

Welche Stickstoffmenge entspricht einer DGVE aus Zukaufdünger in Österreich?

Wie sind unterschiedlich schnell bzw. langsam mineralisierende organische Düngerquellen bezogen auf das DGVE/ha-Limit zu bewerten? Kann beispielsweise alle 2 Jahre Grünschnittkompost im Ausmaß von 4 DGVE/ha (incl. hofeigenem Dünger) ausgebracht werden, ohne gegen die geltenden Richtlinien zu verstoßen? Wie sind im Vergleich dazu schneller lösliche Düngemittel (Tiermehle, Vinasse, - ..) zu bewerten?

Ist eine gesamtbetriebsbezogene DGVE-Berechnung pro Hektar vertretbar oder müssen schlagspezifische Berechnungen angestellt werden? Soll/kann es eine kulturspezifische Berechnung für stark stickstoffzehrende Kulturen geben? Kann eine Fruchtfolgerotation Basis für die Bemessung sein?

Um diese für die Weiterentwicklung des biologischen Landbaus wichtigen Fragen klären zu können, treten wir für an die Wissenschaft heran, Antworten zu finden.

Grenzen der Düngebeschränkung Wäre eine Überschreitung der „210 kg-Grenze“ bewilligungsfähig?

Ernst REISCHAUER

NÖ. Landes-Landwirtschaftskammer; Umweltreferat

Ausgangssituation

Gemäß Wasserrechtsgesetz¹ benötigt man für das Aufbringen von Düngemitteln auf landwirtschaftliche Nutzflächen, ausgenommen auf Gartenbauflächen, über 210 kg (bzw. 175 kg) Reinstickstoff je Hektar und Jahr eine wasserrechtliche Bewilligung. Im allgemeinen wird diese Bewilligungspflicht mehr oder weniger als eine Art absolute Grenze dargestellt oder zumindest hingenommen.

Obwohl von Kompostanwendern diese Grenze beklagt wird, ist kein Fall amtsbekannt², in dem jemand um eine wasserrechtliche Bewilligung für höhere Kompostgaben angesucht hätte. Dies verwundert, da höhere Kompostgaben aus folgendem Grund durchaus vertretbar wären.

Im Kompost liegt der Stickstoff - im Gegensatz zu leicht löslichen Stickstoffdüngern - zum Großteil in organisch gebundener Form vor. Komposte weisen grundsätzlich geringe Gehalte an Nitrat - und Ammoniumstickstoff auf. Man rechnet, daß im Anwendungsjahr nur 10 bis 15 % des gesamten Stickstoffes düngewirksam werden. In den folgenden Jahren kann man mit einer Stickstoff -Verfügbarkeit von mindestens 3 bis 5 % je Jahr rechnen³.

Bewilligungsfähigkeit

Bei einer telefonischen Umfrage im September 1998⁴ bei den für eine Bewilligung zuständigen Beamten (Wasserrecht, landwirtschaftliche u. wasserwirtschaftliche Amtssachverständige) waren sämtliche Befragten der Ansicht, daß Stickstoffgaben über der „210 kg-Grenze“ durchaus bewilligungsfähig wären.

In den Anwendungsrichtlinien für Kompost⁵ wird ausdrücklich darauf hingewiesen, daß der Landwirt „*trotz Ausschöpfung der nach dem Wasserrechtsgesetz bewilligungsfreien Stickstoffdüngemenge über eine Kompostgabe in der Regel ein für ein ausreichendes Pflanzenwachstum zu geringes verfügbares Stickstoffangebot im Boden zur Verfügung hat*“.

Wenn man nun davon ausgeht, daß im Anwendungsjahr nur 10 bis 15 % des Gesamtstickstoffes düngewirksam werden, müßte selbst der doppelte Grenzwert (420 kg Stickstoff) ohne weiters tolerierbar sein. Die für den Pflanzenbestand verfügbare Stickstoffmenge liegt dabei um die 50 kg pro Hektar. Die Frage, in welchen Zeitabständen Überschreitungen der 210 kg-Grenze bewilligungsfähig sind, blieb außer acht, weil diese nicht unwesentlich von den jeweiligen Standortfaktoren abhängen.

1 § 32 Abs. 2 lit. f

2 Amt der NÖ Landesregierung, Wasserrechtsabteilung, tel. Auskunft vom 16.9.1998; BMLF tel. Auskunft vom 21.9.1998

3 Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit u. Bodenschutz, Anwendungsrichtlinie für Kompost aus biogenen Abfällen in der Landwirtschaft, Endentwurf 11.8.1998

4 10 Interviewpartner (davon 5 Landesbeamte, 2 Bundesbeamte und 3 LWK-Berater)

5 siehe Fußnote 4

Bewilligungsdaten - Bewilligungsauflagen

Wegen der selbst bei hohen Kompostdüngegaben bescheidenen potentiellen Auswaschungsgefahr könnte man die Ansicht vertreten, daß - abgesehen von dem erwähnten Wiederholungsintervall - keine zusätzlichen Düngungsauflagen notwendig erscheinen.

Juristen und Amtssachverständige, die solche Bewilligungsanträge zu bearbeiten hätten, vertraten in Vorgesprächen eine andere Meinung. Man muß bei Antragsstellung davon ausgehen, daß das „Bewirtschaftungsmanagement“ eines Betriebes genau unter die Lupe genommen wird und Düngungsauflagen erteilt werden.

Ohne weiteren Kommentar werden im folgenden die von den Sachverständigen für notwendig erachteten Daten und Auflagen aufgelistet, wobei der Großteil der „Wunschliste“ von der wasserwirtschaftlichen Seite genannt wurde.

Daten:	Auflagen:
Bodendaten (Bodenkarte)	Höchstgaben
Stickstoffbilanz (Betrieb/Schlag)	Stickstoffuntersuchungen (N _{min})
Stickstoffnachlieferungspotential	Fruchtfolgeeinschränkung ?
Fruchtfolgegestaltung	

Es ist zu erwarten, daß auch andere mengenbegrenzende Faktoren wie beispielsweise die aufgebrauchte Phosphorfracht in Verbindung mit dem Phosphorversorgungsgrad des Bodens bei der Beurteilung durch den Sachverständigen Berücksichtigung finden.

Grenzen der Düngebeschränkung

Jeder, der die Stickstoff-Bewilligungsgrenze des Wasserrechtsgesetzes kennt, hat sich die Frage nach der Sinnhaftigkeit dieser Bestimmung gestellt. Ist doch der Stickstoffbedarf einer Kultur von zu vielen Faktoren abhängig, als daß man die Art und Weise der Düngung durch eine vernünftig anwendbare rechtliche Norm regeln könnte. Raschauer¹ schreibt in seinem Kommentar zum Wasserrechtsgesetz, daß ihm diese Bestimmung „schlechthin unvollziehbar“ erscheint. Holzer² weist ebenfalls auf die Grenzen der rechtlichen Normierbarkeit landwirtschaftlicher Betriebs- und Bewirtschaftungsvorgänge hin. Seiner Ansicht nach handelt es sich hier vorrangig um die Aufgabe der Aufklärung und Beratung auf der Grundlage fachlicher Empfehlungen, wie sie beispielsweise in Form von Richtlinien für die sachgerechte Düngung vorliegen.

Zusammenfassung

Eine Überschreitung der „210 kg-Grenze“ bei der Kompostdüngung wird als bewilligungsfähig eingestuft.

Je nachdem, wer solche Anträge beurteilt, muß man mit mehr oder weniger umfangreichen Auflagen rechnen.

Sollte es neben der Stickstofffracht andere begrenzende Faktoren geben, so werden auch diese bei der Antragsprüfung Berücksichtigung finden.

1 Raschauer, Kommentar zum Wasserrechtsgesetz (Wien: Springer, 1993)

2 HOLZER/REISCHAUER, Agrarumweltrecht (Wien: Springer, 1991)

Wirkung des Biokompostes in der Landwirtschaft

Karl BUCHGRABER

Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft; Gumpenstein

Einleitung

Der Einsatz von organischen Düngern aus der Landwirtschaft, ob Stallmist, Jauche oder Gülle, hat eine große praktische und wissenschaftliche Tradition, und viele Kulturarten bzw. Fruchtfolgen bezogen über Jahrzehnte ihre Nährstoffe daraus. Der Humusaufbau und die Versorgung des Bodenlebens wurde auch zu einem guten Teil aus dieser meist kreislaufbezogenen "Quelle" betrieben. In den letzten 20 Jahren hat die technisch unterstützte Kompostwirtschaft an Bedeutung gewonnen. Einhergehend mit der getrennten Sammlung wie auch durch die gezielte Kompostierung von biogenen Abfällen stehen Biokomposte auch für die Landwirtschaft zur Verfügung, die es gilt, optimal in den Fruchtfolgen für die einzelnen Kulturen einzusetzen. Um bei der Kompostanwendung auch eine gute fachliche Praxis verstärkt zu entwickeln, wurden von der Firma Saubermacher Dienstleistungs-AG, der Firma Urtl und dem Land Steiermark exakte Feldversuche in der Steiermark gestartet. Dabei wird der Einfluß des Biokompostes auf den Boden (Schwermetallfrachten, Humusstabilität etc.), die Kulturarten (Ertrag, Standfestigkeit, Gesundheit etc.), die Futtermittel (Getreide, Körnermais, Silomais, Grünlandfutter, Zwischenfrucht) und Nahrungsmittel (Gemüse, Kernöl, Rapsöl, Backqualität von Weizen, Mälzeigenschaften von Sommergerste, Speisequalität der Erdäpfel) in einem fünfjährigen Fruchtfolgeprogramm auf sechs unterschiedlichen Standorten geprüft.

Methodischer Ansatz

Das Düngesystem "Kompost" wird in diesem Forschungsprojekt an vier unterschiedlichen Fruchtfolgen, an einer Silomais-Monokultur und am Dauergrünland untersucht. Die Düngung auf den Exaktversuchen erfolgt mit Biokompost, Stallmistkompost und einer mineralischen Vergleichsvariante. In jedem Versuch läuft auch eine ungedüngte Variante mit. Laut ÖNORM 2200 befand sich der Biokompost hinsichtlich Schwermetallen, Nitrat- und Ammoniumstickstoff in der Klasse I. Bei Körner- und Silomais, Winterraps sowie bei Kraut wurde neben den Komposten auch eine Stickstoffstartdüngung verabreicht.

Die verwendeten Versuchsstandorte weisen einen ausgeglichenen Wassergehalt auf, d.h. die etwas schwereren Braunerden erhalten über eine gute Niederschlagsverteilung ausreichend Wasser. Die Böden wurden auch bisher schon in den viehhaltenden Betrieben mit ausreichend Stallmist und Gülle versorgt und sind von der Bodenstruktur her, vom Bodenleben und im Humus- und Nährstoffzustand im sehr guten Bereich einzustufen (vergleiche Tabelle 1).

Tabelle 1: Durchschnittliche Klima- und Bodendaten (0 - 20 cm) der Versuchsstandorte

	Feldbach	Lannach I u. II		Bärnbach	St. Michael ob Leoben	Wald/Schoberpaß
Ø Niederschlag in mm	814	875		938	668	1198
Ø Jahrestemperatur in °C	9,1	9,0		8,2	7,5	5,8
pH-Wert	5,3	5,6	5,8	6,7	6,4	5,7
P ₂₀₅ mg/100 g FB	7	12	19	23	6	31
K ₂₀ mg/100 g FB	12	14	29	24	14	11
Humusgehalt in %	2,5	3,1	3,1	3,3	2,1	6,3

Die Düngung in den Versuchen war auf die einzelne Kulturart und auf die Fruchtfolge abgestimmt. Vor dem Anbau wurden die Komposte oberflächlich seicht eingegrubbert. Die Unkrautbekämpfung erfolgte, wenn möglich, mechanisch mit Striegel oder Hacke.

Die gesamte Fruchtfolgeplanung, die Bodenvorbereitung, Düngung und der Pflanzenschutz wurde in allen Feldversuchen je nach Witterung bestens abgewickelt und wurde nach guter fachlicher Praxis gehandhabt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Wirkung des Biokompostes auf die Kulturpflanzen, auf den Boden und das Bodenleben kann aus unterschiedlicher Sicht beurteilt werden. Für den Landwirt ist es entscheidend, inwieweit sein Dünagesystem langfristig und damit nachhaltig auf den Boden wirkt und die Kulturarten fördert. Auf den Versuchsfeldern, die von viehhaltenden Landwirten bisher bewirtschaftet wurden, ersetzen in den einzelnen Versuchsvarianten der "Biokompost", der "Stallmistkompost" und die ausschließliche mineralische NPK-Variante das bisherige Dünagesystem "Wirtschaftsdünger (Stallmist/Gülle) + mineralische Ergänzungsdüngung". Die Flächen wurden also auch vor der Versuchsperiode gut bewirtschaftet und auf die Bodenfruchtbarkeit wurde besonderes Augenmerk gelegt.

Wirkung auf die Ertragshöhe

Der Ertrag hängt jeweils vom Standort und von der Bewirtschaftung ab. Jeder Landwirt kennt das natürliche Leistungspotential seines Standortes und setzt danach die Maßnahmen seiner Bewirtschaftung. Die Witterung und die Bestandesführung sind in der Einschätzung der Ertragshöhe gewisse Unbekannte. Setzt der Landwirt Biokompost bei seinen Kulturen ein, so will er nicht von vornherein grundsätzlich auf Erträge verzichten.

Beim Einsatz von gezielten Biokompostgaben zu den Kulturarten wurden in den exakten Feldversuchen die absoluten Erträge sowie die Qualität der Produkte gehalten und die Schadstoffe in den Pflanzen blieben zu den Vergleichsvarianten unverändert.

Der Ertrag an Körnermais lag bei Biokompost + 54kg/ha N-Startdüngung im Durchschnitt von drei Jahresernten auf zwei Standorten bei 11.349 kg/ha Trockenmais. Etwa die gleichen Körnerträge lieferten Stallmistkompost + 54kg/ha N-Startdüngung, die Variante NPK zeigte um rund 400 kg/ha höhere Körnerträge als die Biokompostvariante. Bei Silomais lagen die Ganzpflanzenerträge bei Biokompost bzw. Stallmistkompost + 54kg/ha N-Startdüngung bei

über 17 t TM/ha, die NPK-Variante blieb um 4 bis 5 % davon zurück. Die Winterweizenerträge lagen bei ausschließlicher Düngung mit Biokompost bei 5.200 kg/ha und die Sommergerstenerträge bei 4.500 kg/ha.

Ebenso interessant waren die guten Kernerträge und besonders die Ölausbeute bei Kürbis aus der Biokompostdüngung. Das Gemüse zeigte je nach Art einen unterschiedlichen Anspruch an die Düngung, vielfach reicht eine alleinige Kompostdüngung aus, jedoch gewisse Arten wie Kraut, Winterrettich etc. benötigen eine N-Zusatzdüngung.

Bei Böden mit einer hohen Bodenfruchtbarkeit und einer guten Niederschlagsverteilung sowie einer bisherigen Düngung mit Wirtschaftsdünger kann der Biokompost bei fallweiser N-Startdüngung (Mais, Raps, Kraut etc.) unter Einhaltung der WRG-Novelle 1990 die absoluten Erträge halten.

Stickstoffbilanzierung über Fruchtfolgen

In der 4. Auflage der sachgerechten Düngung (Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz) sowie in der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 werden die Richtwerte bzw. Grenzwerte für eine ordnungsgemäße N-Düngung zu den Kulturen angegeben. Bei den Exaktversuchen wurden bisher vierjährige Fruchtfolgen durchlaufen, wobei jede Kultur eine angepaßte Düngung erhielt. Das Düngesystem "Kompost" war auch nach dem Modell aufgebaut, daß in den ersten Jahren etwas mehr davon gedüngt wurde, um später in der Kompostmenge zurückzugehen. Zum anderen wurden Kulturen, die in der Jugendentwicklung einen höheren N-Bedarf haben, mit einer N-Startdüngung versehen, um das C/N-Verhältnis kurzfristig einzuengen. Als Beispiele für die Fruchtfolgedüngung werden die Standorte Lannach und Feldbach angeführt (Tabelle 2 und 3).

Tabelle 2: Fruchtfolgebilanzierung in bezug auf Stickstoff in kg/ha über vier Hauptnutzungsjahre (1994 bis 1997) am Standort Lannach

	1994		1995		1996		1997		Stickstoff in kg/ha		Bilanzierung in kg/ha	Wasserrechtsgesetznovelle 1990
	Kürbis		Körnermais		Winterweizen		Körnermais		Ø Zufuhr/Jahr	Ø Entzug/Jahr		
Bio-Kompost	219 (25)	83,8	222 (54)	170,3 St. 303,5	292 (27)	101,2 St. 17,3	170 (54)	140,9 St. 268,9	226 (40)	124,0 St. 147,0	+102 St. - 45	- 30 kg über dem N-Grenzwert
Stallmist-Kompost	92 (25)	75,5	449 (54)	165,6 St. 316,9	270 (27)	102,9 St. 18,9	148 (54)	151,6 St. 279,7	240 (40)	124,0 St. 154,0	+116 St. - 38	- 45 kg über dem N-Grenzwert
NPK	41	85,4	175	159,0 St. 295,4	90	104,3 St. 24,0	172	151,3 St. 283,4	120 (120)	125,0 St. 151,0	-5 St. - 56	- 70 kg unter dem N-Grenzwert

() mineralische N-Startdüngung; St. = Stroh

Tabelle 3: Fruchtfolgebilanzierung in bezug auf Stickstoff in kg/ha über vier Hauptnutzungsjahre (1994 bis 1997) am Standort Feldbach

	1994		1995		1996		1997		Stickstoff in kg/ha		Bilanzierung in kg/ha	Wasserrechtsgesetznovelle 1990
	Körnermais		Kürbis		Sommergerste		Kürbis		Ø Zufuhr/Jahr	Ø Entzug/Jahr		
Bio-Kompost	441 (54)	162,5 St. 234,3	142 (30)	53,1	132	136,8 St. 13,9	146 (30)	27,0	215 (30)	95 St. 62	+120 St. + 58	- 40 kg über dem N-Grenzwert
Stallmist-Kompost	255 (54)	155,5 St. 242,5	326 (30)	62,8	182	131,5 St. 19,7	124 (30)	21,7	222 (30)	93 St. 66	+129 St. + 63	- 50 kg über dem N-Grenzwert
NPK	175	175,2 St. 271,3	54	55,8	75	135,2 St. 19,6	54	23,1	90 (90)	97 St. 73	-7 St. -80	- 10 kg unter dem N-Grenzwert

() mineralische N-Startdüngung; St. = Stroh

Auf beiden Standorten wurde jährlich mit den Komposten um rund 30 bis 40 kg N/ha über die Vorschriften in der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 gedüngt. Die N-Entzüge - wird das Stroh mitbilanziert - waren in Lannach insgesamt höher als die N-Zufuhren, in Feldbach lagen sie um 50 bis 60 kg N/ha höher als die N-Zufuhr.

Stickstoffverfügbarkeit

Mit einer gezielten Kompostdüngung können die Kulturarten ausreichend mit Mengen- und Spurenelementen versorgt werden. Es besteht sogar die Gefahr, daß über die Jahre etwas zuviel an Phosphor angeliefert werden könnte.

Die Stickstoffversorgung der Fruchtfolgen in den Exaktversuchen erfolgte mit Biokompost bzw. Stallmistkompost sowie einer fallweisen N-Ergänzungsdüngung in der Weise, daß auf den einzelnen Standorten der organische Stickstoffanteil bei rund 80 % und der leichtlösliche N-Anteil bei rund 20 % lag. Nur auf dem Grünlandstandort Wald am Schoberpaß, auf dem nur Biokompost und Stallmistkompost zur Anwendung kamen, lag der leichtlösliche N-Anteil bei 5 bis 7 % (vergleiche Tabelle 4).

Tabelle 4: Anteil N_{org} und N_{min} in den Fruchtfolgen in Feldbach, Lannach I + II, St. Michael ob Leoben und Wald/Schoberpaß in den Jahren 1994 bis 1997

	Biokompost		Stallmistkompost	
	N_{org} in %	NH_4-N+NO_3 in %	N_{org} in %	NH_4-N+NO_3 in %
Feldbach	82,3	17,7	80,7	19,3
Lannach I	82,8	17,1	87,5	12,5
Lannach II	78,8	21,2	76,6	23,4
St. Michael ob Leoben	74,3	25,7	72,3	27,7
Wald am Schoberpaß	95,5	4,5	93,0	7,0
Ø aller Standorte	82,7	17,3	82,0	18,0

N-Wirksamkeit bei den Kulturen

Die Gesamtwirksamkeit des Biokompostes und des Stallmistkompostes im Vergleich zu einer der Kultur angepaßten NPK-Düngung lag bei diesen Exaktversuchen unter optimalen Verhältnissen relativ hoch. Diese gute Gesamtwirkung resultiert aus der Nachwirkung des Düngesystems vor der Versuchsperiode und der direkten Wirkung bzw. Nachwirkung des Düngesystems "Biokompost".

Beim Körnermais wurde der Biokompost mit 54 kg N/ha mineralisch ergänzt und hier konnte eine N-Wirksamkeit von 56 % erreicht werden. Bei Stallmistkompost mit 54 kg N/ha Startdüngung konnte hier nur eine N-Wirkung von 51 % erreicht werden. Würde keine N-Startdüngung zu Körnermais gegeben, so würde der organisch gebundene Stickstoff beim Biokompost 44 % und beim Stallmistkompost 37 % N-Wirksamkeit gegenüber einer reinen NPK-Variante bringen.

Bei Sommergerste wurden anfänglich 15 t/ha Biokompost zum Anbau ausgebracht, in den letzten Jahren gingen wir auf 10 t/ha Biokompost (= rund 7 t/ha TM Biokompost) zurück. Mit dieser Düngung konnte die Sommergerste sehr gesund und standfest gehalten werden, während sie aber bei der mineralischen Gabe von 75 kg N/ha meist frühzeitig lagerte. Diese Lagerung war es auch, die einen Minderertrag bewirkte. Bei den Kompostvarianten wurde ein vergleichbarer hoher Kornertrag erzielt. Die N-Wirksamkeit fiel dadurch auch - relativ gesehen - hoch aus.

Der Kürbis braucht nicht soviel Stickstoff und der kann über die Komposte gut abgedeckt werden. Interessant ist, daß der Biokompost deutlich besser abschneidet als der Stallmistkompost. Außerdem war bei allen Versuchen die Ölausbeute aus den Biokompostvarianten gegenüber den Vergleichsvarianten erhöht. Die N-Wirksamkeit lag allerdings bei Biokompost ohne mineralische N-Ergänzungsdüngung nur bei 14 %, bei Stallmistkompost sogar nur bei 7 % (vergleiche Tabelle 5).

Tabelle 5: N-Wirksamkeit in % bei den Kulturarten Körnermais, Sommergerste und Kürbis im Durchschnitt von drei Jahren und drei Standorten

	Körnermais	Sommergerste	Kürbis
Mineralischer N	100	100	100
Biokompost GesN	56	83	40
Norg	44	82	14
Stallmistkompost GesN	51	49	26
Norg	37	44	7

Aus dieser kleinen Auswahl an Kulturen sieht man schon, wie unterschiedlich die Kulturen in den optimierten Fruchtfolgen auf den Kompost reagieren. Dieses Wissen um die N-Wirksamkeit aus den Komposten auf die jeweilige Kultur läßt erst einen individuellen Einsatz zu.

Die N-Wirksamkeit aus Biokompost und Stallmistkompost ist bei den Kulturen stark unterschiedlich und hängt von der Wachstumskurve der Pflanzen und der Verfügbarkeit des Stickstoffes ab. Kulturen, die eine raschere Jugendentwicklung im Frühjahr haben (Mais, Raps etc.) oder ihre Bestockungsphase in der kühleren Jahreszeit haben (Winterweizen, Wintergerste etc.) benötigen eine N-Startdüngung mit Mineraldüngern oder Jauche bzw. Gülle.

Das Düngesystem "Kompost" erfordert eine komplexere Kenntnis bei der Anwendung. Erst nach einer gewissen kontinuierlichen Anwendung unter Einbindung geeigneter Fruchtfolgeglieder kann dieses System "Kompost" über einen gesunden Boden Nährstoffe für die Pflanzen zur Verfügung stellen. Aus den Versuchen geht deutlich hervor, daß mit Biokompost gute Erträge erzielbar sind und daß mit diesem Düngungssystem "Biokompost + eventueller N-Ergänzungsdüngung" auch eine ausreichende N-Versorgung stattfindet.

Biokompost für die Praxis

Aus den bisherigen Erkenntnissen und Erfahrungen aus der Praxis kann für einige Kultur- und Gemüsearten im Freiland eine Düngeempfehlung abgegeben werden (vergleiche Tabelle 6).

Tabelle 6: Düngungssystem "Biokompost" für die Praxis

Körner- und Silomais	15 t FM/ha Biokompost + 54 kg N/ha Startdüngung zum Anbau
Winterweizen	10 bis 15 t FM/ha Biokompost im Herbst + 27 kg N/ha Startdüngung im Frühjahr
Sommergerste	10 bis 15 t FM/ha Biokompost zum Anbau
Kürbis	15 t FM/ha Biokompost zum Anbau
Salat und Zwiebel	10 t FM/ha Biokompost + 27 kg N/ha Startdüngung zum Anbau
Kraut	10 t FM/ha Biokompost + 54 kg N/ha Startdüngung zum Anbau

Mit dieser Düngung sollte es möglich sein, daß die angelieferten Nährstoffe von den Kulturarten in den Fruchtfolgen optimal genutzt und dabei auch die gesetzlichen Regelungen eingehalten werden können.

Zusammenfassung

Die Akzeptanz, Abnahme und der Einsatz von Komposten aus Pflanzen und Bioabfällen in der Landwirtschaft kann langfristig nur gesichert werden, wenn diese Produkte von gleichbleibender Qualität sind und einigermaßen ausgewogene Nährstoffgehalte und niedrige Schadstoffgehalte aufweisen.

Bei qualitativ hochwertigen und ausgereiften Komposten ist der Anteil an Dauerhumusformen entscheidend für die Sorptionseigenschaften, gleichzeitig ist durch den hohen Anteil an organisch gebundenem Stickstoff die Freisetzungsrates für die Kulturen vom Bodenzustand und von den Klimaverhältnissen abhängig.

Der Mineralisationsverlauf hängt von den Temperatur-, Wasser- und Luftverhältnissen sowie vom C/N-Verhältnis im Boden ab. Das Bodenleben und die Bodenaktivität sind maßgebend für die Umsetzung der Nährstoffe. Der Nährstoffbedarf hängt vom jeweiligen Vegetationsverlauf der einzelnen Kulturarten ab. So braucht der Mais, der Winterraps oder das Wintergetreide bereits zeitig im Frühjahr Stickstoff für die Jugendentwicklung oder für die Bestockungsphase. In kühleren, trockenen, nassen aber auch in verdichteten Böden können für diese anspruchsvollen Kulturarten über die Mineralisation keine ausreichenden Nährstoffmengen bereitgestellt werden.

Bei den Kulturarten wie Kürbis, Sommergetreide, Gemüse, Kartoffel und extensives Grünland stimmt der Mineralisationsverlauf im Boden mit dem Nährstoffbedarf der Pflanzen etwa zusammen.

In diesem mehrjährigen Forschungsprojekt soll die Wirksamkeit der Nährstoffe im Düngesystem "Kompost" mit den konventionellen Düngungssystemen auf mehreren Standorten mit differenzierten Fruchtfolgen erarbeitet werden. Kurzfristige Topf- oder Feldversuche können den nachhaltigen Einfluß der Kompostdüngung nicht erklären, da bei diesen Versuchen nur ein

kleiner Teil vom Ganzen zur Wirkung kommt und die positiven Eigenschaften der Kompostdünger über den Boden zu wenig zum Tragen kommen.

Ist das Düngesystem "Kompost" mit einer geeigneten Fruchtfolge am Standort über mehrere Jahre eingeführt, so bringt der Mais (Körner- und Silomais) bei ausreichendem Niederschlag und entsprechender Temperatur mit einer Düngung von 15 t FM/ha Biokompost + 54 kg N/ha Startdüngung gute Erträge bei besten Qualitäten.

Für die Nährstoffversorgung von Winterweizen würde sich der Schluß ziehen lassen, daß vor dem Anbau im Herbst mit 10 bis 15 t FM/ha Biokompost gedüngt werden sollte und im Frühjahr sollte mit einer leicht löslichen N-Gabe von 27 kg/ha die Bestockungsphase unterstützt werden. Bei Sommergerste reicht die Düngung mit 10 bis 15 t FM/ha Biokompost.

Mit 10 t FM/ha Biokompost und einer N-Startdüngung von 27 kg N/ha können die Gemüsekulturen "Salat" und "Zwiebel" und mit einer verstärkten N-Startdüngung von 54 kg N/ha auch Kraut zu guten Erträgen und besten Qualitäten kultiviert werden. Ähnliches gilt auch für Stallmistkompost.

Die alleinige Nährstoffversorgung des "intensiven" Grünlandes mit Biokompost ist nicht zielführend, da die N-Wirksamkeit zu gering bleibt. Eine Kombination von Biokompost mit Jauche oder Gülle könnte eine Lösung in viehhaltenden Betrieben bringen. Auf extensivem Grünland reicht eine alleinige Düngung mit etwa 10 bis 15 t FM/ha Biokompost pro Jahr.

Mit dem Versuchsjahr 1998 durchlaufen die Kulturen in den Exaktversuchen eine fünfjährige Fruchtfolge und können somit über diesen Zeitraum ausgewertet werden.

Die Isotopenverdünnungsmethode zur Bestimmung der N-Verfügbarkeit organischer Reststoffe am Beispiel eines dreijährigen Klärschlammversuches

Martin H. GERZABEK

Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, Abteilung Umweltforschung

Die Isotopenverdünnungsmethode wurde in der Vergangenheit insbesondere zur Bestimmung der Stickstofffixierung durch Leguminosen verwendet. Darüber hinaus kann die ^{15}N -Verdünnungsmethode auch zur Quantifizierung von pflanzenverfügbaren Stickstofffraktionen in organischen Düngemitteln herangezogen werden. Das Prinzip dabei ist, daß der Bodenstickstoffpool mit ^{15}N markiert wird und die Annahme gilt, daß der Stickstofffluß in einen anderen Pool (Pflanze) nur die Poolgröße, aber nicht die Isotopenzusammensetzung verändert. Der empfangende Pool verändert sich sowohl in seiner Größe als auch in seiner isotopischen Zusammensetzung. Bei Prozessen, die mehr als einen Quellpool (z.B. Boden und organischer Dünger) betreffen, muß zusätzlich ein einfaches theoretisches Modell, wie zum Beispiel die Differenzmethode herangezogen werden.

Als Beispiel werden die Ergebnisse eines dreijährigen Gefäßversuches im Freiland zur Frage der Auswirkung von Klärschlamm (sterilisiert und unbestrahlt) auf die Biomasseproduktion von Raps und die Stickstoffverfügbarkeit präsentiert.

Das Wachstum von Raps wurde im ersten und dritten Versuchsjahr positiv von den Klärschlammgaben (7,5 t/ha) beeinflusst. Die mittlere Ausnützung des Klärschlammstickstoffs sank von 7,4 % (1. Jahr), 1,8 % (2. Jahr) auf 1,1 % (3. Jahr), was einer Gesamtnutzung des Stickstoffs von 10,3 % entspricht. Klärschlammbestrahlung zeigte keinen signifikanten Einfluß auf die untersuchten Parameter.

Weiters wird anhand eines Langzeitversuches in Ultuna/Schweden (41 Jahre) der Einsatz der natürlichen Isotopenunterschiede als Methode zur Bestimmung von N-Akkumulation im Boden aus organischen Düngern im Vergleich zur Differenzmethode diskutiert. Es zeigt sich, daß die Ergebnisse der Differenzmethode zum Teil stark von jenen der Isotopenmethode abweichen. Im Falle des Torfes zeigt sich etwa, daß praktisch die gesamte über Torf eingebrachte Stickstoffmenge noch im Oberboden vorhanden ist und somit höhere Verluste aus anderen N-Pools eine niedrigere Halbwertszeit des Torf-N vortäuschen. Bei Grünschnitt ergibt sich eine gegensätzliche Tendenz. Plots, die seit Jahrzehnten mit Grünschnitt gedüngt werden, besitzen offensichtlich eine geringere Mineralisierungsrate des Boden-N als die Referenzfläche. Dies führt zu niedrigeren Halbwertszeiten für Stickstoff verglichen mit der Differenzmethode. Fazit ist, daß wir nicht davon ausgehen können, daß Ergebnisse zur Bestimmung der N-Verfügbarkeit aus organischen Materialien, gewonnen mit der traditionellen Differenzmethode, die tatsächliche N-Dynamik korrekt beschreiben. Entsprechende zusätzliche Versuche mit Komposten verschiedener Charakteristik unter Verwendung von Isotopenmethoden wären daher zur Lösung der Problemstellung wünschenswert.

N-Freisetzung von Komposten im Vergleich zu anderen organischen und anorganischen Düngern und Bodenhilfsstoffen

Heribert INSAM

Universität Innsbruck, Institut für Mikrobiologie

Einleitung

Nährstoffzufuhr ist notwendig zur Erhaltung landwirtschaftlicher Produktivität, fallweise auch zur Verbesserung der forstlichen Ertragsstruktur. In erosionsgefährdeten Gebieten (intensive Landwirtschaft, forstliche Extremlagen, Rekultivierungsflächen) ist es außerdem nötig, Maßnahmen zur Strukturhaltung oder gar zum Aufbau von Böden zu treffen. Andererseits besteht das Problem, daß verschiedene organische Reststoffe aus der Landwirtschaft, Industrie und aus Haushalten entsorgt werden müssen.

Eine ökologische Kreislaufwirtschaft unter sachgerechter Nutzung organischer Reststoffe für Bodenverbesserungs- oder Düngungszwecke würde somit zwei Probleme lösen. In Österreich sind durch verschiedene gesetzliche Bestimmungen, vor allem, was die getrennte Erfassung von organischen Abfällen oder die Abwasserreinigung betrifft, ideale Voraussetzungen gegeben, wieder zu einer Kreislaufwirtschaft (zumindest, was organische Abfälle betrifft) zurückzukehren. Vielerlei Bedenken, darunter Schwermetallgehalte, Hygiene, Gehalte an organischen Schadstoffen, ästhetische Bedenken, Stickstoff- (v.a. Nitrat-)auswaschungen und Transportprobleme stehen dem jedoch entgegen.

Um Kreislaufwirtschaft für biogene Reststoffe salonfähig zu machen (auch in derzeitigen **Tabugebieten**) bedarf es einer Reihe von Maßnahmen, um die Qualität der Materialien, die der Natur zurückgegeben werden, zu optimieren. Dazu gibt es eine Reihe von Möglichkeiten, darunter auch verschiedene Formen der Kompostierung. Durch Kompostierung können organische Reststoffe, die in ihrer nativen Form nicht verwendet werden, in ihrer chemisch - physikalisch - biologischen Beschaffenheit so verändert werden, daß die Wirkung besser, bzw. die Anwendungsrisiken geringer sind. Eines dieser Risiken, dessen wir uns immer stärker bewußt werden, ist die Nitratbelastung von Grundwasser. Eine Ausbringung von Stickstoff oder stickstoffhaltiger Substrate sollte aus Gründen des Grundwasserschutzes mit aller gebotener Vorsicht erfolgen. Anwendungsorientierte Versuche mit Düngern oder Bodenverbesserern aus Recyclingprodukten sind eine der wesentlichen Voraussetzungen, um sicherzugehen, daß unnötige Risiken vermieden werden.

In zwei größeren Versuchsreihen haben wir die N-Auswaschung bei Anwendung verschiedener Komposte sowie organischer und mineralischer Düngemittel auf Forst- und Rekultivierungsflächen im Hochgebirge untersucht. Dabei wurde auf den Vergleich mit Düngemitteln, deren Verhalten gut bekannt ist, besonderer Wert gelegt. Ziel dieses screening-Versuches war es, risikoarme Varianten für später geplante Freilandversuche auszuwählen.

Material und Methoden

Die Versuche erfolgten im Simulationsexperiment mit Stechzylinder-Mikrokosmen (11 cm Ø, 40 cm Länge, s. Abb.1) (Insam und Palojarvi, 1996). Die Böden wurden mit den Düngemitteln und Bodenhilfsstoffen (300kg-N-äquivalent) beaufschlagt und für 6 Monate im Glashaus inkubiert. Die Beregnung erfolgte entsprechend mit 100-200 ml a. dest. pro Woche. In regelmäßigen Abständen wurde in 5 cm Tiefe das Bodenwasser abgesaugt, das Perkulationswasser aufgefangen

und beides auf Nitrat und Ammonium analysiert (Insam, 1996). Die verwendeten Produkte für die Forststandorte und den Rekultivierungsversuch sind in den Tabellen 1 und 2 zusammengefaßt.

Tabelle 1: Düngemittel und Bodenhilfsstoffe zur Melioration von zwei degradierten Waldstandorten im Tiroler Außerfern

Produkt	Produktgruppe	% N
Bioabfallkompost	organisch	2,4
Biosol (Fa. Biochemie Kundl)	organisch	6,3
Biovin (Kompost aus Traubentrester) (Fa. Trever, Mödling)	organisch	2,7
Klärschlamm-Mineralmehl-Gemisch (Fa. Orgabo, D)	org.-mineralisch	0,2
Klärschlamm-Rinden- Kompost (Fa. Gebr. Mayer, D)	organisch	1,1
Klärschlamm-Sägespäne- Kompost (ARA Fulpmeß)	organisch	1,7
Methylharnstoff-Apatit-Biotit (Fa. Kemira, Finnland)	org.-mineralisch	15,6
Mineraldünger Vollkorn Rot (Fa. Agrolinz, Linz)	mineralisch	12,1
Mineraldünger Vollkorn Spezial (Fa. Agrolinz, Linz)	mineralisch	15,2
Nitrastop-Mineraldünger + Nitrifikationshemmer (Fa. Agrolinz, Linz)	mineralisch	10,3
Organomineral (Rapsschrot + NPK) (Fa. Agrolinz, Linz)	org.-mineralisch	11,3
Primafer (Fa. Biochemie Kundl)	organisch	8,0

Tabelle 2: Produkte zur Rekultivierung hochalpiner Schotterflächen (Böschungen, Skipisten).

Produkt	% N
Pilzmyzeldünger (Fa. Biochemie)	6,0
Bioabfallkompost (Fa. Häusle, Lustenau)	1,8
Klärschlamm-Bioabfallkompost (frisch) (ARA Dornbirn)	1,7
Klärschlamm-Bioabfallkompost (reif) (ARA Dornbirn)	1,3
Klärschlammgranulat (ARA Dornbirn)	2,6
Klärschlammgranulat mit Huminsäurezusatz	2,6

Ergebnisse

Die hier dargestellten Ergebnisse wurden schon früher veröffentlicht (siehe Literaturliste), und sind hier für den speziellen Leserkreis des vorliegenden Tagungsbandes nochmals zusammengefaßt.

1. Waldmelioration

Die Ergebnisse sind für einen der beiden untersuchten Standorte in einer Schichtlinien-Grafik (Abb.3) dargestellt. Die x-Achse stellt die Inkubationszeit dar, entlang der y-Achse sind die verschiedenen Produkte und die gemessenen N_{\min} (NO_3+NH_4)-Konzentrationsbereiche aufgetragen. Bei für N_{\min} -Gehalten unter 50 mg l^{-1} sind keine gefärbten Flächen sichtbar. Je breiter die gefärbten Flächen sind, desto höher ist die gemessene Konzentration, die je nach Höhe in verschiedenen Farben dargestellt ist.

Es ist deutlich zu sehen, daß bei den beiden Mineraldüngern im Bodenwasser (5 cm Absaugtiefe) die höchsten Konzentrationen an N_{\min} gefunden wurden (bis über 300 mg l^{-1}), während bei den anderen Produkten zumeist Werte unter 100 mg l^{-1} gefunden wurden. Bei Bioabfallkompost, Biovin (Traubentresterkompost) und Methylharnstoffdünger wurden zu keinem Zeitpunkt Werte über 50 mg l^{-1} gefunden. Bei den Klärschlammkomposten wurden nur kurzfristig Werte $>50\text{ mg l}^{-1}$ gemessen. Die höchsten Werte im Bodenwasser wurden bereits in der 4.-6. Woche gefunden.

Im Perkolat (siehe Abb.4) traten die höchsten Werte mit einer deutlichen Verzögerung von mehreren Wochen auf. Die Höchstwerte lagen für Mineraldünger bei 200 mg l^{-1} , für Biofert und KS-Mineralmehl lagen die Werte knapp über 100 mg l^{-1} . Einzig für die reinen Kompostprodukte (KS-Rindenkompost, KS-Sägespänekompst sowie Biovin und Bioabfallkompost) wurden zu keinem Zeitpunkt Werte $>50\text{ mg l}^{-1}$ gemessen. Für den zweiten untersuchten Standort waren die Ergebnisse ähnlich (ohne Abbildung). Details sind bei Insam (1996) und Insam und Merschak (1997) nachzulesen.

2. Rekultivierungsböden

Für den Versuch mit Rekultivierungsböden, der ähnlich konzipiert war wie der Walddüngungsversuch, bei dem jedoch keine intakten Bodensäulen sondern geschütteter Boden verwendet wurde, ist als Ergebnis nur die Netto-Stickstofffreisetzung für die einzelnen Varianten angegeben (N-Freisetzung pro Säule über den gesamten Inkubationszeitraum) (Abb.2). Pilzmyzeldünger und Klärschlammgranulat zeigten die höchsten N-Freisetzungsraten. Die Komposte, vor allem der ausgereifte Klärschlammkompost, zeigten eine unbedeutende N-Freisetzung. Die Variante KSG + Huminsäuren zeigte eine gegenüber der Kontrolle sogar stark verminderte N-Freisetzung (verursacht offensichtlich durch eine erhöhte Pflanzenaufnahme, worauf hier nicht näher eingegangen werden soll). Detailliertere Ergebnisse sind bei Kranebitter und Insam (1996) zu finden.

Resumé

Aus den dargestellten Ergebnissen kann geschlossen werden, dass kompostierte Produkte bei einmaliger Anwendung auch in hochdosierten Mengen durchwegs ein sehr geringes Risiko bezüglich Stickstoffauswaschungen aus dem Boden darstellen. Kompostprodukte sind aus dieser Sicht jedenfalls für einmalige Meliorationsmaßnahmen im Wald, aber auch für Rekultivierungszwecke in sensiblen Regionen geeignet und stellen ein geringeres Risikopotential als viele andere, bereits kommerziell für diese Zwecke genutzte Produkte dar.

Literatur

1. Kranebitter B. and Insam H. (1996) Schadstoffaustrag aus alpinen Böden nach Düngung mit Produkten aus organischen Reststoffen. **Österreichische Forstzeitung** 107, 51-53.
2. Insam H. and Merschak P. (1997) Nitrogen leaching from forest soil cores after amending organic recycling products or fertilizers. **Waste Management and Research** 15, 277-292
3. Insam H. (1996) Stickstofffreisetzung aus Bodensäulen nach Anwendung von organischen und mineralischen Düngemitteln und Bodenhilfsstoffen. **Österreichische Forstzeitung** 107, 48-51.

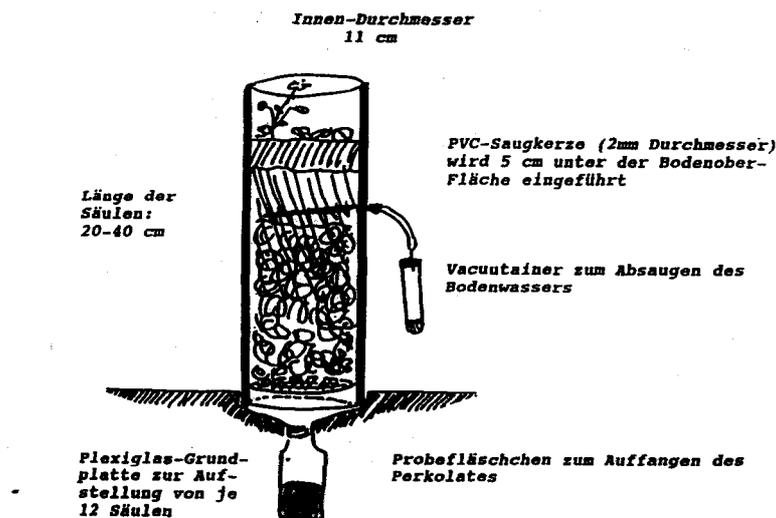


Abbildung 1: Schematische Darstellung der für die vorliegenden Untersuchungen verwendeten Inkubationssäulen (aus: Insam und Palojärvi, 1996)

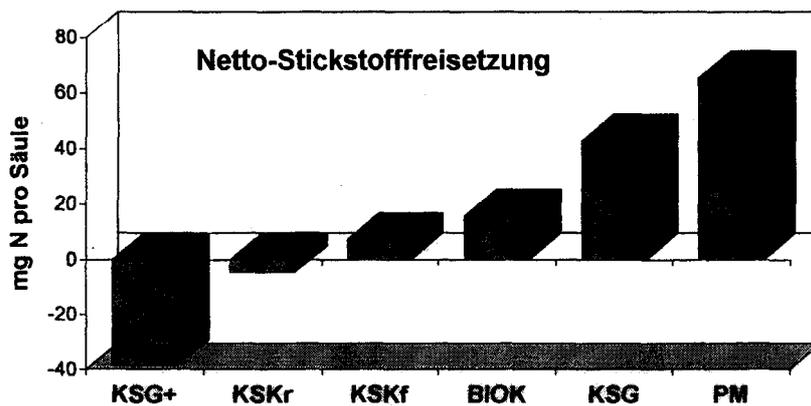


Abbildung 2: Netto-Stickstofffreisetzung im Inkubationsversuch von gestörtem Boden (Braunerde, Arlberggebiet) nach Düngerapplikation. Die Werte beziehen sich auf die N-Freisetzung pro Säule (11 cm Durchmesser) über den gesamten Inkubationszeitraum (6 Monate) (aus Kranebitter und Insam, 1996)

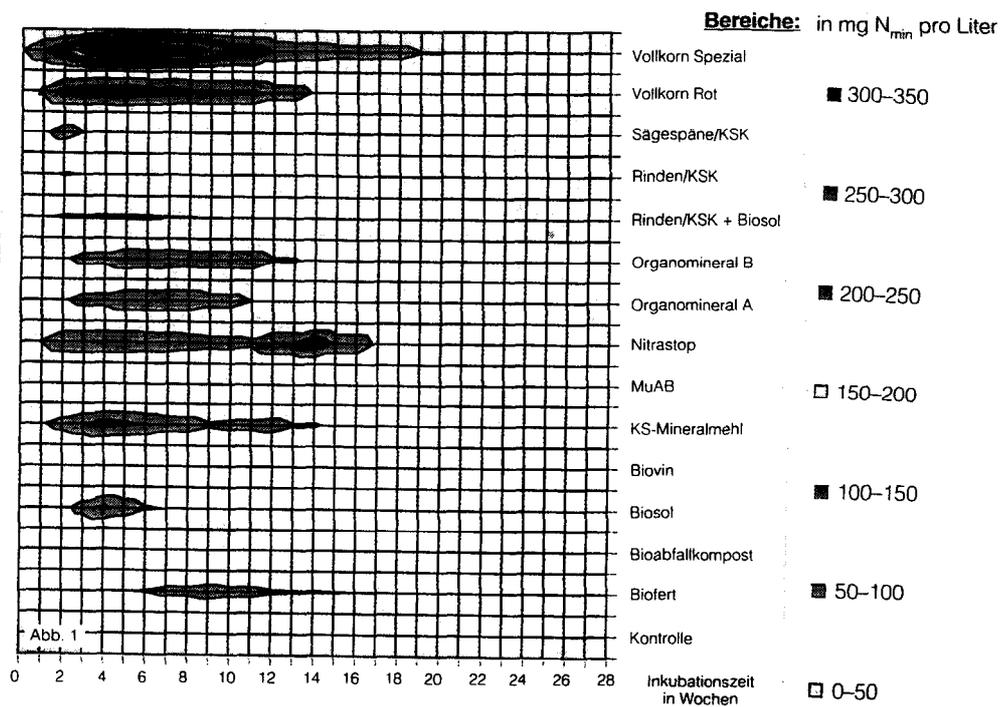


Abbildung 3: Stickstoffgehalte (N_{min}) im Bodenwasser (5 cm Entnahmetiefe) nach Düngerapplikation auf Bodensäulen des Standortes Liegerle (Buchen-Fichtenwald auf Kalk) (Erläuterungen siehe Text; aus Insam, 1996)

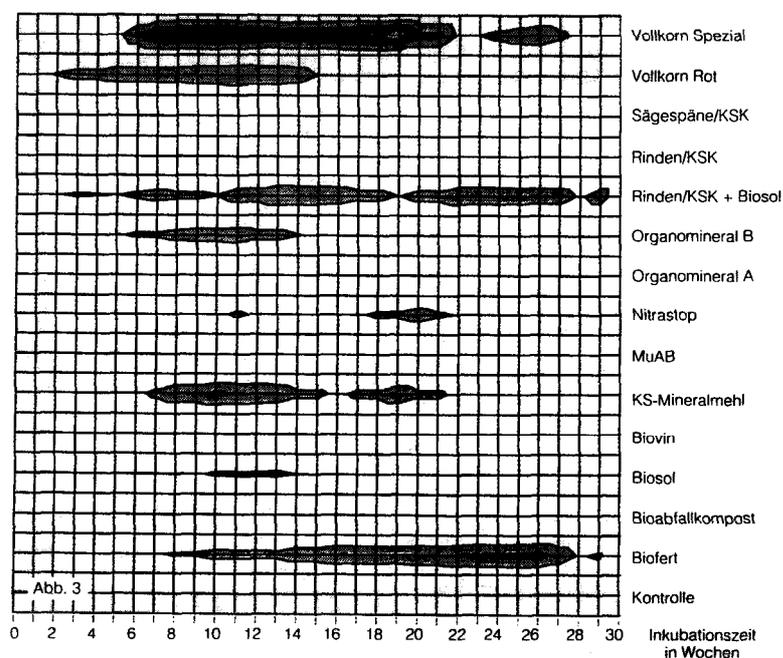


Abbildung 4: Stickstoffgehalte (N_{min}) im Perkolat nach Düngerapplikation auf Bodensäulen des Standortes Liegerle (Buchen-Fichtenwald auf Kalk) (Erläuterungen siehe Text; aus Insam, 1996)

**Nutrient Losses to the Groundwater as Influenced by
Organic Fertilization Compared to Mineral Fertilization - Experimental
Outlines**

**Nährstoffauswaschung unter dem Einfluß organischer Düngung im Vergleich zu
mineralischer Düngung¹**

Franz FEICHTINGER*) & Wilfried HARTL)**

*) Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt

**) Ludwig Boltzmann-Institut für biologischen Landbau und angewandte Ökologie

Die Grundwasserverschmutzung durch in der Landwirtschaft eingesetzte Düngemittel wird in vielen Europäischen Ländern diskutiert. Die organische Wirtschaftsweise könnte eine mögliche Lösung dieses Problems darstellen. Als Beitrag zu dieser Diskussion wurde in der Nähe von Wien eine Lysimeterstation errichtet, um die Nährstoffauswaschung bei organischer Düngung - mit und ohne die Zugabe von Kompost aus getrennt gesammelten biogenen Haushaltsabfällen - und bei konventioneller mineralischer Düngung abzuschätzen.

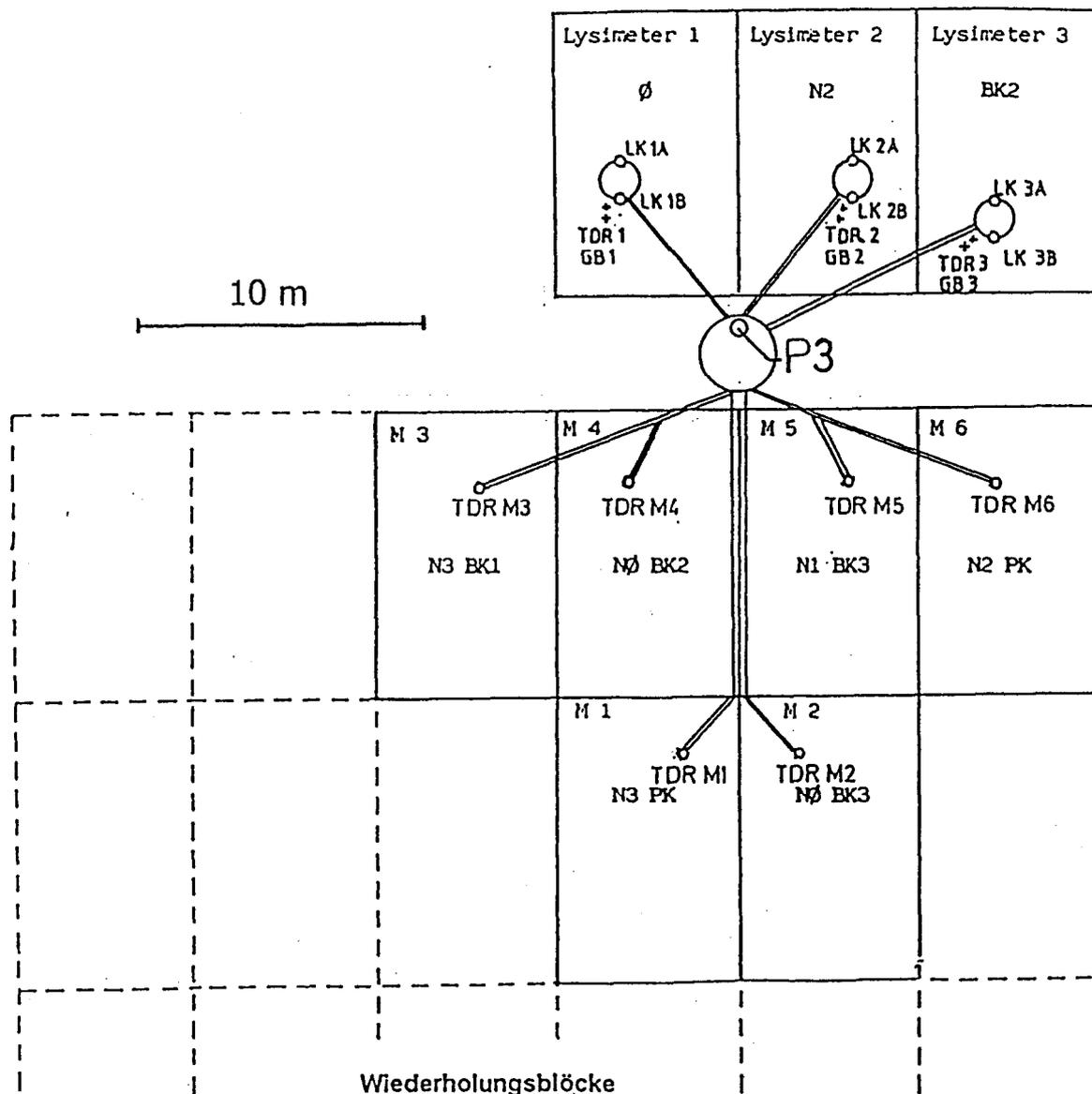
In einem Freiland-Gefäßversuch wurde die Wirkung der drei Düngeregime auf Bodenparameter und Ertrag seit 1992 untersucht. Im Jahr 1996 wurden dem Gefäßversuch drei Lysimeter mit einer Ausdehnung von 1 m² und einer Tiefe von 1,5 m hinzugefügt. In den Lysimetergefäßen und in 6 Gefäßen des fortlaufenden Versuchs wurden die Dynamik des Bodenwassers, des Sickerwassers und die Nährstoffflüsse kontinuierlich gemessen. Ein besonderes Augenmerk wurde dabei auf die Stickstoffbelastung in Hinsicht auf die pflanzliche Nährstoffaufnahme und den Wasserhaushalt gelegt.

Die Dynamik des Bodenwassers wurde mit TDR, Gipsblöcken und Tensiometern gemessen, gleichzeitig wurden Bodentemperatur- und Niederschlagsdaten aufgezeichnet. Die Sickerwässer aus den Lysimetern und die mittels Saugkerzen abgesaugte Bodenlösung werden chemisch analysiert.

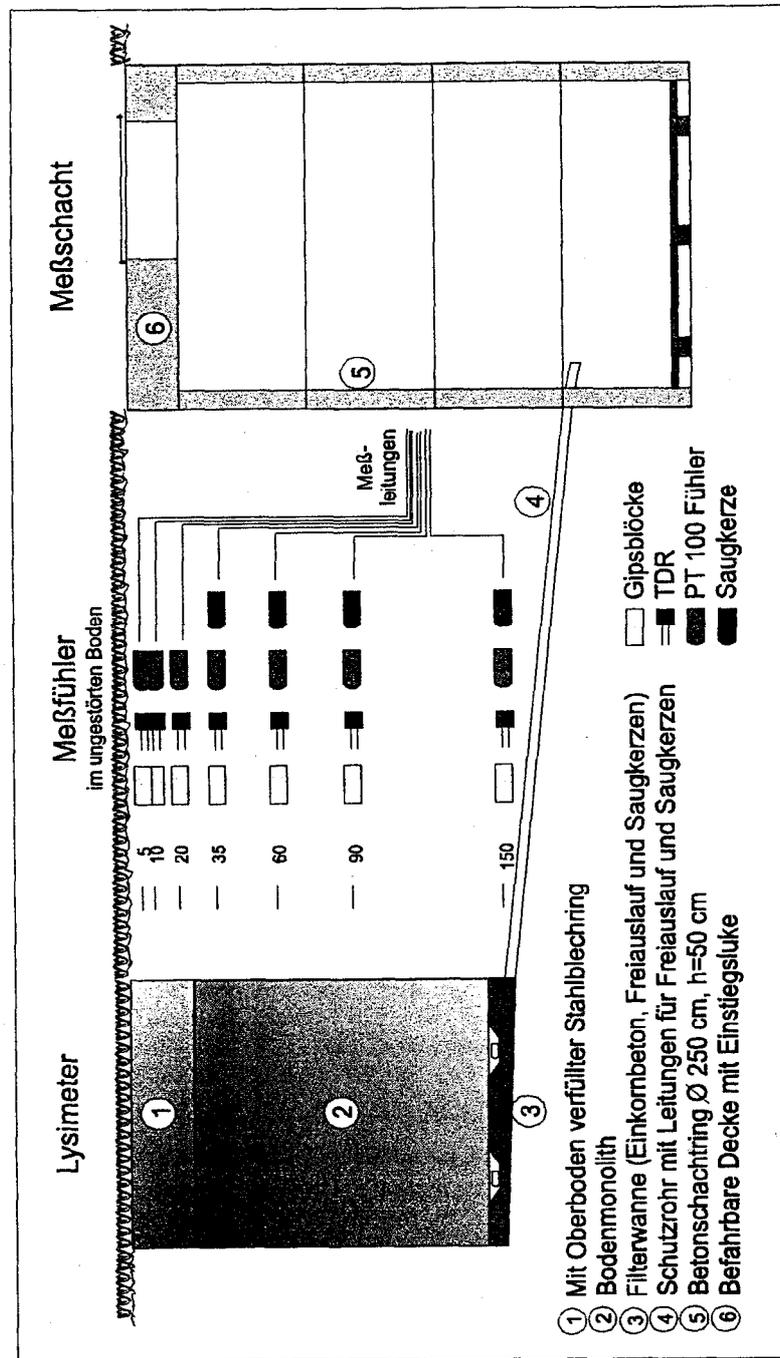
Die Anordnung und Ausstattung der Lysimeter sowie der Meßfühler in den Versuchspartellen sind in den folgenden drei Abbildungen dargestellt.

¹ Übersetzung des englischen Abstracts durch die Herausgeber

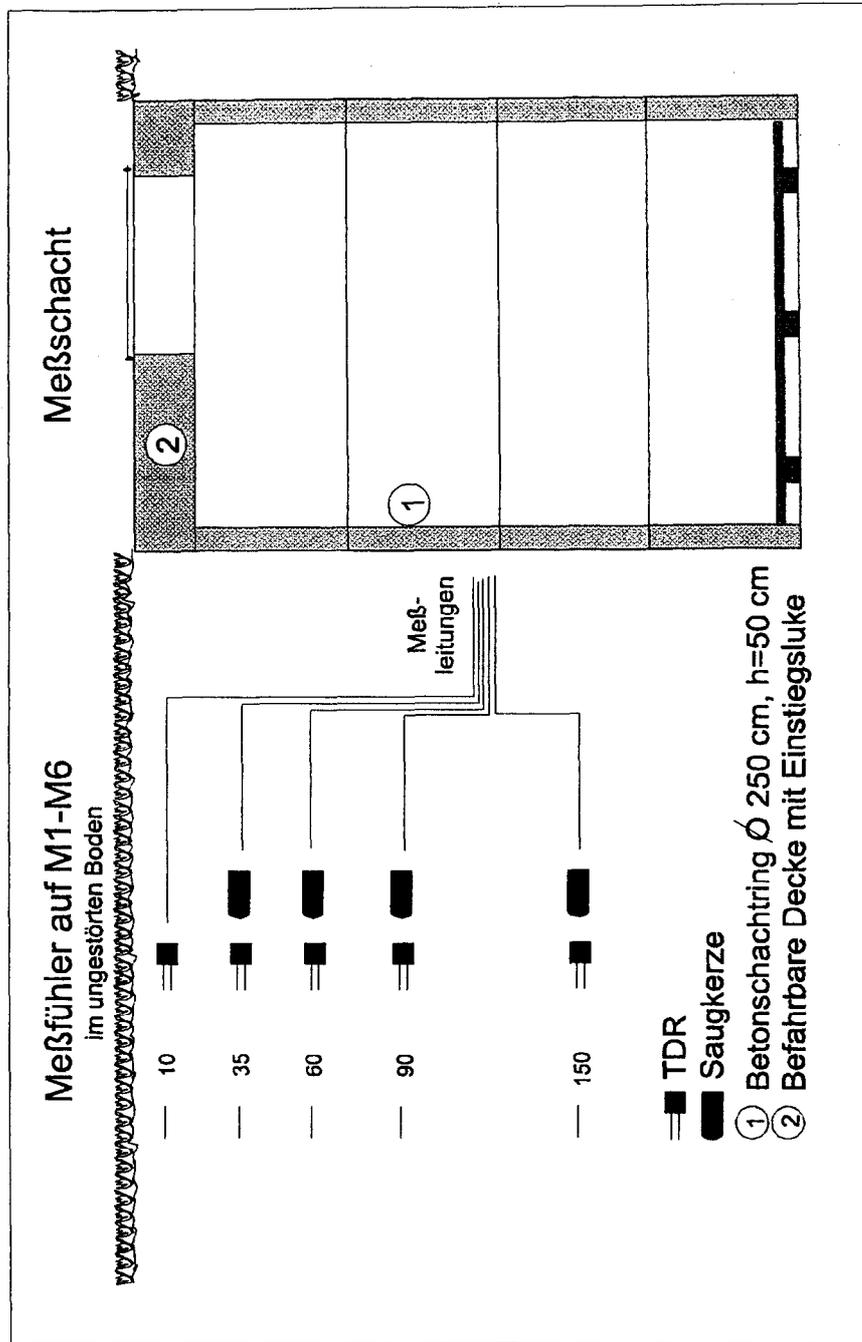
Detailskizze der zum Bodenwasserhaushalt untersuchten Parzellen



Lysimeterparzellen



Meßstellen im Parzellenversuch



Ergebnisse aus dem Untersuchungsprogramm zur Anwendung von Biotonnekomposten der Stadt Wien

Wilfried HARTL und MitarbeiterInnen

Ludwig Boltzmann-Institut für biologischen Landbau und angewandte Ökologie

Die Optimierung der Biotonnekompostanwendung ist die Zielvorgabe eines mehrjährigen Untersuchungsprogrammes. Der erste Teil der Ergebnisse aus den bisher sechs Versuchsjahren wird im folgenden Beitrag dargestellt. Die Ergebnisse sind für die praktische Anwendung von Biotonnekompost in der Landwirtschaft, aber auch für die Einschätzung ihrer ökonomischen und ökologischen Langzeitfolgen von Bedeutung.

Im Jahre 1988 begann im Zuge einer Neuordnung der Wiener Abfallwirtschaft die getrennte Sammlung und Kompostierung von organischen Abfällen durch die MA 48. Gleichzeitig setzten sich die Landwirtschaftsbetriebe der Stadt Wien das Ziel, den Einsatz von Mineraldünger und Pflanzenschutzmitteln zu reduzieren. Da es sich bei den Landwirtschaftsbetrieben der Stadt Wien um viehlose Ackerbaubetriebe handelt, war das Interesse an einem organischen Düngemittel, welches zu einer ausgewogenen Nährstoffversorgung beitragen kann, gegeben. So entstand eine Kooperation der drei Partner: Magistratsabteilung 48 als Komposterzeuger, Magistratsabteilung 49 - Landwirtschaftsbetriebe als Kompostverwerter und Ludwig-Boltzmann-Institut als der für die wissenschaftliche Betreuung der Kompostanwendung zuständige Partner.

Durch dieses Modell der Kreislaufwirtschaft mit der Koppelung von Kompostproduktion und -anwendung wurde von Anfang an nicht nur den abfallwirtschaftlichen Überlegungen, sondern auch der Qualitätsfrage ganz besondere Aufmerksamkeit gewidmet.

Die grundsätzliche Fragestellung des langjährigen Forschungsprojektes des Ludwig Boltzmann-Institutes war, ob die Düngung mit Kompost aus der Biotonne einen Beitrag zur Erreichung des Zieles Reduktion von Mineraldünger- und Pflanzenschutzmitteleinsatz leisten kann.

Seit 1991 werden Erhebungen auf praxisüblich bewirtschafteten Schlägen und exakte Feldversuche durchgeführt. Einige Fragestellungen wurden bzw. werden auch in Kooperation mit anderen Forschungsinstitutionen untersucht.

Schwerpunkt Nr. 1: Optimierung der Kompostanwendung in Hinblick auf:

- + Ausbringungsmenge
- + Ausbringungsintervall
- + Kompostreifegrad
- + Möglichkeiten zur Ausbringung von Kompost als Mulch
- + Eignung von verschiedenen Streugeräten zur Ausbringung von abgeseibtem Biotonnekompost

Schwerpunkt Nr. 2: Auswirkungen der Kompostanwendung auf Kulturpflanzen und Umwelt in Hinblick auf:

- + Ertrag und Qualität der Ernteprodukte
- + Wachstum und Pflanzeninhaltsstoffe von Kulturpflanzen
- + Nährstoffbilanzen
- + Pflanzenkrankheiten, Schädlinge und Unkrautvegetation
- + Nützlinge
- + das Mikroklima im Kulturpflanzenbestand im Rahmen verschiedener Mulchverfahren
- + die Bodenfruchtbarkeit (chemische, biologische und physikalische Eigenschaften des Bodens)
- + das Wasserspeichervermögen des Bodens und eine etwaige Nährstoffauswaschung ins Grundwasser

Zur Austestung der optimalen Kompostdüngermenge, auch in Kombination mit Mineraldüngung, wurde 1992 der Versuch „STIKO“ (STICKstoff KOMpost Abb.1, siehe Deckblatt) angelegt. Die Versuchsanlage des langjährigen Fruchtfolgeversuches umfaßt eine ungedüngte Kontrolle (0), drei Steigerungsstufen mit mineralischer Düngung (N1, N2, N3 - 26 kg, 44 kg und 63 kg N/ha·Jahr im Durchschnitt der sechs Versuchsjahre; die Düngung erfolgte in Abhängigkeit vom Bedarf der Kulturpflanzen und in Übereinstimmung mit den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung [1]“), drei Steigerungsstufen mit Kompostdüngung (BK1, BK2, BK3 - 12,5 t, 22,5 t und 32,5 t FS/ha·Jahr im Durchschnitt der sechs Versuchsjahre), und fünf Kombinationen von mineralischer mit Kompostdüngung (N1BK1, N1BK2, N1BK3, N2BK1,

N3BK1) in 6 Wiederholungen. Die verwendeten Komposte hatten im Mittel 46 % organische Substanz, 1,05 % Gesamt-Stickstoff, 0,51 % $P_2O_5_{ges}$, 1,04 % K_2O_{ges} und ein C/N-Verhältnis von 28.

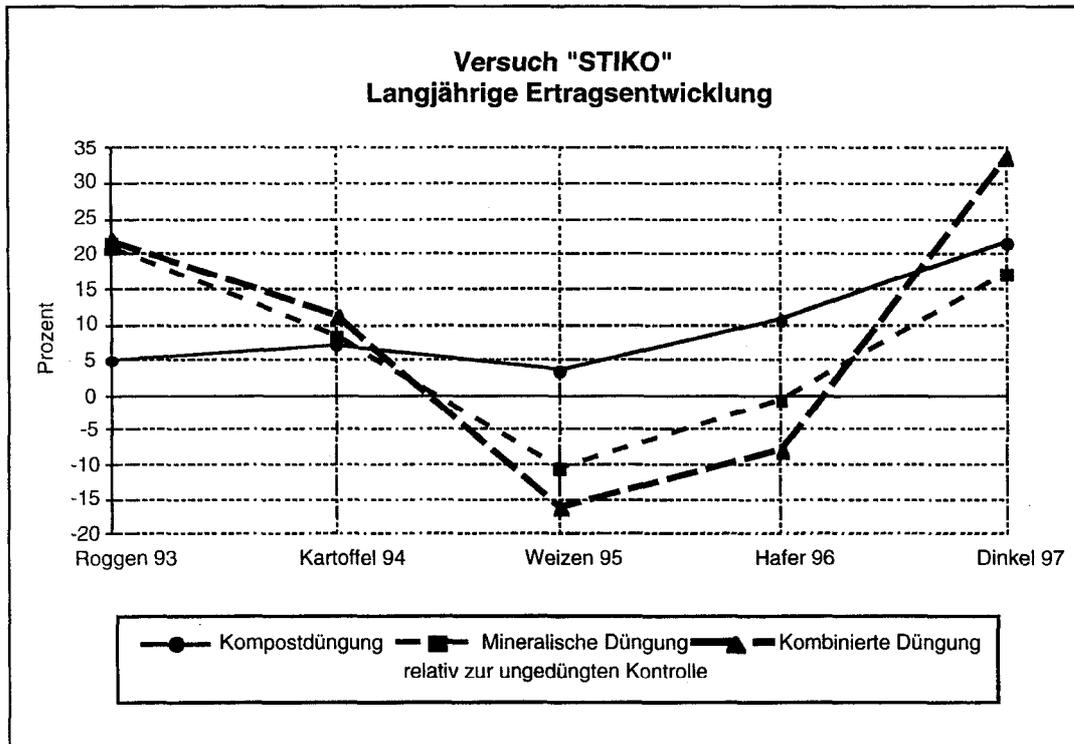


Abb. 2: Ertragsentwicklung der drei Düngungssysteme relativ (%) zur ungedüngten Kontrolle

Zu Versuchsbeginn wiesen die höher mineralgedüngten bzw. kombiniert gedüngten Varianten die höchsten Erträge auf (Abb. 2). In den mit Biotonnekompost gedüngten Parzellen trat anfänglich durch die beginnende Umsetzung des Kompostes im Boden eine zeitweise Stickstoff-Fixierung durch die Bodenmikroorganismen auf, wodurch den Kulturpflanzen weniger Stickstoff zur Verfügung stand.

Doch rasch hatte sich die Kompostmineralisierung eingespielt und ab dem dritten Versuchsjahr übertrafen die Erträge der Kompostvarianten jene der mineralisch und kombiniert gedüngten Varianten. Im letzten Jahr erzielten die Kombinationsvarianten vor den Kompostvarianten die höchsten Erträge. Der in diesem Jahr kultivierte Dinkel konnte die von der Kombination aus Kompost und mineralischer Düngung angebotene hohe Stickstoffmenge gut nutzen.

Laut bodenchemischer Analysen führte bei den kompostgedüngten Varianten die Zufuhr von organischer Masse zu einem Anstieg des Gesamtstickstoffgehalts im Boden, der aber noch nicht statistisch abgesichert ist.

Hinsichtlich des Nitratstickstoffs überwogen beim Kompost- und Mineraldüngungs-Steigerungsversuch „STIKO“ die Einflüsse von Fruchtfolge, Bewirtschaftungsmaßnahmen und Witterung die Düngungsunterschiede. Seit 1996 weisen die Kombinationsdüngungs-Varianten signifikant höhere Nitratgehalte auf als die weniger intensiv gedüngten Varianten. Alleinige Kompostdüngung stellt den Stickstoff so gleichmäßig zur Verfügung, daß es - entgegen den anfänglichen Befürchtungen von unkontrollierten Stickstoffschüben - auch in ungünstigen Jahren nicht zu einer Überernährung von Kulturpflanzen gekommen ist.

Die Zufuhr organischer Masse bewirkte auch eine Zunahme des Stickstoffs in der wasserlöslichen organischen Substanz [2]. Der Stickstoff in der wasserlöslichen organischen Substanz stellt das Zwischenstadium zwischen dem für die Pflanzen leicht verfügbaren Nitrat und dem im Humus festgelegten (Gesamt-)Stickstoff dar, der für die Pflanzen nicht nutzbar ist. Mit Hilfe der Analyse der wasserlöslichen organischen Substanzen kann das Stickstoff-Nachlieferungsverhalten von Böden charakterisiert werden. Die Analyse der wasserlöslichen organischen Substanzen ist ein neuer Parameter der Bodenuntersuchung und erfordert eine spezielle Analysetechnik, die auch im Rahmen dieses Projektes weiterentwickelt wurde.

Die Kompostdüngung führte dem Boden eine relativ hohe Kaliummenge zu (977 kg K_2O /ha bei der Variante BK3 in der Summe der 6 Versuchsjahre). Es kam dadurch zu einer geringfügigen Erhöhung der Kalium-Gesamtgehalte. Die Menge des pflanzenverfügbaren Kaliums erhöhte sich ebenfalls und erreicht jetzt in der mit der höchsten Kompostmenge gedüngten Variante BK3 knapp die Versorgungsstufe „hoch“ [1].

Durch die Kompostdüngung wurde dem Boden auch eine beträchtliche Menge Phosphat zugeführt (568 kg P_2O_5 /ha bei der Variante BK3 in der Summe der 6 Versuchsjahre). Trotzdem ergab sich bis jetzt keine statistisch signifikante Erhöhung der Phosphat-Gesamtgehalte, aber eine leichte Erhöhung des pflanzenverfügbaren Phosphats. Dieser Trend spiegelt sich auch in den Ergebnissen der mikrobiologischen Bodenuntersuchung von 1995 für Phosphatase wieder. Die Werte des pflanzenverfügbaren Phosphats liegen nun im oberen Bereich der Versorgungsstufe „ausreichend“ [1].

Zur Optimierung des Ausbringungsintervalles der Kompostdüngung wurde von 1992 bis 1997 ein Dauerroggenversuch durchgeführt, bei dem jeweils die gleiche Gesamtmenge an Kompost (130 t FS/ha) in verschiedenen Teilgaben aufgebracht wurde (z. B. jährlich ein Sechstel der Gesamtmenge, zweijährlich ein Drittel, dreijährlich die Hälfte u. s. w.). Es zeigte sich, daß sich langfristig die Varianten einander angleichen. Bei Komposten mit einer ähnlichen Rohmaterialzusammensetzung wie bei den hier verwendeten Wiener Komposten (Küchen- : Gartenabfallverhältnis zwischen 40:60 bis 53:47), spricht also aus pflanzenbaulicher Sicht nichts dagegen, größere Gaben in mehrjährigem Abstand auszubringen. Die maximale Erhöhung des Nitratstickstoffgehaltes im Boden gegenüber der ungedüngten Variante betrug in diesem Versuch ca. 40 kg NO_3 -N/ha. Sowohl ökonomische als auch ökologische Gründe - weniger Bodenverdichtung durch selteneres Befahren - sprechen dafür, eine Untergrenze von

20 t FS/ha pro Ausbringung nur in besonderen Fällen zu unterschreiten. Darüberhinaus zeigte ein Praxistest mit fünf Großstreuer-Fabrikaten, daß bei zu geringen Kompostmengen die Verteilgenauigkeit sinkt, sodaß unter- und überdüngte Stellen am Feld entstehen.

Parallel zur bodenchemischen Untersuchung konnten im Versuch STIKO durch Messung der Halmlänge von Getreide in den Entwicklungsphasen „Schossen“ bis „Blüte“, die jeweils in den verschiedenen Varianten mineralisierten und für die Pflanzen verfügbaren Nitratmengen gut abgeschätzt werden.

In engem Zusammenhang mit der Stickstoffversorgung der Pflanzen steht die Stärke des Auftretens mancher Pflanzenkrankheiten, wie z. B. des Mehltaus. Varianten mit hoher Stickstoffversorgung, das sind im Versuch „STIKO“ die mineralgedüngten Varianten N2 und N3 und die Kombinationsvarianten, haben einen stärkeren Mehлтаubefall als die kompostgedüngten Varianten.

Auch bei einem Getreideschädling, dem sogenannten „Getreidehähnchen“, einem Käfer, gibt es aufgrund unserer Versuchsergebnisse aus den Jahren 1995 und 1996 deutliche Hinweise, daß sich durch hohe Gaben von mineralischem Stickstoff bei Winterweizen und Hafer die Anfälligkeit für den Befall mit Getreidehähnchen erhöht [3]. Für die Praxis bedeutet das, daß - neben der Sortenwahl - die ausgewogene organische Düngung mit Kompost zur vorbeugenden Schädlingskontrolle beitragen kann.

Auch die Qualität der Ernteprodukte konnte durch die Kompostdüngung erhöht werden. Bei Winterweizen konnte durch die Kompostdüngung eine leichte Anhebung der Klebermengen und Proteinwerte, die entscheidend für die Backqualität des Weizens sind, erreicht werden. Bei den 1994 angebauten Kartoffeln stieg der Nitratgehalt mit steigender mineralischer Stickstoffdüngung stark an (Variante N3: >70 ppm Nitrat). Bei Kompostdüngung hingegen lagen sogar die Nitratwerte der höchstgedüngten Variante (BK3: 15 ppm Nitrat) unter denen der ungedüngten Nullvariante (24 ppm Nitrat) [4]. Die Kartoffelerträge waren bei allen Düngungsvarianten etwa gleich hoch. Dies zeigt, daß durch die gleichmäßigere Nachlieferung von Nährstoffen aus der Kompostdüngung auch die Qualität der Ernteprodukte verbessert werden kann.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß durch die Düngung mit Biotonnekompost eine größere Ertragssicherheit gegeben ist als mit mineralischer Düngung.

Eine Nährstoffunterversorgung trat nur zu Versuchsbeginn auf. Nach den ersten beiden Jahren sorgte der Kompost für eine gleichmäßige Stickstoffversorgung. Entgegen den anfänglichen Befürchtungen, es könnte zu unkontrollierten Stickstoffschüben kommen, führte Kompostdüngung im Gegensatz zur Mineraldüngung in ungünstigen Jahren zu keiner Überernährung der Kulturpflanzen. Bei Stickstoff-Zudüngung zu Kompost ist allerdings Vorsicht geboten und eine gute Abstimmung mit der Fruchtfolge notwendig. Der Schädlings-

und Krankheitsdruck nahm durch die langsamfließende Nährstoffversorgung der Kulturpflanzen ab und machte eine Reduktion des Pflanzenschutzmitteleinsatzes bzw. sogar die Umstellung auf biologischen Landbau möglich.

Über weitere Ergebnisse dieses Forschungsprogrammes soll in einer nächsten Ausgabe des Waste Magazins berichtet werden.

Literatur:

- [1] BMLF (Hrsg., 1996): Richtlinien für die sachgerechte Düngung. 4. Auflage.
- [2] Hartl W. und Wenzl W. (1997): Möglichkeiten zur Reduzierung von Nährstoffbilanzüberschüssen in der Landwirtschaft durch Berücksichtigung wirksamer organischer Substanzen im Boden. VDLUFA-Schriftenreihe 46, 427-430.
- [3] Meindl P. (1998): Vorbeugende Maßnahmen gegen das Getreidehähnchen (*Oulema* sp., Coleoptera, Chrysomelidae) im biologischen Landbau in Österreich. Dissertation Univ. Wien (in Vorbereitung).
- [4] Schott W. (1998): Der Einfluß von Kompostdüngung auf Pflanzeninhaltsstoffe. Dissertation Univ. Wien (in Vorbereitung).

AutorInnen:

Dr. Wilfried Hartl, Leiter des Fachbereiches Biologischer Pflanzenbau,
Mag. Dr. Eva Erhart,
Dipl. Ing. Maria-Theresia Grabner,
Ing. Christoph Huspeka,
Dipl. Ing. Berta Putz,
alle: Ludwig Boltzmann-Institut für Biologischen Landbau und Angewandte Ökologie,
Rinnböckstraße 15, A-1110 Wien, Tel.: ++43 1 79514/97943

Vorabdruck aus Waste Magazin Nr.2/1998, Bohmann Verlag Wien

Ergebnisse aus dem Untersuchungsprogramm zur Anwendung von Biotonnekomposten der Stadt Wien, 2. Teil

W. Hartl und E. Erhart

Im ersten Teil dieses Artikels über Kompostanwendung (Waste Magazin 2/98) wurden die Feldversuche des Ludwig Boltzmann-Instituts für Biologischen Landbau und Angewandte Ökologie zur Optimierung der Kompostanwendung und ihre Ergebnisse im Hinblick auf Erträge, Nährstoffgehalt des Bodens, Schädlinge, Pflanzenkrankheiten und Qualität der Erzeugnisse dargestellt.

Neben diesen grundlegenden Untersuchungen wurden in einem multi- und interdisziplinären Versuchsansatz zahlreiche von uns entwickelte Fragestellungen in Zusammenarbeit verschiedener Arbeitsgruppen unseres Institutes, einige auch in Kooperation mit anderen Forschungsinstitutionen untersucht.

Nährstoffauswaschung

Eine wesentliche Umweltauswirkung der Landwirtschaft, die in den letzten Jahren immer mehr ins Blickfeld der Öffentlichkeit rückt, ist die Auswaschung von Düngern und Pestiziden ins Grundwasser. In Österreich werden 98 % des Trinkwasserbedarfs aus Grundwasser gedeckt. In manchen, landwirtschaftlich besonders intensiv genutzten Gebieten ist die Trinkwasserqualität heute schon problematisch. Die biologische Landwirtschaft trägt durch den Verzicht auf Pestizide zur Grundwasserschonung bei. Um den Stickstoffaustrag ins Grundwasser bei biologischer Bewirtschaftung mit und ohne Biotonnekompost beurteilen zu können, wurde 1995 eine Lysimeteranlage mit drei unterschiedlich gedüngten Parzellen (Mineralische Düngung, biologische Bewirtschaftung mit und ohne Biotonnenkompost) neu errichtet. Die Errichtung und Beprobung der Lysimeteranlage erfolgte in Kooperation mit dem Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt (DI F. Feichtinger) und dem Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. Sie befindet sich in der Oberen Lobau bei Wien im Anschluß an unseren seit 1992 bestehenden Exaktdüngungsversuch "STIKO" (eine detaillierte Beschreibung dieses Versuches findet sich im 1. Teil des Artikels). In jeder dieser drei Parzellen wurde ein Lysimeter, das ist ein 1,5 m hoher und 1,13 m breiter (Durchmesser), mit gewachsenem, ungestörten Erdboden gefüllter Behälter, eingebaut. Das sich am Behälterboden ansammelnde Sickerwasser wird in eine Meßvorrichtung abgeleitet (Abb. 1). Neben dem Lysimeter wurden Fühler zur Bestimmung des Bodenwassergehalts, der Bodentemperatur und der Saugspannung sowie Saugkerzen, das sind Geräte, mit denen das Bodenwasser aus dem Boden in eine Meßvorrichtung abgesaugt werden kann, in verschiedenen Bodentiefen installiert. Alle Meßstellen wurden so ausgeführt, daß die Bewirtschaftung praxisüblich möglich ist.

In ausgewählte Parzellen des direkt daneben liegenden, schon seit 1992 gedüngten Exaktparzellenversuches "STIKO" wurden Saugkerzen zur Bodenwasserbeprobung und Fühler zur Bodenwassergehaltsbestimmung eingebaut, sodaß die Nitratkonzentration im Sickerwasser

weiterer Düngungsvarianten, insbesondere auch von Varianten mit kombinierter Kompost- und Mineraldüngung, gemessen werden kann. Zusätzlich zu dieser Lysimeteranlage wurden vier weitere, einfache Sickerwassersammler auf einem anderen, seit 1989 bestehenden Feldversuch mit Kompostdüngung installiert. Damit können auch Ergebnisse unter anderen Bodenverhältnissen bzw. einer anderen Fruchtfolge ermittelt werden.

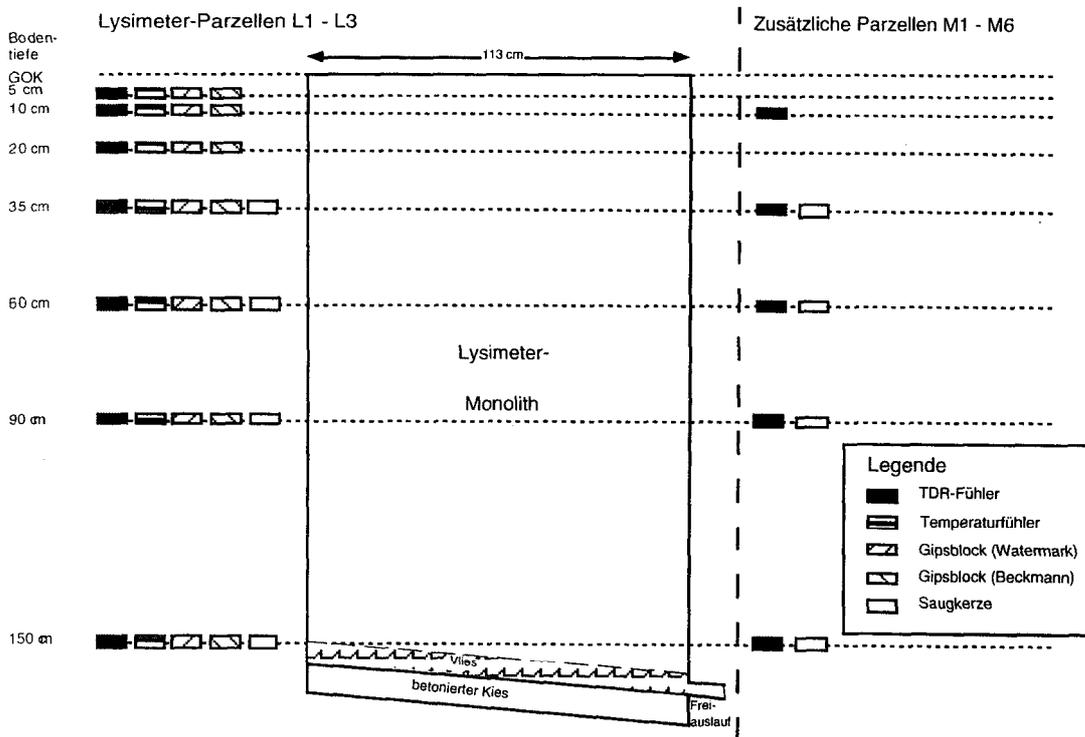


Abb. 1: Lysimeteranlage Lobau; Querschnitt des Lysimeters und Meßfühler-Verteilung (TDR-Fühler zur Bestimmung des Bodenwassergehalts, Temperaturfühler zur Bodentemperaturbestimmung, zwei verschiedene Typen von Gipsblöcken zur Bestimmung der Saugspannung in verschiedenen Meßbereichen, Saugkerzen zur Gewinnung von Bodenlösung)

Im Jahr 1996 wurden die Parzellen der an den Versuch „STIKO“ anschließenden Lysimeteranlage noch nicht gedüngt, um ihre Homogenität überprüfen zu können. Erste Messungen der Veränderungen des Bodenwassergehaltes im zeitlichen Verlauf und in der vertikalen Verteilung im Boden ermöglichten die Berechnung der akkumulierten Evapotranspiration unter Berücksichtigung des Niederschlages. Die gute Übereinstimmung der Ergebnisse der drei Lysimeterparzellen zeigte, daß die drei Parzellen in bodenphysikalischer Hinsicht homogen sind [1]. Weiters konnte die Wasserhaltecharakteristik des Bodens, abgeleitet aus den gleichzeitig gemessenen Daten von Wassergehalt und Saugspannung im Vergleich von Labor- und Freilandmessungen berechnet werden.

Die Sickerwässer aus den Lysimetern und die mittels Saugkerzen abgesaugte Bodenlösung werden wöchentlich bis 14-tägig beprobt. Anschließend werden die Proben auf die Parameter Nitrat, Nitrit, Ammonium, Gesamtstickstoff, Gesamtkohlenstoff, Leitfähigkeit, Natrium, Kalium und Chlorid analysiert.

Zur Erstellung einer detaillierten Stickstoff-Bilanz wird auf den Lysimeterparzellen der Stickstoff-Entzug durch die Kulturpflanzen im Verlauf der Vegetationsperiode bestimmt. Dazu werden über die Vegetationsperiode hinweg in regelmäßigen Abständen Beprobungen der Pflanzen jeweils auf einer definierten Fläche vorgenommen und diese auf den Stickstoff-Gehalt analysiert. Weiters werden Pflanzenhöhe, Entwicklungsstadium und Blattflächenindex gemessen. Gleichzeitig mit den Pflanzenbeprobungen werden Bodenproben genommen und ihr Nitrat- und Ammoniumgehalt analysiert. Die Auswertungen der Sickerwasser-, Pflanzen- und Bodenproben laufen derzeit, erste Ergebnisse werden zu Jahresende vorliegen.

Um rasch erste Hinweise über den Einfluß der Düngungsverfahren auf die Nährstofffracht des Grundwassers zu erhalten, wurde an Bodenproben aus dem Versuch „STIKO“ in Zusammenarbeit mit Ass. Prof. M. Sieghardt (Institut für Waldökologie der Universität für Bodenkultur) ein Auswaschungsversuch von Bodensäulen im Labor als Vorversuch zu den Lysimeteruntersuchungen durchgeführt [2]. Bodenproben aus der ungedüngten Nullvariante, einer Kompost-, einer mineralisch gedüngten und zwei kombinierten Varianten wurden in einer Perkolationssäule mit destilliertem Wasser entsprechend dem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 660 mm „durchgespült“, um die Auswaschung durch den Niederschlag zu simulieren. Anschließend wurden das durchgesickerte Wasser (Perkolat) und das Bodenmaterial chemisch untersucht. Durch mineralische Stickstoffdüngung war eine deutliche Erhöhung des Nitratgehaltes der Perkolate zu verzeichnen, während es durch Biokompostzugabe zu keiner Erhöhung kam. Bei den Kompostvarianten waren Kalium- und Chloridgehalt der Perkolate höher als bei den ungedüngten Parzellen. Die ausgetragenen Kaliummengen stellten jedoch keine Sickerwasserbelastung dar.

Stickstoffaufnahme durch die Pflanze

Spezielle pflanzenphysiologische Aspekte, insbesondere der Stickstoffhaushalt der Pflanzen, wurden in eigenen Arbeiten sowie von Dr. R. Windstey (Studienkoordination Ökologie der Universität Wien) und unserem Kollegen W. Schott an Proben von Winterweizenpflanzen aus dem Exaktparzellenversuch „STIKO“ untersucht. Diese Untersuchungen geben Auskunft über den Ernährungszustand der Pflanzen. Dieser ist ausschlaggebend für gutes Wachstum, aber auch wichtig für die Pflanzengesundheit. Besonders ein höherer Gehalt an bestimmten Stickstoffverbindungen ist entscheidend für die Anfälligkeit einer Pflanze gegenüber bestimmten Pflanzenkrankheiten bzw. Schädlingen.

Bei Kompostdüngung wiesen die Pflanzen signifikant geringere Gehalte der Stickstofffraktionen Gesamtstickstoff, Aminosäuren und Nitrat auf als die mineralisch gedüngten Varianten. Bei der Fraktion „heißwasserlöslicher Stickstoff“ wiesen die mineralgedüngten Pflanzen die höchsten Gehalte auf. Auch die Sulfat-, Calcium- und Magnesiumgehalte in den Pflanzen waren bei der Kompost- bzw. der ungedüngten Nullvariante signifikant niedriger als bei der mineralisch und bei der kombiniert gedüngten Variante, dafür hatten die kompostgedüngten Pflanzen aber tendenziell höhere Gehalte an organischen Säuren.

Die Untersuchung der Stickstoffformen im Boden und in der Pflanze wurden auch 1996 an Hafer im Verlauf der Vegetationsperiode durchgeführt [3].

Die Menge an Stickstoff im Boden, die in der speziellen Fraktion der stickstoffreichen Nicht-huminstoffen (SRNH) vorlag, wurde durch die Kompostdüngung deutlich erhöht. Diese Fraktion umfaßt Stickstoffverbindungen, die für die Pflanze selbst nicht aufnehmbar sind, aber relativ rasch in das für Pflanzen verwertbare Nitrat umgewandelt werden können. Dadurch lag der Nitratgehalt des Bodens in den Varianten mit Kompostdüngung zu Vegetationsbeginn, vor dem Zeitpunkt der Mineraldüngung, deutlich über dem Nitratgehalt der ungedüngten Nullvariante und der mineralgedüngten Variante. Nach ihrer Düngung lag der Nitratgehalt des mineralgedüngten Variante natürlich über dem der anderen Varianten. Die Kurve der Stickstoffgehaltes der Haferpflanzen (Abb. 2) zeigte bis zum 20. Juni einen stetigen, stark ansteigenden Verlauf. Die Pflanzen in den mineralisch und kombiniert gedüngten Varianten nahmen in der Schoßphase sehr viel Stickstoff, bis zur Sättigung bzw. sogar Übersättigung, auf. Die kompostgedüngten Varianten zeigten eine gute Sättigung ohne Überdüngungseffekt. Die ungedüngte Nullvariante lag klar unter den mineralisch gedüngten Varianten und der reinen Kompostvariante. Die Stickstoffaufnahme wurde ohne Erreichen einer Sättigung bis zum Erntetermin fortgesetzt. Der Nitratgehalt im Boden war bei der ungedüngten Nullvariante am niedrigsten. Betrachtet man aber nur die Rispen des Hafers, das spätere Erntegut, alleine, so bestanden zwischen den Varianten kaum Unterschiede im Stickstoffgehalt. Der Düngestickstoff wurde von den Pflanzen also nicht vermehrt in die Rispen, sondern hauptsächlich in den Halm und die Blätter investiert. Dadurch hatten die stärker gedüngten Varianten, besonders die Kombinationsvarianten, „mastig“ gewachsene, längere Halme. Im Juni 1996 traten heftige Regenfälle auf, wodurch besonders in diesen Varianten viele Pflanzen umfielen und lagerten.

**Versuch "STIKO", Hafer 1996
Stickstoffgehalt und Ertrag**

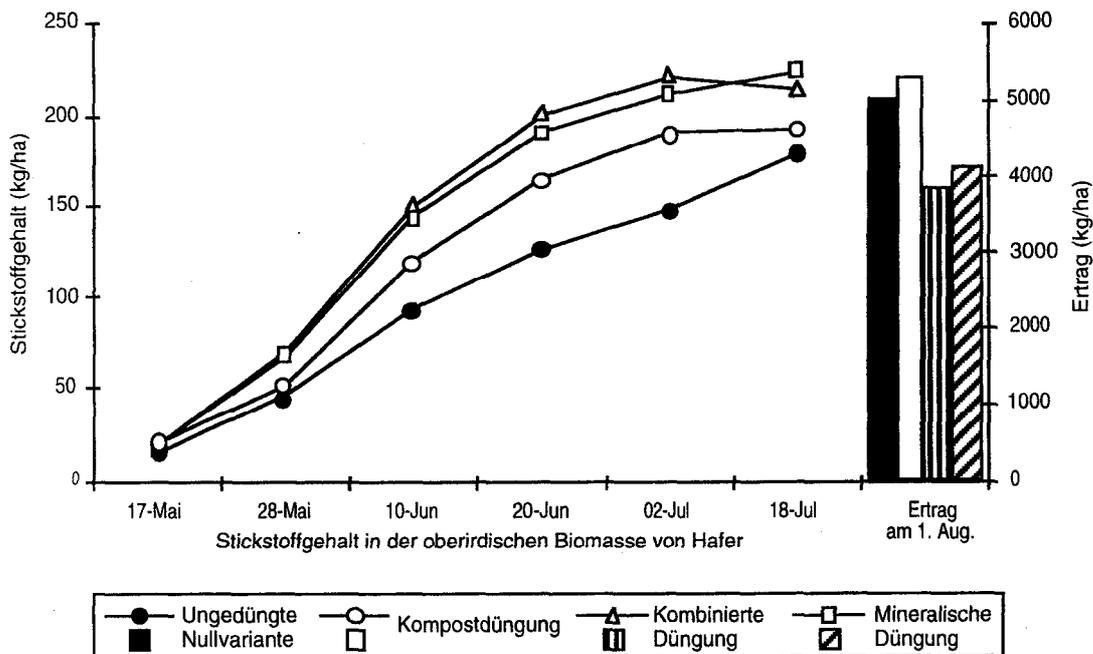


Abb. 2: Stickstoffgehalt und Ertrag von Hafer (1996)

In liegenden Pflanzenbeständen werden die Körner rasch von Pilzen befallen, außerdem sind solche Felder schlecht erntbar, deshalb hatten schließlich generell im Gesamtversuch die ungedüngte Nullvariante und die wenig gedüngten Varianten die besten Erträge. Von den im Hinblick auf die Stickstoffaufnahme analysierten Varianten hatten die Kompostvariante und die ungedüngte Nullvariante die besten Erträge.

Auswirkungen auf die Pflanzengesundheit

Ein Teil unserer Versuche bestätigte die bereits in der Praxis beobachtete Erfahrung, daß sich die Anwendung von Kompost positiv auf die Pflanzengesundheit auswirkt. Im Versuch „STIKO“ z. B. wiesen die kompostgedüngten Varianten einen geringeren Mehltaubefall bei Winterweizen auf als die mineralgedüngten und kombiniert gedüngten Varianten (Abb. 3). Anhand zweier spezieller Krankheiten wurde nun auch in Laborversuchen versucht, den jeweiligen Wirkungsmechanismen auf den Grund zu gehen.

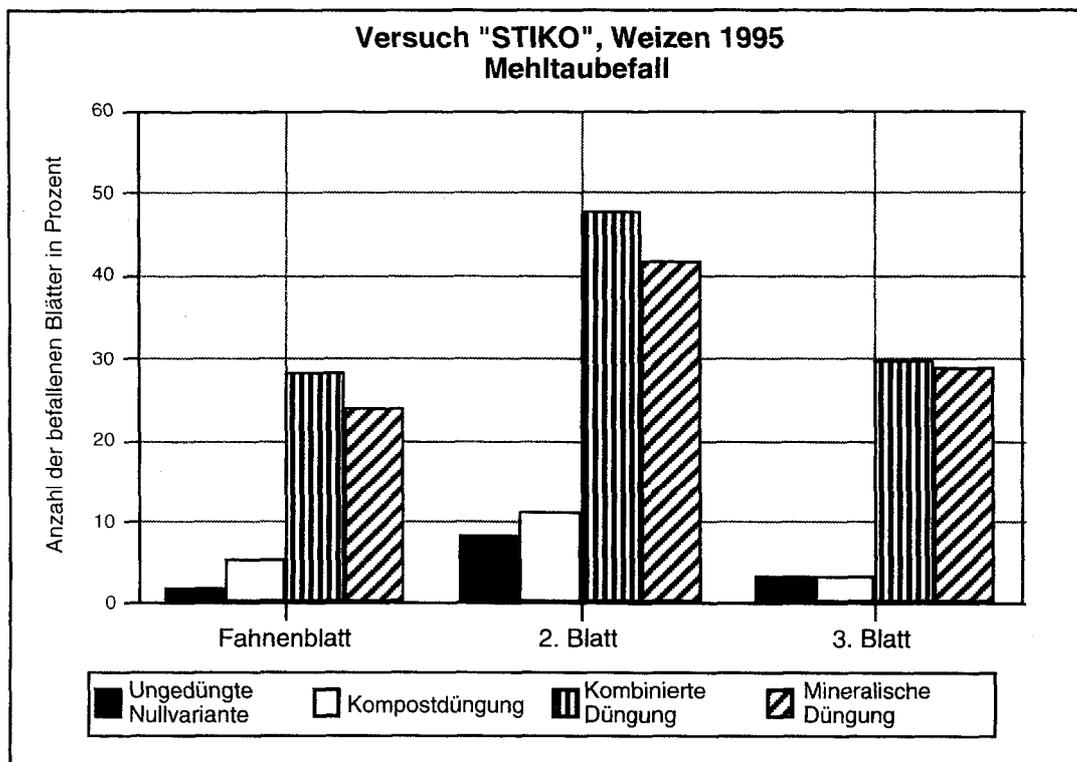


Abb. 3: Mehltaubefall in Abhängigkeit von der Düngung

Im Rahmen einer Kooperation mit Univ. Doz. K. Stich wurde untersucht, ob Kompostextrakt die Krankheitsresistenz der Sojabohne gegenüber dem Pilz *Phytophthora megasperma*, der Wurzelfäule und Absterben von Sojabohnenkeimlingen hervorruft, erhöhen kann, was aber mit den getesteten Kompostextrakten nicht gelang. In Zusammenarbeit mit Dr. E. Erhart und Univ. Prof. K. Burian, Institut für Pflanzenphysiologie, Universität Wien, wurde am Beispiel der Erbse und des die Erbse schädigenden Pilzes *Pythium ultimum* getestet, ob Kompost pflanzenpathogene Pilze unterdrücken kann. Die Biotonnekomposte wiesen ein leichtes Potential auf, den Schadpilz *Pythium ultimum* zu unterdrücken. Weiters wurde eine Methode zur Prognostizierung dieses phytosanitären Potentials eines Kompostes durch Messungen der mikrobiellen Biomasse, deren Aktivität und des Phenolgehaltes auf ihre Eignung für Biotonnekomposte überprüft.

1996 wurde, ebenfalls in Kooperation mit Univ. Doz. Stich, der Abbau von Polyphenolen, die als pflanzenwachstumshemmende Stoffe bekannt sind, während der Kompostierung und im Boden untersucht. Am Anfang der Rotte stieg die Menge an löslichen Polyphenolen durch den Abbau von hochmolekularen Biopolymeren, wie z. B. Gerbstoffen, zunächst an, erst in einer späteren Phase des Rotteprozesses wurden die löslichen Polyphenole abgebaut. In einer

Mischung von Kompost mit Felderde im Gefäßversuch zeigte sich, daß die phenolischen Verbindungen zu 90 % innerhalb eines Monats abgebaut wurden.

Langfristige Auswirkungen auf die Bodenqualität

Durch verschiedene Untersuchungen wurden die durch die Kompostzufuhr hervorgerufenen Veränderungen des Bodens im Versuch „STIKO“ quantifiziert. Bei der Variante mit der höchsten Kompostmenge wurden mit dem Kompost insgesamt 156 Tonnen organische Masse (Trockensubstanz) pro Hektar in der Summe der 6 Versuchsjahre zugeführt. Dadurch kam es zu einer signifikanten Anhebung des Gesamt-Stickstoffgehaltes um rund 15 % und des Gesamt-Kohlenstoffgehaltes um rund 5 % gegenüber der ungedüngten Kontrolle und der rein mineralisch gedüngten Variante [4].

Die Widerstandsfähigkeit eines Bodengefüges gegen Veränderungen infolge erhöhter Beanspruchung, z. B. durch Regenschlag oder Befahren, wird als Aggregatstabilität bezeichnet. Organische Stoffe haben einen sehr starken Einfluß auf die Stabilität der Aggregate im Oberboden. Bei den 1995 an unserem Institut von DI E. Schwaiger durchgeführten Messungen wiesen die Varianten mit Kompostdüngung eine etwas höhere Aggregatstabilität auf als die Varianten mit Mineraldüngung.

Seit 1989 wurde der Boden auf einem weiteren Kompostdüngungsversuch und seit 1993 am Versuch „STIKO“ auf bodenmikrobiologische Parameter untersucht [5, 6]. Die Bedeutung der Bodenmikroorganismen liegt vor allem darin, daß sie wesentlich beim Abbau organischer Substanz zu Nährstoffverbindungen, die von den Pflanzen aufgenommen werden können, mitwirken. Die Stoffumsetzungen werden durch Enzyme katalysiert. Protease, Urease und Glucosidase sind Enzyme, die von speziellen Mikroorganismengruppen freigesetzt werden. Die Enzymaktivitäten erlauben eine Aussage über das Stickstoff- und Kohlenstoffmineralisierungspotential eines Bodens. In den ersten Versuchsjahren war noch keine eindeutige Tendenz der bodenmikrobiologischen Aktivität zwischen den Düngevarianten erkennbar. Erst 1996 zeichnete sich bei der Protease-, der Urease- und der Glucosidaseaktivität eine signifikante Erhöhung in den kompostgedüngten Varianten gegenüber der Nullvariante ab.

Die Veränderungen in der Bodenqualität machten sich auch bei der Dichte der Regenwurmpopulation bemerkbar. Regenwürmer sind von großer Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit. Sie nehmen abgestorbene organische Substanz als Nahrung auf, vermischen sie im Darm mit anorganischen Bodenteilchen und scheiden sie als stabile Bodenkrümel wieder aus. Durch ihre Grabetätigkeit verbessern sie Durchlüftung und Wasserführung des Bodens. Im Exaktparzellenversuch „STIKO“ wurde in den Jahren 1995 und 1996 die Regenwurmfauna untersucht [7]. Dazu wurden jeweils im Frühjahr und im Herbst pro Parzelle aus je einem 40 cm tiefen, 0,25 m² großen Bodenblock die Regenwürmer händisch aussortiert, die jungen und erwachsenen Tiere getrennt gezählt, gewogen und die erwachsenen Tiere hinsichtlich ihrer Artzugehörigkeit bestimmt. Es ließ sich feststellen, daß sich bei Düngung mit Biotonne-Kompost, besonders in Kombination mit einer geringen Gabe mineralischen Stickstoffdüngers,

die Regenwürmer im Acker stärker vermehren. Die erhöhten Regenwurmdichten in allen Düngungsvarianten mit Biotonnekompost können auf eine Verbesserung der Fortpflanzungsbedingungen der Regenwurmpopulationen unter Kompostdüngung zurückgeführt werden. Für die bei uns wichtigsten Regenwurmarten stellen lebende Bodenmikroorganismen, welche wiederum durch Kompostdüngung gefördert werden, eine wichtige Nahrungsquelle dar. Neben der Nährstoffwirkung des Kompostes können gerade diese langfristigen Wirkungen von Kompost zu einer dauerhaft umweltfreundlichen Bewirtschaftung beitragen.

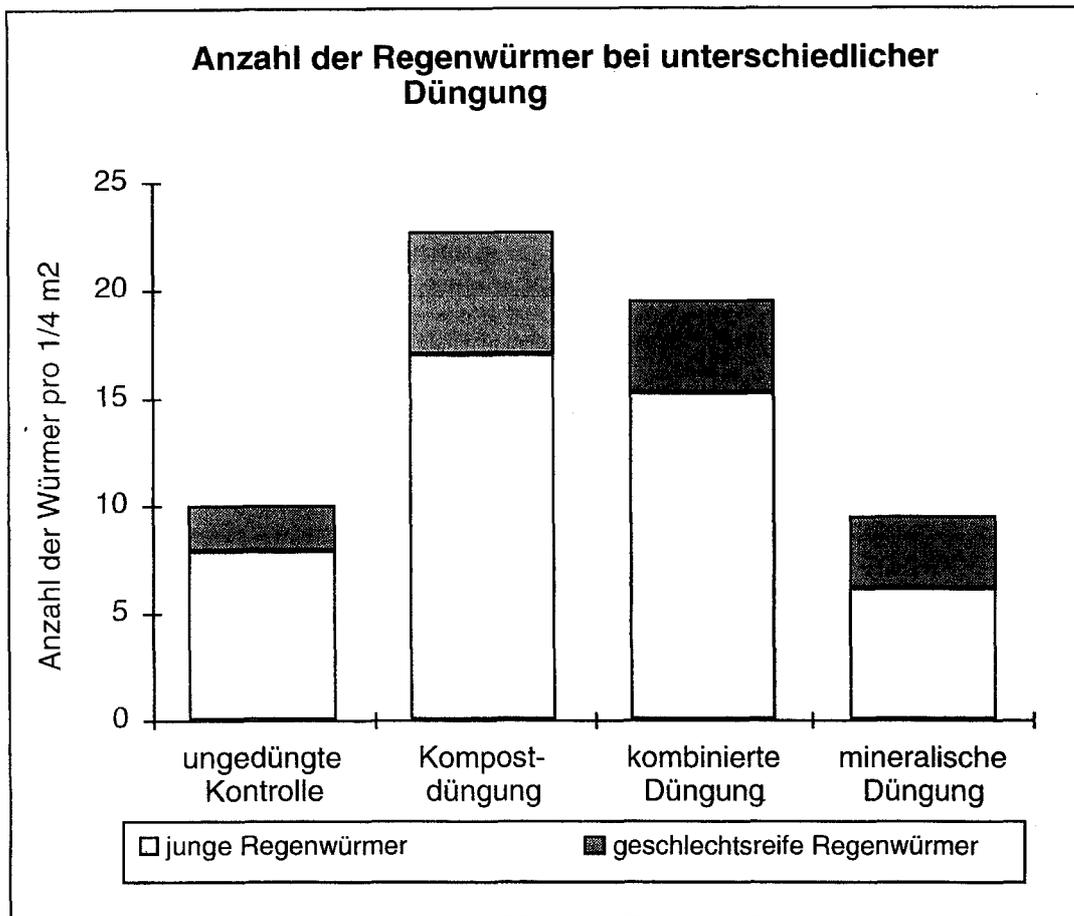


Abb. 4: Anzahl der Regenwürmer bei unterschiedlicher Düngung

In den nächsten Jahren werden die im ersten und zweiten Teil unseres Artikels beschriebenen langfristigen Feldversuche zum Einsatz von Biotonnekomposten mit besonderer Berücksichtigung des Stickstoffhaushaltes fortgesetzt. Dabei liegt der Schwerpunkt auf Umweltauswirkungen der Kompostanwendung, wie zum Beispiel der Nährstoffauswaschung und den Spurenelementgehalten von Boden und Pflanzen sowie auch auf der Zusammenfassung und Verbreitung unserer auf dem Gebiet der landwirtschaftlichen Kompostanwendung gewonnenen Erfahrungen.

Dr. Wilfried Hartl, Leiter des Fachbereiches Biologischer Pflanzenbau,
Mag. Dr. Eva Erhart, beide
Ludwig Boltzmann-Institut für Biologischen Landbau und Angewandte Ökologie,
Leiter: Univ. Doz. Dr. Ludwig Maurer
Rinnböckstraße 15, A-1110 Wien, Tel.: ++43 1 79514/97943, Fax: ++43 1 79514/7393

Literatur:

- [1] Feichtinger F. und Hartl W. (1997): Nutrient losses to the groundwater as influenced by organic fertilization compared to mineral fertilization - experimental outlines. 11th World Fertilizer Congress, 7-13 September 1997, Gent - Belgium.
- [2] Stockinger M. (1997): Auswirkungen von Kompost auf chemische Bodenparameter mit besonderer Berücksichtigung des Stickstoffhaushaltes und der Einsetzbarkeit in der Forstwirtschaft. Diplomarbeit Univ. f. Bodenkultur.
- [3] Schott W. (1998): Der Einfluß von Kompostdüngung auf Pflanzeninhaltsstoffe. Dissertation Univ. Wien (in Vorbereitung).
- [4] Hartl W. und Wenzl W. (1997): Möglichkeiten zur Reduzierung von Nährstoffbilanzüberschüssen in der Landwirtschaft durch Berücksichtigung wirksamer organischer Substanzen (WOS) im Boden. In: VDLUFA (Hrsg.): Kongreßband 1997: Stoff- und Energiebilanzen in der Landwirtschaft. VDLUFA-Schriftenreihe Nr. 46. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- [5] Wieshofer I. (1993): Bodenbiologische Parameter zur begleitenden Untersuchung des Umstellungsbetriebes Lobau. In: Tagungsband zur Tagung „Bodenbiologie in Österreich“ Nov. 1993, Linz. 425-433.
- [6] Schwaiger E. und Wieshofer I. (1996): Auswirkungen von Biotonnenkompost auf bodenmikrobiologische und enzymatische Parameter im biologischen Landbau. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 81, 229-232.
- [7] Kromp B., Pfeiffer L., Meindl P., Hartl W., Walter B. (1995): The effects of different fertilizer regimes on the populations of earthworms and beneficial arthropods found in a wheat field. In: Proceedings IOBC/WPRS-Working Group Meeting „Integrated Control in Field Vegetable Crops“, Giutte, France.

Vorabdruck aus Waste Magazin Nr. 3/1998, Bohmann Verlag Wien

Berechnung der N-Effizienz von Mist, Mistkompost und Grünabfallkompost anhand von zwei Feldversuchen

Alfred BERNER

Forschungsinstitut für biologischen Landbau, CH-5070 Frick

Bei der Kompostierung von Mist und von Grünabfall entstehen höhere N-Verluste als bei direkter Verwendung oder anaerober Lagerung der Materialien. Kann dieser Nachteil durch eine bessere N-Verfügbarkeit im Boden kompensiert werden?

Mit organischer Düngung werden die N-Reserven der organischen Substanz im Boden erhöht. Wie wirkt sich die Mineralisierung dieser N-Reserven auf die N-Effizienz der organischen Dünger langfristig aus?

In einem sechsjährigen Düngungsversuch in Therwil (BL) wurden Stapelmist, Rottemist und Mistkompost ausgangsmengenäquivalent in einer Fruchtfolge eingesetzt (Berner *et al.* 1997). In diesem Versuch wurden auch Grünabfallkompost und Vollgülle verwendet. Als Kontrolle diente ein Verfahren mit mineralischen Handelsdüngern (NPK) und ein ungedüngtes Verfahren. Mit zunehmender Versuchsdauer differenzierten sich die Pflanzenerträge. Die N-Effizienz der verschiedenen Verfahren, berechnet aus Entzug des gedüngtes Verfahrens minus Entzug der ungedüngten Kontrolle dividiert durch den Entzug der ungedüngten Kontrolle, betrug während der ersten sechs Jahre auf dem Felde in absteigender Reihenfolge: 56 % bei NPK, 27 % bei Vollgülle, 23 % und 20 % bei Rottemist und Mistkompost, 12 % bei Grünabfallkompost und 6 % bei Stapelmist.

Im DOK-Systemvergleichsversuch (Biologisch-Dynamisch; Organisch-Biologisch; Konventionell) in Therwil (BL) wurde nach zwei sieben-jährigen Fruchtfolgeperioden die N-Effizienz berechnet (Besson *et al.* 1995a, Besson und Spiess 1995b). Die N-Effizienz betrug nach den ersten sieben Jahren 38 % beim gemischt mineralischen und organisch gedüngten (=konventionellen) Verfahren, und 18 % beziehungsweise 22 % bei den ausschließlich mit Hofdüngern gedüngten biologischen Verfahren. Nach 14 Jahren erhöhte sich die N-Effizienz auf 74 % beim konventionellen Verfahren und auf 62 % beziehungsweise 69 % bei den beiden biologischen Verfahren. Die zunehmende N-Effizienz ist auf die mit der Zeit abnehmenden N-Reserven des ungedüngten Kontrollverfahrens, sowie auf die Aufsummierung der N-Nachwirkungen der organischen Dünger seit Versuchsbeginn zurückzuführen.

Die N-Effizienz von aerob aufbereitetem Rottemist und Mistkompost betrug nach sechs bis sieben Jahren 20-25 %, nach 14 Jahren 60-70 %, diejenige von Grünabfallkompost nach sieben Jahren 12 %. Für N-Effizienzversuche von Komposten sind selbst sieben Jahre noch zu kurz.

Literatur:

Berner, A., Scherrer, D. und Alföldi, T. 1997: Stickstoffeffizienz von unterschiedlich aufbereiteten Misten in einer Ackerfruchtfolge auf Lösslehm. *In:* Köpke, U. und Eisele, J.-A. 1997: Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau 3.-4. März 1997 an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn. Schriftenreihe Institut für organischen Landbau, Bonn.

Besson, J.-M., Spiess, E. and Niggli, U. (1995a): N Uptake in Relation to N Application during Two Crop Rotations in the DOC Field Trial. *In:* Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture. Biological Agriculture & Horticulture. Vol. 11. S. 69-75.

Besson, J.-M., et Spiess, E., (1995b): Processus chimiques et microbiologiques dans le sol cultivé selon les systèmes culturaux biologiques et conventionnels (Essai DOC). *In*: Mäder, P. and Raupp, J.: Effects of low and high external input agriculture on soil microbial biomass and activities in view of sustainable agriculture. Proceedings of the second meeting in Oberwil (Switzerland), September 15th to 16th, 1995. FiBL, Ackerstr., CH-5070 Frick.

Stickstoffdynamik in Abhängigkeit von ökologischen Rahmenbedingungen insbesondere Humushaushalt

Georg-Stefan HUSZ

ÖKO-Datenservice Ges.m.b.H.; Wien

1. Einleitung

Stickstoff ist ein unentbehrliches Element bei Lebensprozessen. Er ist Hauptbestandteil der Proteine und daher auch bedeutender Bestandteil von Biomasse aber auch von Eiweißverbindungen, welche zur Steuerung und Regulierung von Lebensprozessen dienen.

Der Hauptvorrat an Stickstoff der Erde befindet sich gasförmig in der atmosphärischen Luft (78 V% N₂). Als solcher ist er aber nur beschränkt bioverfügbar. Jedenfalls sind die durch elektrische Entladungen in der Atmosphäre ionisierten N-Formen, sowie symbiotisch und asymbiotisch durch Mikroorganismen gebundene N-Mengen üblicherweise nicht ausreichend, um die genetisch angelegte Biomassenproduktivität der meisten Standorte zu befriedigen. Im Zuge der Evolution haben sich zwar komplizierte N₂-Bindungs- und N-Umwandlungsstrategien gebildet, ein N-Überangebot in der Natur ist aber selten und tritt nicht nachhaltig auf. Daher wurden von der Vegetation auch keine Abwehrstrategien gegen N-Überschuß entwickelt.

Seit die Umwandlung von Luftstickstoff in bioverfügbare N-Formen großindustriell durchgeführt wird, hat sich das radikal geändert und es können Stickstoff-Überangebote auftreten, welche auch zu einem übermäßigen Stickstoffkonsum der Vegetation führen.

Die Steuerung des Stickstoff-Haushaltes wird daher zu einem immer wichtigeren Problem und ist im Spannungsfeld zwischen Produktivität und Qualität von Ernteprodukten, aber auch zwischen wirtschaftlichem Zwang und Umweltschutz bzw. Gesundheit zu einem zentralen Thema geworden.

Stickstoffgehalt und Stickstoffmenge sind aber auch von entscheidender Bedeutung für den Aufbau und die Erhaltung der organischen Substanz des Bodens (Humus), damit der Bodenqualität und der ökologischen Bodenfunktionen. Bekanntermaßen gehen letztere über die reine Ertragsfunktion (Boden als landwirtschaftlicher Produktionsfaktor) hinaus, womit die Stickstoff-Frage schon aus diesem Grund zur ÖKO-Systemfrage in der Relation zu den übrigen Systembereichen wie Luft, Wasser und Biosysteme wird.

2. Stickstoff-Formen im Boden

Der Stickstoffhaushalt im Boden und die damit verbundene N-Dynamik und N-Biobilanz sind Folgen sehr vielfältiger und komplexer Zusammenhänge. Stickstoff selbst tritt im Boden dabei in mehreren Formen auf. Diese können folgendermaßen eingeteilt werden:

- "Organischer Stickstoff" in org. Substanz gebundener Stickstoff.
- "Mineralischer Stickstoff" Stickstoff in anorganischen Bindungsformen wie NO₃⁻, NH₄⁺.

Diese Stickstoff-Formen treten in unterschiedlichen Bindungsintensitäten bzw. Löslichkeiten auf, was für ihre Wirkungsweise von großer Bedeutung ist:

- Unlöslich in organischen Makromolekülen als Molekülbestandteil, vorwiegend in Huminstoffen und in lebender Biomasse eingebaut (Eiweißstickstoff).

- Löslich in löslichen, meist niedermolekularen organischen Verbindungen (Huminsäurevorstufen bzw. Zwischenprodukte der Humifizierung oder Mineralisierung – "Vagabundierender Stickstoff").
- Adsorptiv gebundener anorganischer Stickstoff: Ammonium-Ion (NH_4^+).
- Wasserlösliche anorganische Formen: Nitrat (NO_3^-), Ammonium (NH_4^+).

Unter mineralischem Stickstoff wird der "bewegliche" und potentiell direkt pflanzenverfügbare anorganische Stickstoffanteil des Bodens verstanden. Es handelt sich um den NO_3^- -Anteil, sowie den wasserlöslichen und adsorbierten NH_4^+ -Stickstoff. Die Summe dieser Stickstoff-Formen ist hier als Nm (N-mineralisch) symbolisiert.

Diese Stickstoff-Formen stehen zueinander in ständiger dynamischer Wechselbeziehung. Ihr jeweiliges Verhältnis zueinander hängt vorwiegend von den ökologischen Standortbedingungen ab, mit denen sie ihrerseits in Wechselbeziehung stehen. Modelle (Fließdiagramme) zur Darstellung des N-Kreislaufes sind von vielen Autoren entworfen worden (1) (2), von welchen eines in Abb. 1 dargestellt ist.

Für praktische Anwendungszwecke erscheint die Bestimmung bzw. die Abschätzung der höher reaktiven N-Verbindungen von besonderem Interesse. Da gerade diese aber ständigen Schwankungen in Abhängigkeit von den fast täglichen Änderungen der Standortbedingungen (Temperatur, Wassergehalt, Niederschläge, Durchlüftung, mechanische Eingriffe, chemische Einflüsse etc.) unterliegen, ist eine prognostische Aussage über die N-Wirkung sehr schwierig und muß weitgehend standortbezogen bleiben.

In Böden mit hohem Organstoff-Umsatz, also solchen mit hohem organischen Substanzgehalt leichter Zersetzbarkeit (z.B. nach Ernte, Wurzelfilz von Grünland oder gewissen Waldstandorten), ist der Stickstoff organischer löslicher Verbindungen zu berücksichtigen. Vielleicht wird sich weniger ihr Anteil, als ihr C/N-Verhältnis als wichtige Interpretationshilfe herausstellen. Methoden zur Bestimmung dieser Form für die Routineanalytik sind gerade erst in Erprobung (z.B. NIR-Technik (3) (4)).

3. Beziehung zwischen Stickstoff und Humus

Als sicher kann eine Quantifizierung der Beziehung zwischen dem Gesamtstickstoff und dem Humusgehalt angesehen werden (Abb. 2 und 3), (5) (6).

Da der Humusgehalt eines Bodens ein standort- bzw. nutzungsabhängiges Merkmal ist, muß damit auch der Gesamtstickstoff eines Standortes als standortstypisch angenommen werden. Das bedeutet, daß nur so viel Stickstoff von einem Boden gespeichert werden kann, als dessen standortabhängiger Humusgehalt zuläßt. Damit ist weiter festgelegt, daß die maximale N-Speicherung eines Bodens vom jeweiligen Humusgehalt abhängt und es wird verständlich, daß Humusabbau zu Stickstoff-Freisetzung, Humusaufbau zu Stickstoffbindung führt.

Böden weisen aber nicht immer ihren potentiellen, standorttypischen Humusgehalt auf und zwar meist dann nicht, wenn sich durch eine Änderung von Standortbedingungen (Grünlandumbruch, Trockenlagerung, Bewässerung von Trockenstandorten bzw. Grundwasseränderungen, Wiederbegrünung, Klimaänderung usw.) ein neues Humusniveau einstellt. Dies ist das Ergebnis von Humifizierungs- und Mineralisierungsprozessen, die auf die Änderung der Standortbedingungen reagieren. Auch kann durch Zufuhr großer Mengen organischer Substanz der Humusanteil vorübergehend deutlich erhöht werden.

Eine weitere wichtige Beziehung stellt das Verhältnis von mineralischem (Nm) zu organischem (Norg) oder Gesamtstickstoff (Nt) dar. Hier nennt die Literatur 0,5-5% Nm von N(total) (5) (6).

Auch diese Beziehung ist streng standorts- und nutzungsspezifisch, wie aus einem Versuch, bei welchem durch einen Eingriff Werte von 1,5 bis 3,6% Nm von Nt verursacht wurden, hervorgeht. Schon nach 3 Jahren haben sich die Werte auf 0,55 bis 0,87% eingestellt ((6) und Abb.4). Das zeigt deutlich, daß sich nach kurzer Zeit auf einem gegebenen Standort auch bei einem relativ dramatischen Eingriff unabhängig von der Art bzw. Intensität des Eingriffs ein standorttypisches Verhältnis (Nm% v. Nt) einstellen wird.

Das eröffnet die Möglichkeit, den Kohlenstoff- bzw. N-Haushalt durch Feststellung dieser standort-typischen Merkmale, zu beurteilen und Eingriffe anzupassen.

Stellt sich beispielsweise heraus, daß ein Boden unter dem standorttypischen Humusniveau liegt, dann besteht die realistische Möglichkeit zur Kohlenstoff- bzw. Humusanreicherung. Ebenso läßt sich dann berechnen, welche N-Gesamt mengen zum Aufbau der erwünschten Humus-Moleküle nötig sind. Die großen Schwankungen der Literaturangaben bzw. der tatsächlich im Freiland anzutreffenden Nm/Nt-Verhältnisse sind unter anderem eine Funktion des jeweiligen C/N-Verhältnisses.

Da stabile Bodenumusformen C/N-Verhältnisse von annähernd 10-12 aufweisen, kann davon ausgegangen werden, daß für jedes anzureichernde % Humuskohlenstoff ein Zehntel % Stickstoff nötig ist. Sollte dieser nicht zur Verfügung stehen, ist der Humusaufbau bzw. eine Humusanreicherung nicht möglich. Da nun zu jeder Gesamtstickstoff-Einheit ein standorttypischer Nm-Anteil gehört (Arbeitshypothese), läßt sich der verfügbare bzw. bewegliche N-Gehalt bzw. die Menge von mineralischem Stickstoff pro Hektar berechnen, der bei gleichbleibendem C/N-Verhältnis mit jeder Änderung auftreten muß.

Sollten die Standortbedingungen aber eine Humusanreicherung nicht gestatten (Trockenheit, extreme Sonneneinstrahlung, starke Belüftung durch übermäßige mechanische Bearbeitung), dann ist auch eine Stickstoffzufuhr bezüglich der Humusanreicherung unwirksam bzw. von negativer Wirkung (NO_3^- -Auswaschung, N-Überdüngung).

Leider gibt es zur Zeit noch keine einfache Methode, den standort- und nutzungsbedingten Humusgehalt (org. Kohlenstoffgehalt) zu bestimmen. Andererseits gibt es üblicherweise viele Beobachtungen (Kartierungsergebnisse) und Ergebnisse von Versuchen, aus denen sich solche Werte zunächst anschätzen lassen. Klima und Wasserhaushalt spielen dabei entscheidende Rollen. Damit wäre für einen Modellansatz ein Beziehungsbereich Klima (inklusive Wasser), Nutzung und Stickstoff erfolgversprechend:

$$H = f(\text{Klima, Nutzung, Stickstoff})$$

Grobe Anhaltspunkte sind schon aus der Literatur ableitbar (6), bei der nur die Nutzungsart als unabhängige Variable eingesetzt wird (Tab.1).

Vom bodenkundlichen Standpunkt ist im groben Mittel bei Ackerstandorten mit einem C/N-Verhältnis von 10 zu rechnen (9-14), bei Grünland von 9 (8,5-9,5). Damit ist bei Acker mit einem Trend zur Stickstoff-Bindung zu rechnen, wenn das C/N-Verhältnis erhöht ist (> 12) und einer Stickstoff-Freisetzung, wenn das C/N-Verhältnis niedriger als 10 ist (< 9).

Tabelle 1: Häufige nutzungsabhängige Humusgehalte (H) in Oberböden, sowie Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N)-Gehalte

Nutzung	Tiefe [cm]	H [%]	C [%]	N [%]	C/N	Literatur
Eiche	0-15	4,3*	2,5	0,18	13,9	(6)
Fichte	0-20	6,54*	3,8	0,28	13,57	(6)
Weiden	0-25	7,05*	4,1	0,41	10,0*	(6)
Acker	0-28	2,06*	1,2	0,13	9,23	(6)
Acker		2,08	1,13	0,14	8,22	(6)
Acker		8,8	5,12*	0,48*	10,76	(8)
Acker		5,37	2,92	0,23	12,31	(13)
Grünland		13,6	7,9*	0,71*	11,1	(8)
Reifekompost		28,1	17,7*	0,96*	17,0	(12)
Stadt und Frischmüll-Kompost 8mm gesiebt		15,7	9,11	0,57	16,1	(13)
Müllkompost Rottezeit 15 Wochen		12,0	6,96	0,48	14,5	(13)
Klärschlamm		34	19,8*	2,7*	8,4	(13)
Fulvosäuren			47,5	1,25	38	(11)
Braunhuminsäuren			55	4,0	13,75	(11)
Grau-Huminsäuren			60	6,5	9,23	(11)

*)Werte gerechnet unter der Annahme, daß Humus 58% Kohlenstoff enthält.

Tabelle 2: N-Dynamik in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis des Bodens (Vorschlag, erster Entwurf)

Grünland	Acker	Trend
C/N	C/N	
< 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	N-Bindung deutlich

Anmerkung: Ackerwerte für Oberböden unter Ausscheidung von Ernterückständen und Frischwurzelmasse, Grünlandwerte gelten unter Ausschließung der Haupt-Frischwurzelmasse.

4. Berechnung des N-Bedarfes bei Erhöhung des Humusgehaltes

Fallbeispiel A

Ist sichergestellt (Feldbeobachtung, Versuch), daß ein Standort nachhaltig höhere Humusgehalte als die aktuellen halten kann, dann ist erchenbar, wieviel Stickstoff zur organischen Bindung für den Humifizierungsprozeß nötig ist oder wie hoch die Stickstoffmenge sein muß, mit der der zugeführte Kohlenstoff (org. Substanz) begleitet werden muß:

$$N = \frac{10 \cdot H \cdot F \cdot T \cdot d'}{f \cdot (C/N)} \quad (F1)$$

- N = Stickstoff, der zur Erreichung eines bestimmten Humusgehaltes nötig ist
- C/N = Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis des Bodens
- F = Fläche in m²
- d' = Trockenraumgewicht des Bodens (t/m³)
- H = Humus, Gewichtsprozent bezogen auf Trockenmasse des Bodens
- f = 1,72, Kohlenstoffgehalt des Humuskörpers, mit 58% angenommen
- T = Tiefe (m)

Sollte beispielsweise der Humusgehalt eines degradierten Ackerbodens von 1,5 auf 2,5% angehoben werden, würde das einen Verbesserungsbetrag von 1,0% Humus bedeuten. Der dazu nötige nachhaltig im Boden verbleibende - im Humusmolekül gebundene - zuzügliche Stickstoff beträgt für 20 cm Tiefe:

$$N = \frac{10 \cdot 1 \cdot 10\,000 \cdot 0,2 \cdot 1,4}{1,72 \cdot 10} = 1628 \text{ kg/ha}$$

Dies gilt für den Fall (A), daß der Boden bereits ein C/N-Verhältnis von 10 vor Beginn einer geplanten Erhöhung des Humusgehaltes aufwies.

Sollte dies nicht der Fall sein, würde folgende Vorgangsweise bei der Berechnung sinnvoll sein:

Fallbeispiel B

Ausgangsbedingungen:

Aktueller Zustand:	Ha = 1,5%	C/N _a = 12,8	d' _a = 1,40	T _a = 0,20 m
Zielvorgabe:	H _z = 2,5%	C/N _z = 10,0	d' _z = 1,35	T _z = 0,20 m

Vorhandener Gesamtstickstoff bei Ausgangssituation (20 cm Tiefe):

$$N_{\text{aktuell}} = \frac{10 \cdot 1,5 \cdot 10\,000 \cdot 0,2 \cdot 1,4}{1,72 \cdot 12,8} = 1\,907 \text{ kg/ha}$$

Zielvorgabe:

$$N_{\text{ziel}} = \frac{10 \cdot 2,5 \cdot 10\,000 \cdot 0,2 \cdot 1,35}{1,72 \cdot 10} = 3\,924 \text{ kg/ha}$$

Es besteht also eine Differenz zwischen der Ausgangslage und der Zielvorgabe von

$$N_z - N_a = 3924 - 1907 = 2017 \text{ kg N/ha}$$

Der Humusaufbau bei gleichzeitiger Verbesserung der Humusstabilität (Erhöhung des Grauhuminsäureanteils) ist an die Zufuhr von 2017 kg N/ha gebunden. Oder anders ausgedrückt, der aktuelle Humusgehalt ist "stickstofflimitiert" und nicht "standortlimitiert".

Fallbeispiel C

Ausgangssituation:

Aktueller Zustand: $H_a = 1,5\%$ $C/N_a = 8,0$ $d_a = 1,52$ $T_a = 20$

Zielvorgabe: $H_z = 2,5\%$ $C/N_z = 10$ $d_z = 1,45$ $T_z = 20$

Vorhandener N-Vorrat:

$$N_{\text{aktuell}} = \frac{10 \cdot 1,5 \cdot 10\,000 \cdot 0,2 \cdot 1,52}{1,72 \cdot 8} = 3\,314 \text{ kg/ha}$$

Zielvorgabe:

$$N_{\text{Ziel}} = \frac{10 \cdot 2,5 \cdot 10\,000 \cdot 0,2 \cdot 1,45}{1,72 \cdot 10} = 4\,215 \text{ kg/ha}$$

$$N_z - N_a = 901 \text{ kg/ha}$$

Im Fallbeispiel C genügen also 901 kg N/ha, um den Humusaufbau nicht durch N zu limitieren.

An diesen Beispielen soll gezeigt werden, daß die Steigerung des Humusgehaltes um den gleichen Betrag, folgende Stickstoffmengen pro ha (20 cm Tiefe) benötigt würden:

Tabelle 3: Änderung des Humusgehaltes und Stickstoff-Bedarf (Modell)

Fall	Humus-Ausgangswert	Humus-Endwert	N-Bedarf kg/ha
A	1,5	2,5	1 628
B	1,5	2,5	2 017
C	1,5	2,5	901

Der Ansatz erlaubt noch weitere Überlegungen – wie z.B.:

Wie hoch kann oder müßte der Humusgehalt sein, wenn im Oberboden bestimmte Stickstoffvorräte vorliegen?

Dabei wird wieder vorausgesetzt, daß die übrigen Standortsbedingungen nicht limitierend auftreten:

$$H_{\text{Ziel}} = f \cdot 100 \cdot \frac{N_t \cdot C/N}{F \cdot T \cdot d'} \tag{F2}$$

H_{Ziel} = "Stickstoffangepaßter Humusgehalt"

N_t = Stickstoff total (t/ha)

C/N = Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis des Bodens

F = Fläche (m²)

d' = Trockenraumgewicht des Bodens (t/m³)

T = Tiefe (m)

f = 1,72, Kohlenstoffgehalt des Humuskörpers mit 58% angenommen

100 = Faktor zur Umrechnung auf %

z.B.: Gemessene Werte:

Nt	= 5,88
C/N	= 10
d'	= 1,3
T	= 0,20
F	= 10 000

$$H_{\text{Ziel}} = 1,72 \cdot 100 \cdot \frac{5,88 \cdot 10}{10\,000 \cdot 0,2 \cdot 1,3} = 3,89 \%$$

5. Statistische Betrachtung

Humus und mineralischer Stickstoff

Statistisch deutet sich zwar eine Korrelation zwischen Humus und mineralischem Stickstoff in Böden an, es ist aber naheliegend, daß diese nicht allzu eng sein kann, da die Schwankungen von Standortsbedingungen auf Bindungs- und Freisetzungswerte unmittelbaren Einfluß ausüben (siehe oben). Steigende Humusgehalte bewirken steigenden Gesamtstickstoffgehalt und, in Abhängigkeit von diesem, einen bestimmten Anteil von mineralischen, also pflanzenverfügbaren aber auch auswaschbaren Stickstoff. Dabei hat das C/N-Verhältnis einen umgekehrt proportionalen Einfluß auf diesen Anteil.

Aus einem durchgeführten Exaktversuch mit 4 Wiederholungen und 3 Kulturarten (Kartoffel, Futtergras, Mais) bei denen extreme Unterschiede an Humusgehalt, C/N-Verhältnis und Stickstoffgehalt auftraten, läßt sich aus einem multiplen Modell zeigen, daß die Komponente C/N umgekehrt, die Komponente H direkt proportionalen Einfluß auf den Nm-Anteil aufweisen.

Aus diesem Versuch (6) ergab sich folgende Regressionsgleichung:

$$Nm = f(C/N, H)$$

Nm = (NH₄⁺ + NO₃⁻) - Stickstoff, mg/100g TM

C/N = Kohlenstoff-Stickstoff - Verhältnis

H = Humus, Gewichtsprozent gezogen auf Trockenmasse des Bodens

für H - Werte > 2,0% gilt:

$$Nm = 5,886 - 0,832 \cdot C/N + 1,614 \cdot H \quad (F3)$$

$$r = 0,832$$

$$B = 68\%$$

Der jeweilige Komponenteneffekt ist in Abb. 6 und 7 dargestellt. In Abb. 8 ist gezeigt, wie berechnete und gemessene Werte übereinstimmen. Obwohl der Trend eindeutig ist, kann die auftretende Streuung vom Mittel doch für die Bearbeitung bzw. für die Prognose für den Einzelfall zu grob sein. Sie ist aber sicherlich für die Rahmenplanung von Projekten und für die dabei nötigen Prognosen geeignet. Im Durchführungsfall wird man durch Messung von Nm korrigierend eingreifen müssen. Die statistische Prüfung von 11 unterschiedlichen Standorten zeigte ein ähnliches Ergebnis (13).

Humus und Gesamtstickstoff

Aus den Bodendaten "ohne Eingriff" wurde eine Beziehung zwischen Gesamtstickstoff und Humus hergestellt (Tab. 4).

Tabelle 4: Einfache lineare Regression aus 8 verschiedenen Standorten:Gesamtstickstoff als Funktion des Humusgehaltes: $(Nt = a + b \cdot H)$

Standort	Nutzung	a	b	R ²	Nt % bei 1,5% H	Nt % bei 2,5% H	Nt% Bedarf
1	Trop. Ackerbau	0,0461	0,0317	0,80	0,100	0,147	0,047
2	Trop. Ackerbau	0,0449	0,0326	0,85	0,100	0,148	0,048
3	Acker, N.Ö.	0,0532	0,0129	0,915	0,693	0,146	0,053
4	Weinbau, N.Ö:	0,042	0,0214	0,75	0,084	0,126	0,042
5	Bgld.Feldgemüse	0,0385	0,042	0,97	0,100	0,138	0,038
6	Bgld.Weinbau	0,0542	0,0095	0,92	0,091	0,145	0,054
7	Biol.Landbau Wien	0,1075	0,03357	0,559	0,158	0,191	0,033
8	Ackerbau, N.Ö.	0,0066	0,0553	0,903	0,077	0,132	0,055
9	Acker u. Grünl.	0,0107	0,0404	0,670	0,050	0,090	0,040
10	Ökol. Landbau	0,0574	0,034	0,909	0,108	0,142	0,034
11	BRD	0,0073	0,0422	0,747	0,063	0,098	0,035

Quelle: (13)

Mittel = 0,0435

Aus den Ergebnissen geht hervor, daß die Beziehung "Humus - N_{Ges.}" erwartungsgemäß sehr gut ist und sich immer wieder bestätigt (Abb.9).

Eine quadratische Funktion über die selbe statistische Grundgesamtheit ergab:

$$Nt\% = 0,0021 + 0,0585 \cdot H - 0,0022 (H)^2 \quad (F 4)$$

Das Bestimmtheitsmaß berechnete sich mit $R^2 = 0,701$ (vgl.Abb.9), wonach im "Mittel" aller Beobachtungen der Humusgehalt 70% der Einflußgröße auf den N-Gesamtgehalt ausmacht (vergl. auch Abb.2 und 3). Eine Berechnung des Stickstoffbedarfes für eine Erhöhung des Humusgehaltes von 1,5 auf 2,5% ergäbe nach diesem Modell:

$$Nt\% (1,5\% H) = 0,0849$$

$$Nt\% (2,5\% H) = 0,1346$$

$$Nt\% \text{-Bedarf} = 0,0497$$

Für eine Tiefe von 20 cm und einem Trockenraumgewicht von 1,40 t/m³ errechnet sich eine Bodentrockenmaße von 2800 t/ha. Auf Basis des ermittelten Nt - Bedarfes von 0,0497% ergibt sich ein N-Bedarf von 1392 kg/ha.

Vereinfacht weisen alle 11 Standorte bei einer mittleren Tiefe von 20 cm, einem Trockenraumgewicht von 1,40 t/m³ und einem mittleren N-Bedarf von 0,0435% der TM (Tab.4) einen mittleren N-Bedarf von

$$10\ 000 \cdot 0,20 \cdot 1,40 \cdot 0,0435 : 100 = \underline{1\ 218\ kg/ha}$$

auf.

Das niedrigste Ergebnis in Tabelle 4 ergab einen N-Bedarf von 0,033 N%TM, das maximale ein solches von 0,055 % für die Humusanreicherung von 1,5% auf 2,5% TM.

Das ergibt eine standortsbezogene Bandbreite von:

$$10\ 000 \cdot 0,20 \cdot 1,40 \cdot 0,033 : 100 = 924 \text{ kg N/ha bis}$$

$$10\ 000 \cdot 0,20 \cdot 1,40 \cdot 0,055 : 100 = 1\ 540 \text{ kg N/ha}$$

wenn angenommen wird, daß sich die Bodendichte nicht verändert.

Die deduktiven Überlegungen nach (F1) ergaben differenzierte Werte in der gleichen Größenordnung (Tab.3). Diese Differenzierung ermöglicht ein Eingehen auf spezielle Standortsbedingungen (Berücksichtigung des C/N-Verhältnisses, des Humusgehaltes, der zu beurteilenden Bodentiefe und der Dichte), weswegen auch Einzelfälle sensibler erfaßt werden. Das ist auch der Grund, warum bei der deduktiven Vorgangsweise (F1) eine höhere Bandbreite des Stickstoffbedarfes resultiert.

Vergleich der Bandbreiten für den Stickstoffbedarf für die Humusgehaltsteigerung von 1,5 auf 2,5% an der gleichen Grundgesamtheit:

	Statistische Ableitung (F4) kg/ha	Deduktive Ableitung (F1) kg/ha
Minimum	924	901
Maximum	1540	2017
Bandbreite	616	1116

6. Zusammenfassung

Die Zufuhr von organischer Substanz in den Boden bedeutet in jedem Fall einen erheblichen Eingriff in das bodenbiologische Geschehen. Zu seiner Beurteilung und gezielten Steuerung sind daher Kenntnisse über die Zufuhr-Stoffe (Kompost, org. Dünger, org. Abfall, etc.) sowie den Boden selber unerlässlich. Weitere Standortmerkmale, wie besonders Wassergehalt und Vegetationsdecke bzw. Nutzungsart, sind ebenfalls von Bedeutung.

Die Nährstoff- also Düngewirkung ergibt sich erst aus der Beurteilung bzw. der Abschätzung der Eingriffsfolgen. Es handelt sich somit um die Quantifizierung einer Prognose über die Folgen des Eingriffes. Diese Vorhersage läßt sich nach dem vorgeführten Datenmaterial in einer ersten Annäherung tatsächlich abschätzen, wobei in vorliegender Arbeit zunächst auf die nachhaltigen Zusammenhänge des standortsbedingten Humus (v.a. Humusgehalt und Stickstoffbedarf) eingegangen wurde. Dabei wurde zwischen einem "stickstofflimitierten" und einem "standortlimitierten" Humusgehalt unterschieden.

Es konnte ein einfaches Modell erstellt werden, welches den Stickstoffgehalt für einen gegebenen oder angestrebten Humusgehalt zu berechnen erlaubt (F1).

Es wurde gezeigt, daß sowohl Ergebnisse an Exakt-Feldversuchen (6) wie auch eine statistische Bearbeitung einer großen Datenzahl aus 11 unterschiedlichen Standorten die Ergebnisse des Modelles bestätigen, so daß seine praktische Anwendung empfohlen werden kann:

N-Bedarf für 1% Humusaufbau:

- a) Ergebnisse aus dem Modell (F1) - je nach Standort 901 - 2 017 kg/ha
- b) Gemeinsame Auswertung von 11 Standorten (ohne Eingriff) 1 392 kg/ha
- c) Ableitungen aus 11 Standorten (ohne Eingriff) - statistische Bearbeitung jedoch Standorte getrennt 924 - 1 540 kg/ha

Die Prognose der Verfügbarkeit des Stickstoffes in mineralischer Form (Nm) ist ebenfalls grundsätzlich möglich (F3) (6). Jedoch reagiert dieser Wert sehr empfindlich auf die Schwankungen der Standortsbedingungen, sodaß für eine gezielte N-Steuerung auf eine zusätzliche Nm-Kontrolle nicht verzichtet werden sollte (Analyse der Bodenlösung und des N-Gehaltes der Pflanzen).

Zur Trendabschätzung der Stickstoff-Bindung oder -Freisetzung wurde ein erster Vorschlag unterbreitet (Tab.2).

Literatur:

- (1) Heinrich D. und M. Hergt (1990): dtv- Atlas zur Ökologie. Deutscher Taschenbuchverlag GmbH & Co.KG, München.
- (2) Agro-Ecosystems, Special Issue (1977/78): Volume 4, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.
- (3) Wenzel W. et al. (1998): Qualitätsbestimmung von Kompost mittels NIR- Analyse von Phosphatpufferextrakten. Abschlußbericht des BAL-Projektes Nr. Al.50193, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning.
- (4) Wenzel, W. et al. (1998): Weiterentwicklung einer Analysenmethode zur Ermittlung des nachlieferbaren Stickstoffs, BAL- Projekt CH 1/90, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft, Gumpenstein, Irdning 1998.
- (5) Stahr, K. et al.: Soil- Nitrogen Reserves and Mineralization as Affected by Climate, Soil and Landuse. Nova Acta Leopoldina, NF 70 Nr.: 288, 213 – 235, Stuttgart.
- (6) Forstinger, M. (1997): Vererdung von Reststoffen aus der Papierindustrie, Dissertation an der Universität für Bodenkultur in Wien.
- (7) Archiv der ÖKO-DATENSERVICE Ges. m .b. H.: Bodenkundliche Untersuchungen im Zusammenhang mit der Ascheverwertung holzverbrennenden Wirbelschichtöfen.
- (8) Husz, G. (1986): Bodenzustandserhebung Vorarlberg, 1986, Lebensraum Vorarlberg , Grundlagenarbeiten zu Natur und Umwelt, Band 2, Vorarlberger Landesregierung.
- (9) Husz, G. (1990): "KABO", Pilotprojekt, Kantonales Bodenbeobachtungsnetz, Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich, Fachstelle Bodenschutz, 30. 11. 1990.
- (10) Husz, G. (1997): Vererdung von Abfallstoffen zur Herstellung von Material zur Rekultivierung. VDI-Bildungswerk, Verein Deutscher Ingenieure, Bericht zum VDI-Seminar, Kongreßbericht, Sept. 1997, europäische Kongreßmesse, publiziert im Handbuch für Deponiewirtschaft, BW 43-68-01, VDI-GmbH,Graf Recke Str.84, Postf.:101139, 40002 Düsseldorf.
- (11) Scheffer, F. und. Schachtschabel, P. (1989): Lehrbuch der Bodenkunde, 12. neu bearbeitete Auflage, Ferdinand Enke- Verlag Stuttgart.
- (12) Amlinger, F. (1993): Handbuch der Kompostierung, Wien.
- (13) Archiv der ÖKO-DATENSERVICE Ges. m.b.H (1988-1999).

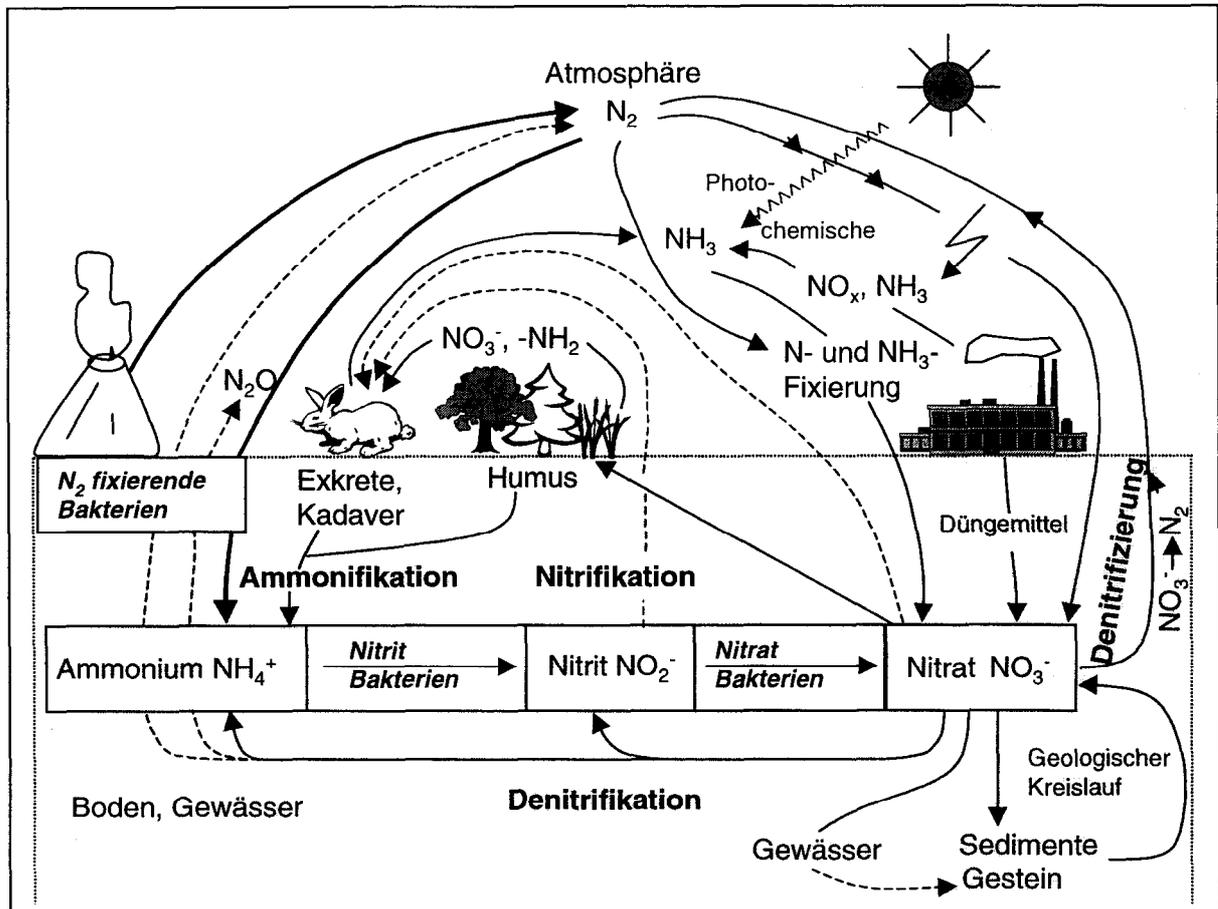


Abbildung 1: Stickstoff-Kreislauf (1).

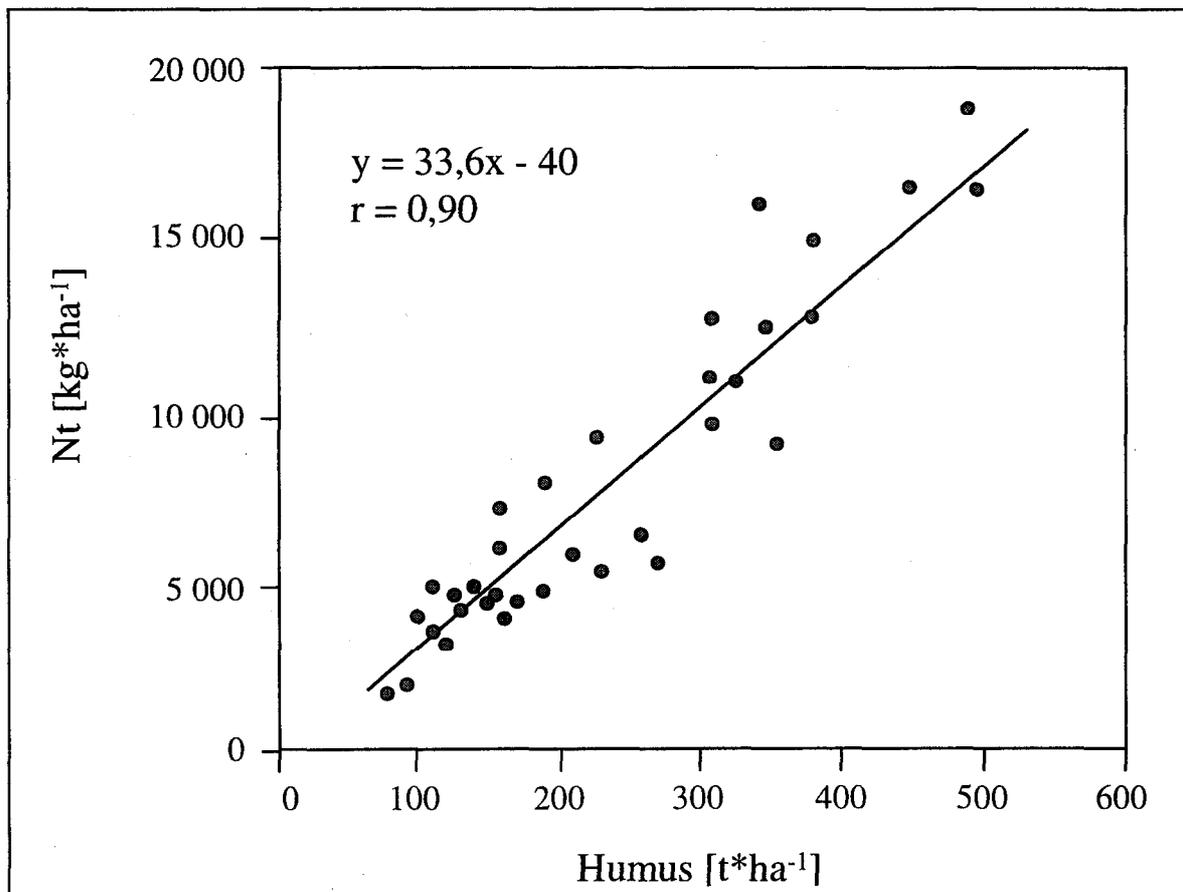


Abbildung 2: Beziehung zwischen Stickstoffvorrat und Humusgehalt (5)

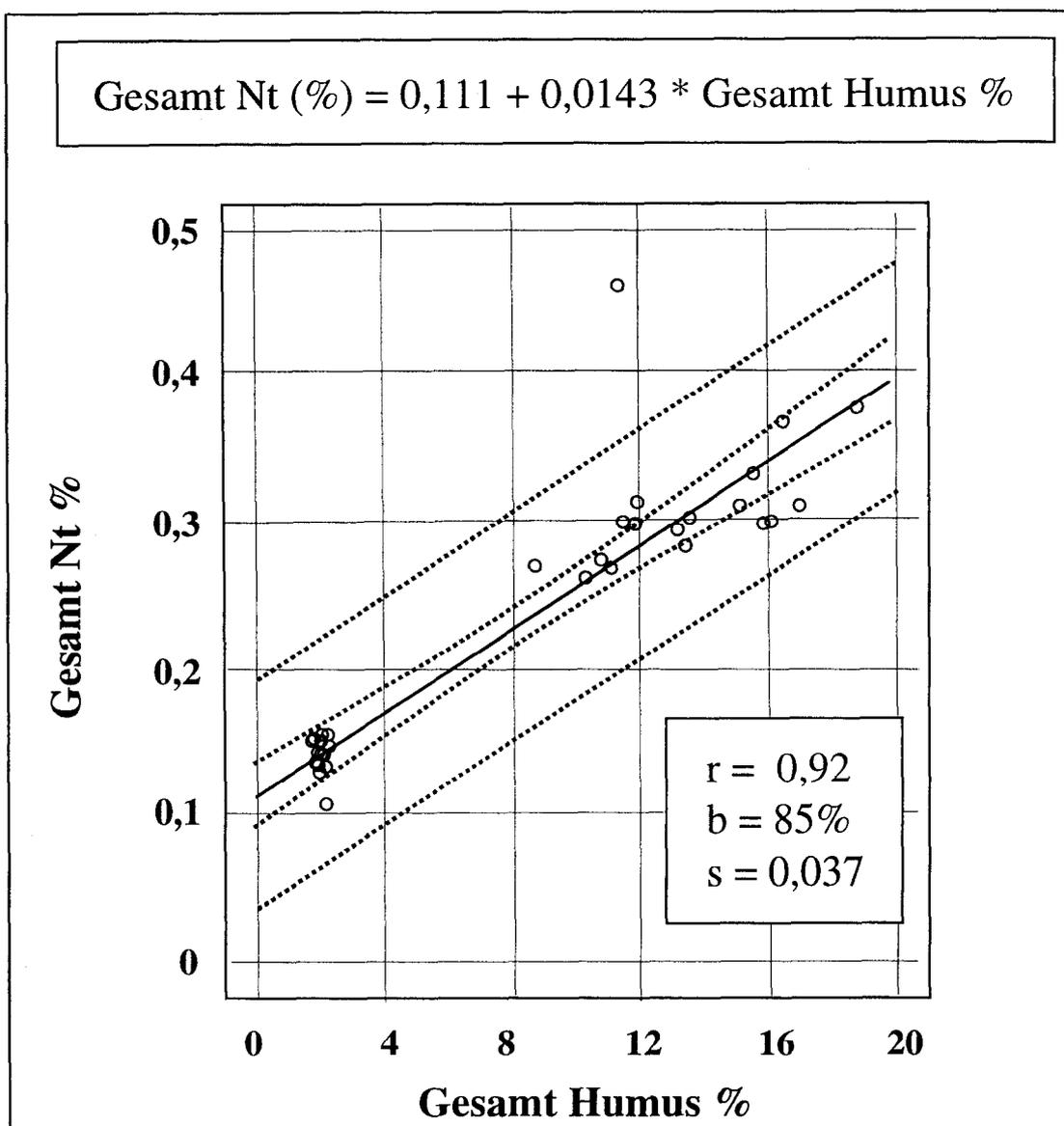


Abbildung 3: Beziehung zwischen Stickstoff- und Humusgehalt (6)

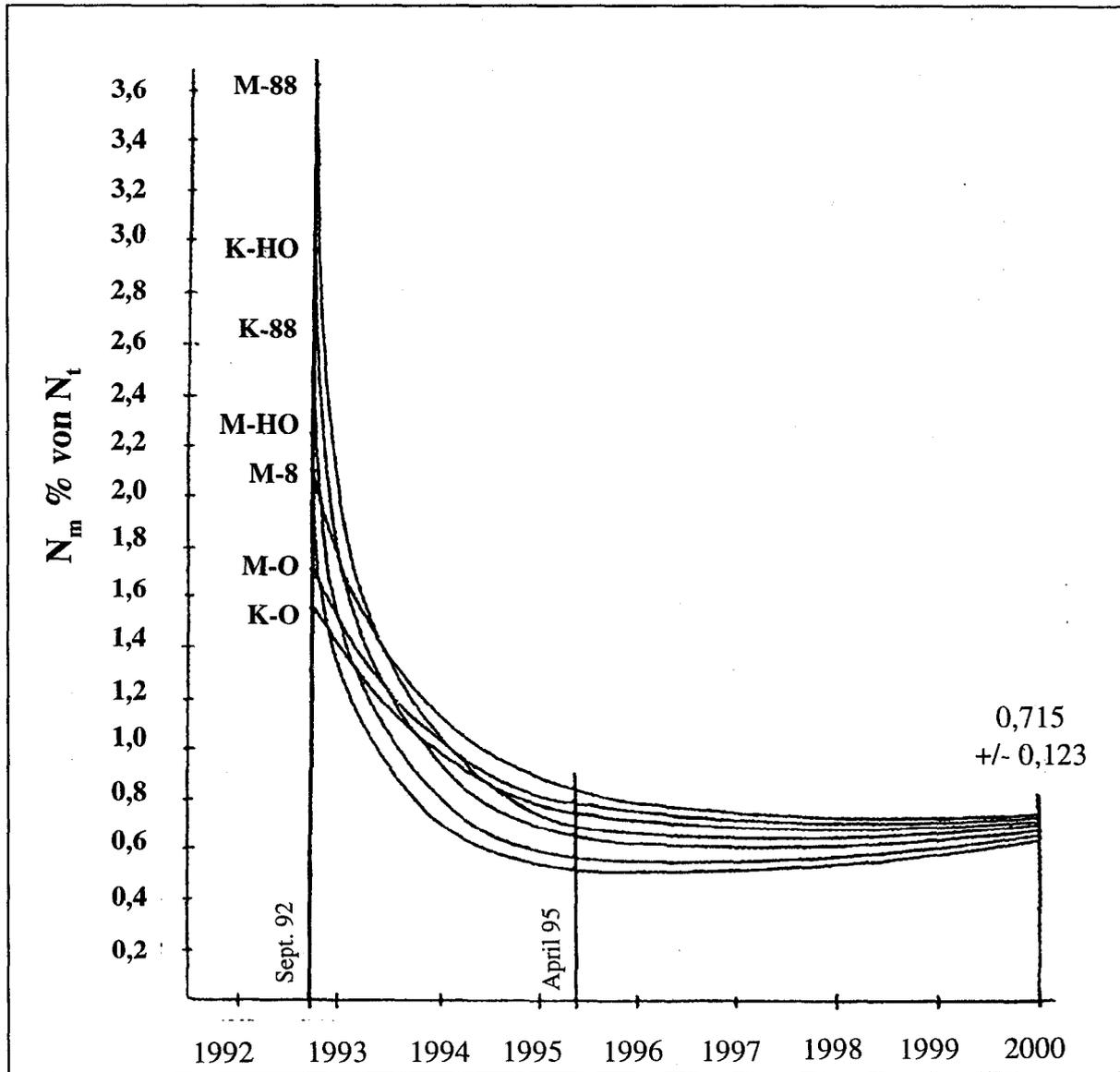


Abbildung 4: Graphische Darstellung des mineralischen Stickstoff (6)

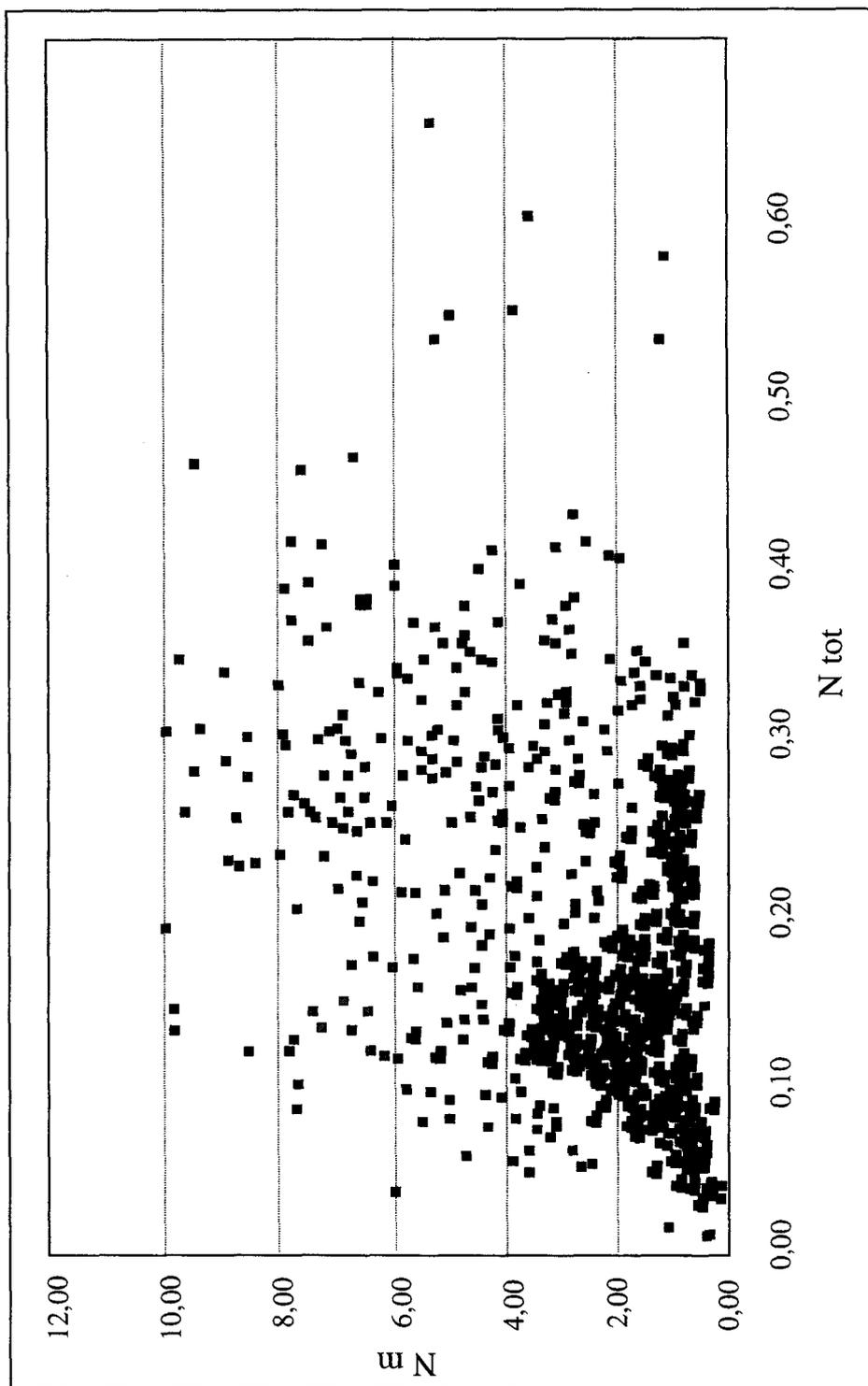


Abbildung 5: Gesamtstickstoff (Ntot) und mineralischer Stickstoff (Nm)

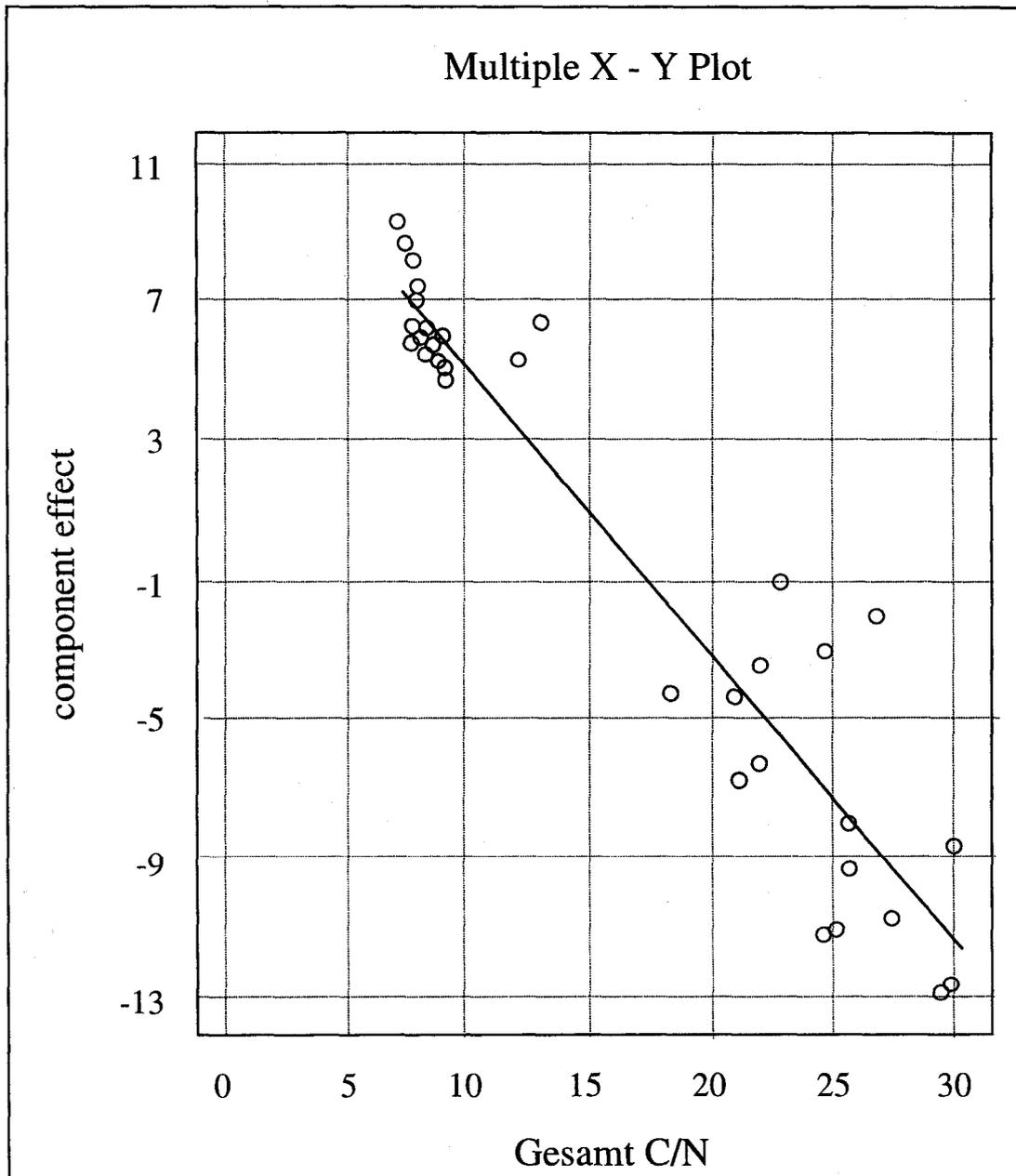


Abbildung 6: Komponenteneffekt C/N auf Nm Gehalt (6)

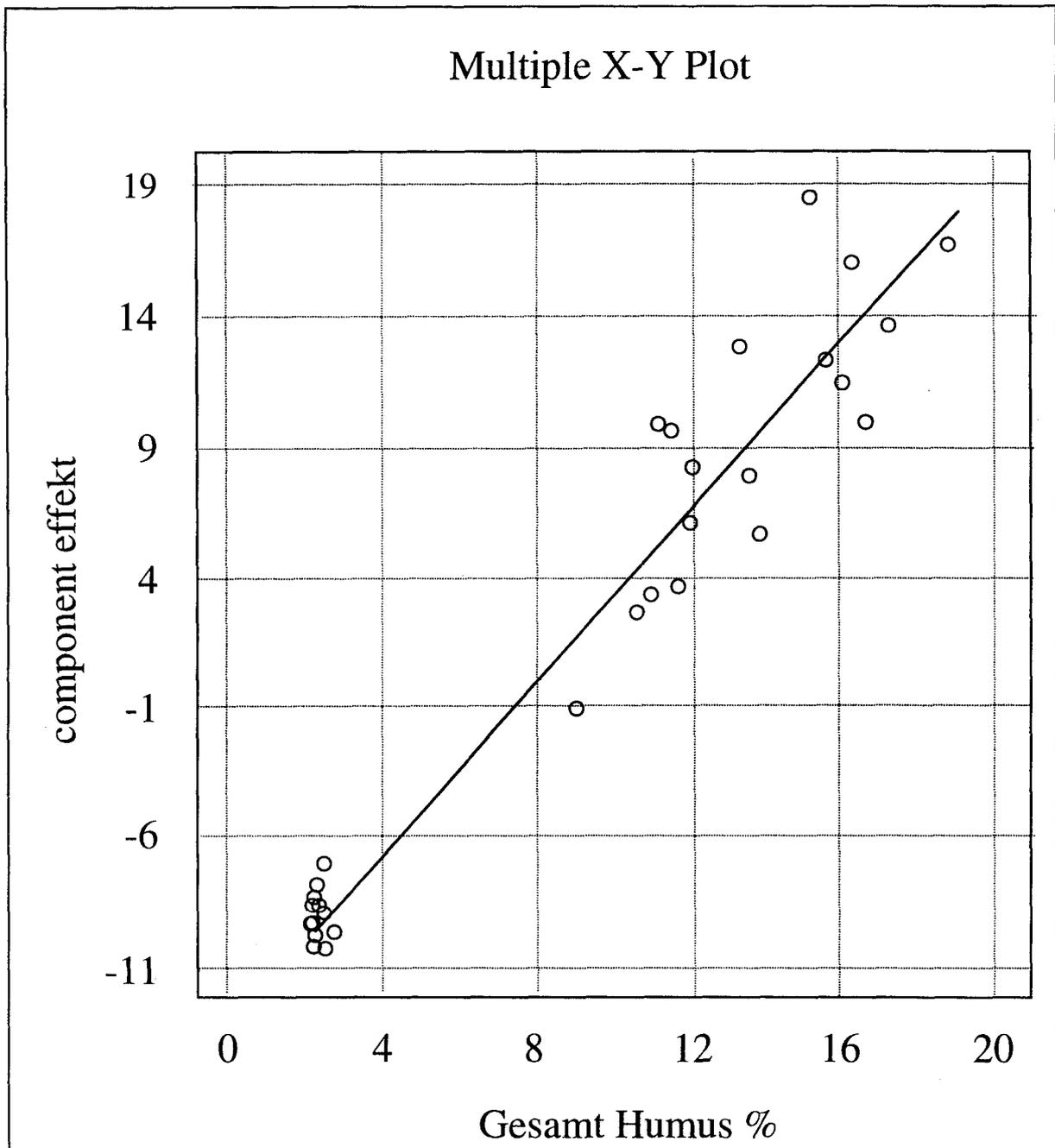


Abbildung 7: Komponenteneffekt Humus % auf Nm (6)

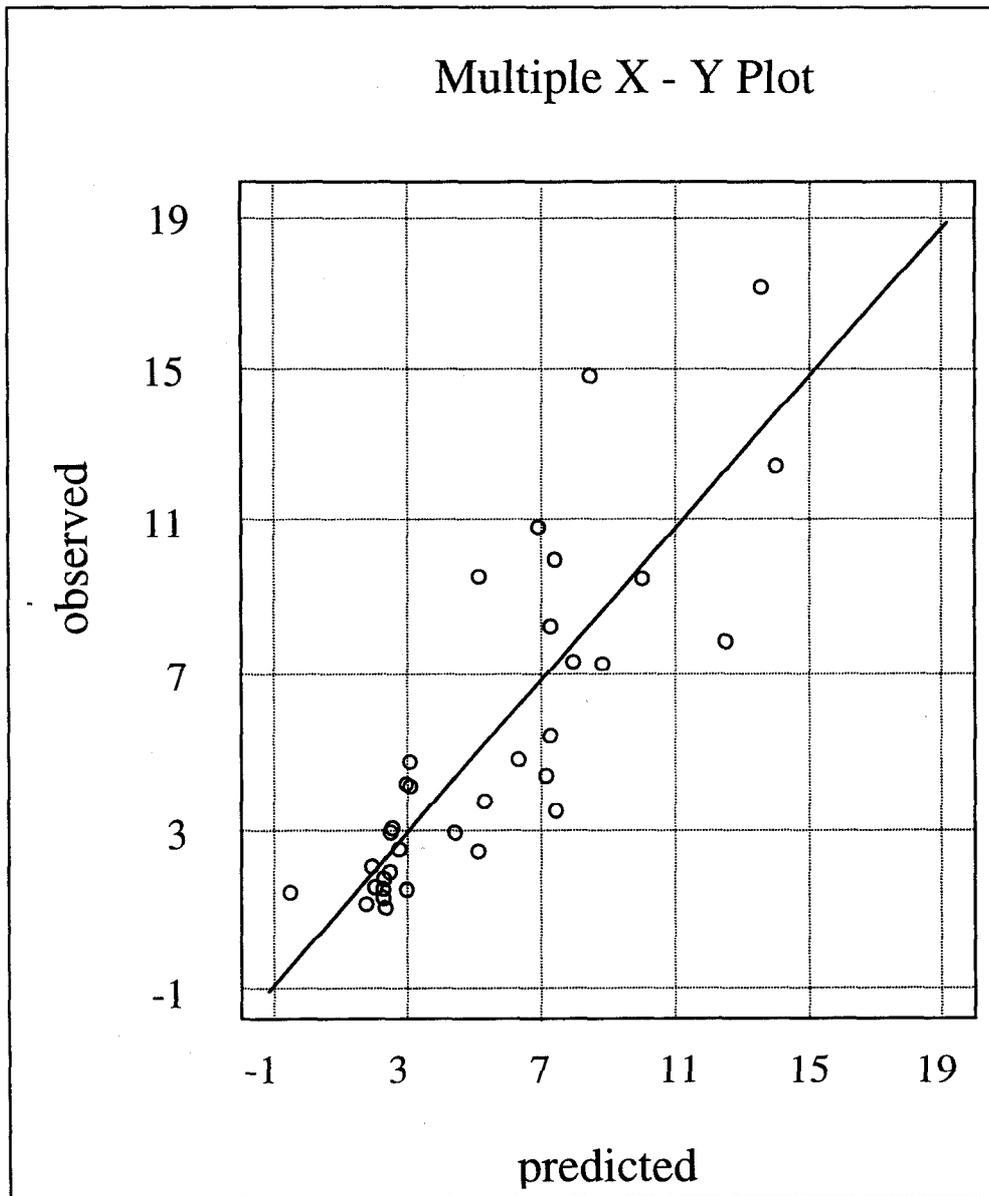


Abbildung 8: Berechnete und gemessene Werte für Nm aus einem Standort mit großen Unterschieden im Humusgehalt

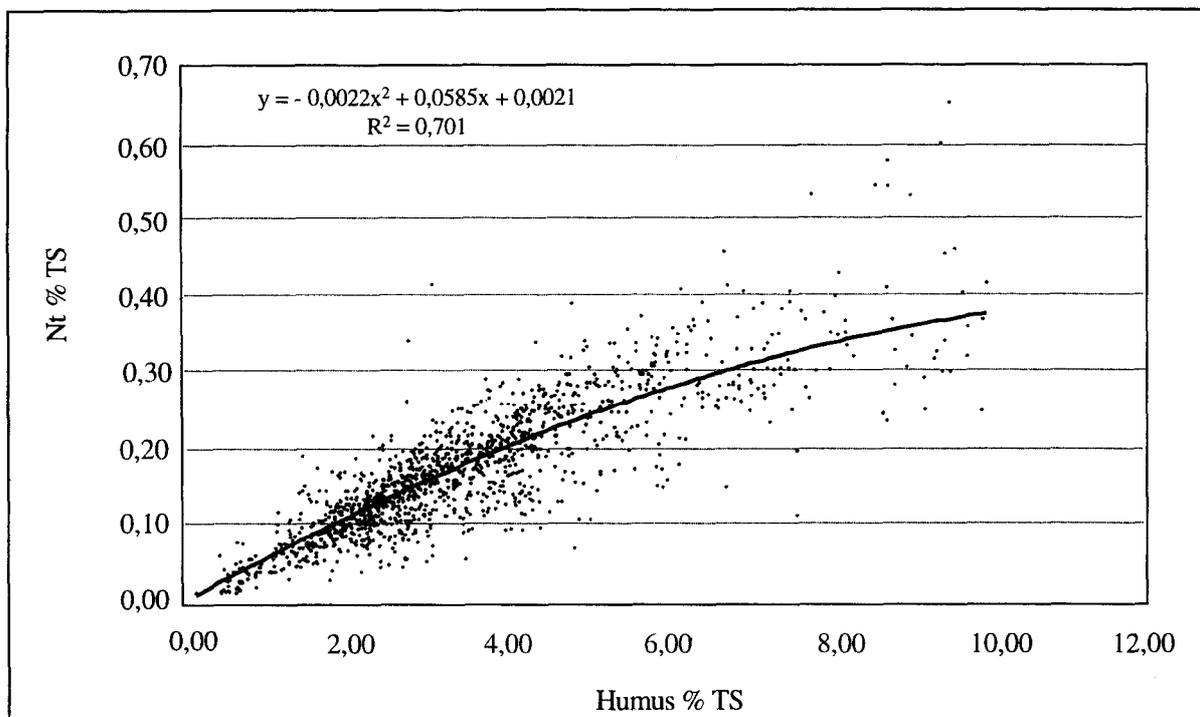


Abbildung 9: Beziehung Humusgehalt und Gesamtstickstoff des Bodens

Orientierende Feldversuche zur Anwendung von Biotkomposten unterschiedlichen Rottegrades

Ute PETERSEN & Holger STÖPPLER-ZIMMER

PlanCoTec; Witzenhausen

Kurzfassung

1. Feldversuche zur Untersuchung der Anwendung von Bioabfallkomposten

- Fragestellung: Auswirkungen von Komposten unterschiedlicher Rottegrade.
- GaLaBau (Schluffboden, 2 Jahre) und Landwirtschaft (Sand- und Schluffboden, 4 Jahre).
- Ertrags- und Qualitätsparameter, chem., biol., phys. Bodenparameter.

⇒ Zusammenfassung der Ergebnisse der Feldversuche:

- Keine Pflanzenunverträglichkeiten durch die Anwendung von Frischkompost.
- Bei angepaßter N-Ergänzungsdüngung gleiches Ertragsniveau wie ortsüblich gedüngte Kontrolle bei gleicher oder verbesserter Qualität der Ernteprodukte.
- Höhere relative Nährstoffmobilisierung und höhere mikrobielle Aktivität im Boden bei Frischkompost im Vergleich zu Fertigkompost.
- Höheres Porenvolumen, nutzbare Wasserkapazität und Aggregatstabilität bei Fertigkompost im Vergleich zu Frischkompost.
- Auf den Lößstandorten führten Mineralisationsprozesse über Winter i.d.R. zu einer N_{min} N-Anreicherung im Profil.
- Die hohe Durchlässigkeit des Sandbodens führte trotz andauernder Mineralisationsprozesse zu einem Absinken der N_{min} N-Gehalte und damit zu einer Verlagerung von Nitrat aus der 90 cm-Bodenschicht.
- Nach Kompostausbringung im Frühjahr keine unterschiedlichen Auswirkungen zwischen der Anwendung von Frisch- und Fertigkompost auf den N_{min} N-Haushalt während der Auswaschungsperioden.
- Kompostausbringung im Herbst führte zu bedeutend höheren Nitratgehalten im Boden über Winter nach Fertigkompostanwendung im Vergleich zum Frischkompost.

2. Modellgestützte Abschätzung der Stickstoffdynamik zur Optimierung der Nitratauswaschung bei langfristiger Kompostanwendung

- Fragestellung: Auswirkung langfristiger Kompostanwendung auf die Nitratfreisetzung.
- Langfrist-Simulationen (Modell DAISY), kalibriert an wissenschaftlichen Feldversuchen.

⇒ Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen:

- Erste Projektphase: Grundsätzliches Gefährdungspotential hinsichtlich der Nitratauswaschung durch die langfristige Anwendung von Komposten in Höhe von 10 Mg TS/ha*a bei Standorten mit hohen Sandanteilen und Grundwassernähe. Kein erkennbares Nitrat-Gefährdungspotential bei grundwasserfernen Lößstandorten.
- Zweite Projektphase: Auf grundwasserfernen und auf eher lehmigen Standorten sind die bisher empfohlenen Kompostmengen von bis zu 10 t Kompost-TS/ha*a ohne Problem für das Grundwasser zu vertreten. Auf grundwassernahen und eher sandigen Böden hingegen kann die Nitratproblematik entweder durch einen hohen Entzug von Stickstoff über eine optimierte Fruchtfolge (mehr Winterungen, mehr Zwischenfruchtanbau) oder eine Reduktion der Kompostgaben auf etwa 5-7,5 t TS/ha*a erreicht werden.
- Im Vergleich von Frisch- und Fertigkompost entscheidet letztlich die gesamte N-Fracht.

Verbesserung der Bodeneigenschaften wirken sich im Modell hinsichtlich der N-Dynamik kaum aus.

Einleitung und Problemstellung

Im Rahmen der getrennten Sammlung und Kompostierung organischer Abfälle war in der Vergangenheit eine starke Orientierung auf die Anlagentechnik festzustellen. Das ökonomisch und ökologisch sinnvolle Konzept der Kompostierung hat dennoch nur Zukunft, wenn der Absatz der erzeugten Komposte sichergestellt wird. Um die Anwendung und Verwertung von Bio- und Grünkomposten in pflanzenbaulichen Erwerbsbereichen abzusichern und somit eine Grundlage für die Entsorgungssicherheit herzustellen, müssen gravierende Wissensdefizite eingegrenzt werden (STÖPPLER-ZIMMER et al. 1993). Im vom BMBF unterstützten Verbundvorhaben „Neue Techniken zur Kompostierung“ wurde im Rahmen des Teilvorhabens 7 im Projekt "Anforderungen an Qualität und Anwendung von Bio- und Grünkomposten" diesem Forschungsbedarf nachgegangen. Das Projekt umfaßte mehrere Feldversuche im Bereich Landschaftsbau/Baumschule (zweijährig) und Landwirtschaft/Feldgemüsebau (vierjährig) zur Anwendung von Bioabfallkomposten unterschiedlichen Rottegrades (Versuchszeitraum 1992 - 1996). Eine Auswahl zusammenfassender Ergebnisse wird im folgenden vorgestellt.

Ein Fertigkompost nach RAL GZ 251 ist das Endprodukt einer aeroben Rotte, bei dem leicht abbaubare organische Substanz weitgehend biologisch umgesetzt ist, und stellt ein biologisch stabilisiertes, pflanzenverträgliches Rottegut dar (Rottegrade IV und V nach LAGA M10 1995). In mehreren Freilandversuchen auf dem landwirtschaftlichen Versuchs- und Lehrbetrieb der Universität-Gesamthochschule Kassel (Witzenhausen) wurde in der Vergangenheit festgestellt, daß die Anwendung gut gerotteter Fertigkomposte aus der Bioabfallsammlung infolge der Düngewirkung und weiterer positiver Effekte zu einer Erhöhung der pflanzlichen Erträge führen kann (VOGTMANN 1989, 1991). Weiterhin führte die Anwendung von Fertigkompost im Vergleich zu einer mineralischen Kontrolle zur verbesserten Qualität der Ernteprodukte durch höhere Gehalte an wertgebenden und geringere Gehalte an wertmindernden Inhaltsstoffen. Auch die Gehalte an Schwermetallen im Boden wurde bei mittelfristig intensiver Düngung mit Bioabfallkompost nicht signifikant erhöht und waren in den pflanzlichen Produkten sogar teilweise signifikant niedriger als bei mineralischer Düngung (FUCHSHOFEN et al. 1993).

Als Frischkompost wird ein hygienisiertes Rottegut mit höheren Gehalten an leicht abbaubarer organischer Substanz bezeichnet, welches noch zur Rotte fähig ist oder sich noch in intensiver Rotte befindet (Rottegrade II und III nach LAGA M10 1995). Die Auswirkungen auf Ertrag und Qualität nach Anwendung von Frischkompost im Freiland sind bisher wenig geprüft und weitgehend ungeklärt. Frischkomposten werden bisher minderwertige Qualitäten zugeordnet und somit werden Probleme bei der Anwendung prognostiziert (MATHUR 1993). Nach EBERTSEDER (1994) führen Komposte mit einem Rottegrad von I bis III zu einer N-Festlegung im Boden und damit möglicherweise zu Mindererträgen. Nach einer abgeschlossenen, intensiven Rotte sind Fertigkomposte im Gegensatz zu Frischkomposten frei von phytotoxischen Stoffen, unterliegen keiner Stickstofffixierung und sind damit in der Regel pflanzenverträglich. Frischkomposte weisen jedoch den großen Vorteil auf, wesentlich geringere Behandlungskosten zu verursachen.

Für die Anwendung von Frisch- und Fertigkompost in pflanzenbaulichen Bereichen ergeben sich somit wichtige Fragen; einige davon sind:

- Welche Aussagen können hinsichtlich einer Pflanzen(un-)verträglichkeit insbesondere bei Frischkompostanwendung im Freiland getroffen werden?

- Wie ist der Einsatz von Frisch- und Fertigkomposten im Freiland in praxisüblichen und sehr hohen Aufwandmengen zu beurteilen?
- Gibt es Unterschiede hinsichtlich der Ertrags- und Qualitätsparameter nach Frisch- und Fertigkompostanwendung, auch im Vergleich zu einer ortsüblich gedüngten Kontrolle?
- Wie kann der Einsatz von Frisch- und Fertigkompost an zwei unterschiedlichen Standorten mit unterschiedlichen Bodenverhältnissen insbesondere hinsichtlich verschiedener Bodenparameter bewertet werden?
- Welche Auswirkungen haben die Anwendung von Frisch- und Fertigkomposten bei unterschiedlichen Aufwandmengen auf die Nitratgehalte bzw. die Nitrat-Verlagerung im Boden sowie auf bodenchemische Parameter?

Material und Methoden

Komposte

In allen Versuchsjahren wurden Frisch- und Fertigkomposte von der Kompostierungsanlage Witzenhausen (Mietenkompostierung unter Dach) in den Feldversuchen angewendet. Die Inputmaterialien für die Komposte bestehen aus ca. 75 % Küchen- und Gartenabfällen sowie aus ca. 25 % Baum- und Strauchschnitt. In allen Feldversuchen wurden Frischkomposte (12 bis 25 Tage Rottedauer, Rottegrad I, um besonders harte Prüfbedingungen herzustellen) und Fertigkomposte (Rottedauer von 3 Monaten, Rottegrad IV oder V) angewendet. Sowohl die Fertig- als auch die Frischkomposte waren überdurchschnittlich nährstoffreich.

Feldversuchsorganisation

Als Anlageform wurde für alle Versuchsflächen eine Blockanlage mit fünf Düngungsvarianten in vier Wiederholungen gewählt (Parzellengröße 30m²). Der Feldversuch Landschaftsbau/Baumschule wurde von Herbst 1991 bis Frühjahr 1993 auf einem stark lehmigen Schluff (Ul, Nähe Witzenhausen) mit der Versuchspflanze Forsythie angelegt. Die Feldversuche Landwirtschaft wurden 1992 auf dem landwirtschaftlichen Versuchshof der Univ. Gh Kassel/Witzenhausen (mittel lehmiger Schluffboden, IU - Neu-Eichenberg) und auf einem landwirtschaftlichen Betrieb nördlich von Hannover (schwach lehmiger Sandboden, IS - Negenborn) angelegt. Die Fruchtfolge bestand aus den Kulturen Weißkohl (1992), Kartoffeln (1993), Wintergetreide (1994) und Rote Bete (1995).

Die Komposte wurden in allen Versuchsjahren am gleichen Tag oder einen Tag vor dem Pflanzen bzw. Säen der Kulturen aufgebracht und eingearbeitet (ca. 15 cm Tiefe) (Tab. 1). Die direkte Wirkung einer Kompostanwendung auf gepflanzte sowie gesäte Kulturen mit sehr unterschiedlichen Ansprüchen hinsichtlich der Nährstoffversorgung und Kulturführung wurde im Untersuchungsprogramm berücksichtigt und geprüft. Im Feldversuch Landwirtschaft wurde in den ersten beiden Versuchsjahren Kompost angewendet und im dritten Versuchsjahr die Nachwirkung von Kompost geprüft. Auch im letzten Versuchsjahr 1995 wurde eine Kompostanwendung zu Rote Bete als gesäte Kultur durchgeführt.

Tab. 1: Beschreibung der Versuchsvarianten

		Landschaftsbau/ Baumschule	Landwirtschaft
Variante	Beschreibung	Kompostgabe und Düngung 1991 im Herbst	Kompostgabe und Düngung 1992, 1993 und 1995 jeweils im Frühjahr
I	Kontrolle	Kulturübliche Düngung mit Handelsdünger	Kulturübliche Düngung mit Handelsdünger
II	Frischkompost / 1. Düngungsstufe	100 t FS/ha	30 t FS/ha + Stickstoffaufdüngung auf Niveau der Kontrolle
III	Frischkompost / 2. Düngungsstufe	250 t FS/ha	100 t FS/ha
IV	Fertigkompost / 1. Düngungsstufe	100 t FS/ha	30 t FS/ha + Stickstoffaufdüngung auf Niveau der Kontrolle
V	Fertigkompost / 2. Düngungsstufe	250 t FS/ha	100 t FS/ha

Ergebnisse

Der Abschlußbericht dieses Forschungsvorhabens wird mit allen Ergebnissen auch im Detail demnächst vom UMWELTBUNDESAMT in der "Grünen Reihe" veröffentlicht (STÖPPLER-ZIMMER & PETERSEN 1998 oder 1999: Orientierende Feldversuche zur Anwendung von Biokomposten unterschiedlichen Rottegrades).

1. Auswirkungen von Frisch- und Fertigkompostanwendung auf Ertrag und Qualität der Kulturen/Ernteprodukte

• Feldversuch Landschaftsbau/Baumschule - Wachstum

Die Anwuchsquote der Forsythien als einjährige Steckhölzer wurde als zufriedenstellend beurteilt, in allen Varianten wurden nur geringe Ausfälle beobachtet. Die Bonituren während der Wachstumsperioden 1992 und 1993 erbrachten keine wesentlichen Unterschiede innerhalb des Bestandes. Pflanzenunverträglichkeiten wurden somit nicht festgestellt. Bei der Abschlußuntersuchung des zweijährigen Forsythienbestandes wurden verschiedene Parameter erhoben (vgl. Tab. 2), wobei bei allen Parametern keine statistischen Unterschiede festgestellt werden konnte. Bei der Anzahl der Haupttriebe und Verzweigungen sowie das Pflanzengewicht zeigte die Variante mit hoher Frischkompostgabe (250 t FS/ha) insgesamt die höchsten Werte.

Tab. 2: Wachstumserhebungen bei Forsythien

	Ø Anzahl der Haupttriebe/ Pflanze	Ø Anzahl der Verzweigungen/ Pflanze	Ø Gewicht (kg) von 6 Stauden	Ø Gesamtrieb- höhe (cm)
I Kontrolle (OHD)	3,83 a*	33,7 a	2,75 a	172 a
II Frischkompost 100 t FS/ha	3,96 a	35,2 a	2,63 a	167 a
III Frischkompost 250 t FS/ha	4,67 a	38,6 a	3,21 a	167 a
IV Fertigungskompost 100 t FS/ha	3,87 a	36,3 a	2,81 a	170 a
V Fertigungskompost 250 t FS/ha	4,01 a	32,4 a	2,89 a	169 a

* Varianten mit verschiedenen Buchstaben unterscheiden sich signifikant nach Duncan Test ($p \leq 0,05$)

• **Feldversuch Landwirtschaft - Erträge**

In den Tab. 3 und 4 sind die absoluten und relativen Gesamtbiomasseerträge der vier Versuchsjahre sowie die Relativerträge im Durchschnitt für beide Standorte aufgeführt.

Pflanzenunverträglichkeiten durch die Anwendung von Frischkompost in Form von Auflauf- und Wachstumsproblemen und/oder Mindererträgen konnten weder in praxisüblichen noch in sehr hohen Aufwandmengen und auf keinem der beiden Standorte festgestellt werden.

Auf dem Lössboden (Neu-Eichenberg) erzielten alle Kompostvarianten im Durchschnitt der Jahre höhere Erträge (102 - 114 %) im Vergleich zur Handelsdünger-Kontrolle (100 %). Im Durchschnitt der Versuchsjahre ist dieses Ergebnis statistisch nur abgesichert bei der Frischkompostvariante in einer Aufwandmenge von 100 t/ha. Etwas anders dagegen gestaltet sich die Ertragssituation auf dem Sandboden. Im Durchschnitt der Jahre wurden innerhalb der Düngungsvarianten keine statistischen Unterschiede bei den Erträgen festgestellt. Die Kompostvarianten erzielten relative Durchschnittserträge zwischen 96 und 103 % im Vergleich zur Handelsdünger-Kontrolle (100 %).

Auf beiden Standorten führte eine Frischkompostanwendung (100 t/ha) ohne N-Ergänzungsdüngung bei Kartoffeln zu den höchsten Erträgen, während eine Fertigungskompostanwendung (100 t/ha) ohne N-Ergänzungsdüngung zu der Kultur Rote Bete die höchsten Erträge erzielte. Wiederum auf beiden Standorten wurden die niedrigsten Erträge bei Anwendung von Fertigungskompost (100 t/ha) ohne N-Ergänzungsdüngung im Vergleich zu den anderen Düngungsvarianten auf beiden Standorten im ersten Versuchsjahr zu Weißkohl und im Nachwirkungsjahr 1994 zu Getreide festgestellt.

Tab. 3: Gesamtbiomasseerträge 1992 - 1995 auf einem Lößboden nach mehrmaliger Kompostanwendung (%: Relativ zur Kontrolle=100)

	Weißkohl		Kartoffeln		Weizen		Rote Bete		Ø
	[dt/ha]	[%]	[dt/ha]	[%]	[dt/ha]	[%]	[dt/ha]	[%]	
Kontrolle	1982,8	100 b*	259,7	100 ab*	140,6	100 a*	875,0	100 a*	100 a*
Frischkompost 30 t/ha + N	2032,0	102 b	261,3	101 ab	143,8	102 a	938,4	107 ab	103 a
Frischkompost 100 t/ha	1975,6	100 b	349,8	135 c	149,6	106 a	1019,8	117 bc	114 b
Fertigkompost 30 t/ha + N	2019,4	102 b	227,6	88 a	150,4	107 a	985,2	113 abc	102 a
Fertigkompost 100 t/ha	1813,7	91 a	281,5	108 b	130,4	93 a	1066,2	122 c	104 a

* Varianten mit verschiedenen Buchstaben unterscheiden sich innerhalb einer Kultur signifikant nach Duncan Test (p ≤ 0,05)

Tab. 4: Gesamtbiomasseerträge 1992 - 1995 auf einem Sandboden nach mehrmaliger Kompostanwendung (%: Relativ zur Kontrolle=100)

	Weißkohl		Kartoffeln		Roggen		Rote Bete		Ø
	[dt/ha]	[%]	[dt/ha]	[%]	[dt/ha]	[%]	[dt/ha]	[%]	
Kontrolle	1302,3	100 b*	272,5	100 a*	55,9	100 b*	456,4	100 a*	100 a*
Frischkompost 30 t/ha + N	1235,6	95 b	247,7	91 a	48,1	86 a	528,9	116 ab	97 a
Frischkompost 100 t/ha	1149,3	88 ab	295,4	108 a	48,9	87 a	576,7	126 b	103 a
Fertigkompost 30 t/ha + N	1337,6	103 b	257,0	94 a	47,5	85 a	581,2	127 b	102 a
Fertigkompost 100 t/ha	963,2	74 a	263,1	97 a	44,9	80 a	614,9	135 b	96 a

* Varianten mit verschiedenen Buchstaben unterscheiden sich innerhalb einer Kultur signifikant nach Duncan Test (p ≤ 0,05)

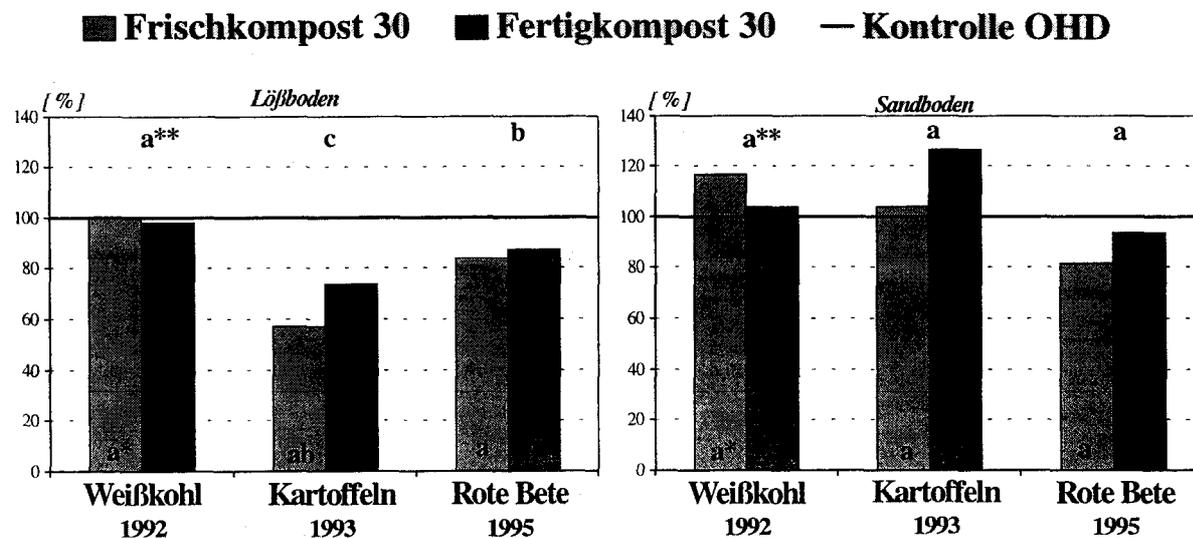
• **Feldversuch Landwirtschaft - Qualität**

Der Nitratgehalt ist ein wichtiger qualitätsbestimmender Parameter, welcher durch die Düngung stark beeinflusst wird. Im folgenden werden die relativen Nitratgehalte in den einzelnen Versuchsjahren nach Frisch- und Fertigkompostanwendung, mit und ohne N-Ergänzungsdüngung im Vergleich zur Kontrolldüngung dargestellt (s. Abb. 1 und Abb. 2).

Die Frisch- und Fertigkompostanwendung (30 t/ha und N-Ergänzung) führte in Neu-Eichenberg (Lößboden) zu gleich hohen (1992) oder niedrigeren Nitratgehalten (1993 und 1995) in den Ernteprodukten im Vergleich zur Kontrolle. Auf dem Sandboden in Negenborn erreichten dagegen diese Kompostvarianten in den ersten beiden Versuchsjahren sogar tendenziell

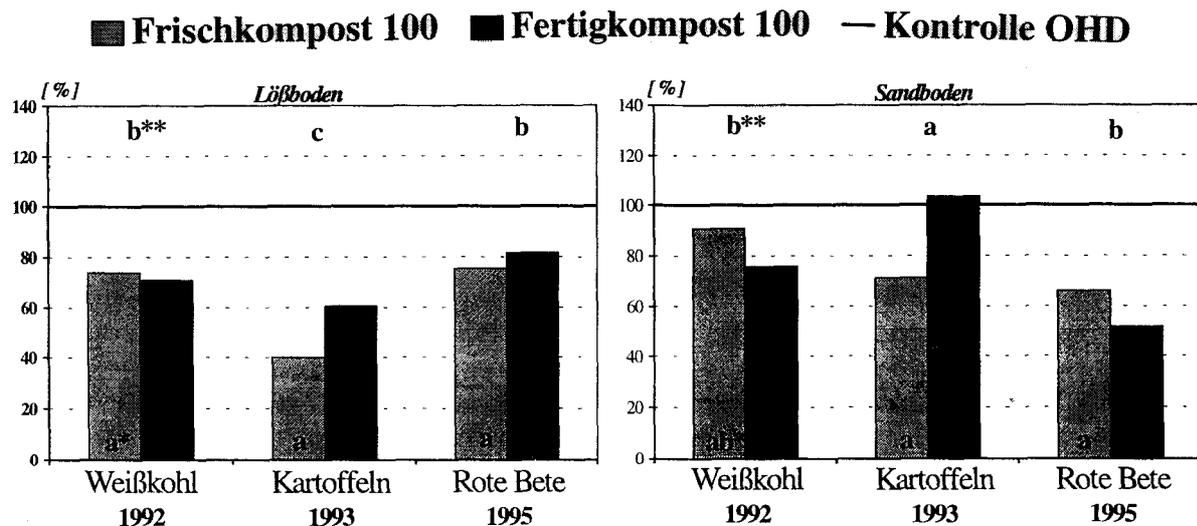
höhere, wenn auch nicht signifikante Nitratgehalte gegenüber der Kontrollvariante. In den Versuchsjahren 1993 und 1995 führte die Frischkompostanwendung mit N-Ergänzung auf beiden Standorten zu etwas niedrigeren Nitratgehalten im Vergleich zur Fertigkompostvariante. (s. Abb. 1).

Trotz gleich hoher oder höherer Erträge sind in den Kompostvarianten ohne N-Ergänzungsdüngung niedrigere Nitratgehalte im Vergleich zu den Kompostvarianten mit N-Ergänzungsdüngung zu finden. Die Nitratgehalte sind i.d.R. auch deutlich geringer im Vergleich zur Kontrolle (s. Abb. 2), was auf dem Lößstandort in allen Versuchsjahren statistisch abgesichert ist, auf dem Sandboden dagegen nur im letzten Versuchsjahr. In allen Versuchsjahren gibt es zwischen einer Frisch- und Fertigkompostanwendung keine statistische abgesicherten Unterschiede.



* Varianten mit verschiedenen Buchstaben unterscheiden sich innerhalb eines Standortes und eines Versuchsjahres signifikant nach Duncan Test ($p \leq 0,05$); ** Buchstaben beziehen sich auf die Kontrollvariante

Abb. 1: Vergleich von Relativ-Nitratgehalten der verschiedenen Kulturen 1992 bis 1995 bei Frisch- und Fertigkompostanwendung (30 t FS/ha und N-Ergänzung)



* Varianten mit verschiedenen Buchstaben unterscheiden sich innerhalb eines Standortes und eines Versuchsjahres signifikant nach Duncan Test ($p \leq 0,05$);

** Buchstaben beziehen sich auf die Kontrollvariante

Abb. 2: Vergleich von Relativ-Nitratgehalten der verschiedenen Kulturen 1992 bis 1995 bei Frisch- und Fertigkompostanwendung (100 t FS/ha)

2. Auswirkungen von Frisch- und Fertigkompostanwendungen auf den Boden

Innerhalb der Versuchszeiträume wurden bei allen Feldversuchen während der Auswaschungsperioden (Herbst bis Frühjahr) zu jeweils fünf Terminen die Nitratgehalte in drei Bodentiefen 0-30, 30-60 und 60 bis 90 ermittelt.

Im **Feldversuch Landschaftsbau/Baumschule** hatte die Anwendung von Frisch- und Fertigkompost in hohen und sehr hohen Aufwandmengen im Herbst einen wesentlichen Einfluß auf die Nitratgehalte im Boden:

- Der nährstoffreiche Fertigkompost zeigte in der Periode nach der Düngung (1991/92) schon bei 100 t/ha, vor allem jedoch bei einer Gabe von 250 t/ha enorme Nitratfreisetzungen.
- Der Nitratgehalt in 0-90 cm Tiefe und die Nitratverlagerung aus der Krume in tiefere Bodenschichten waren nach der Fertigkompostgabe auch in der zweiten Auswaschungsperiode nach der Düngung (1992/93) deutlich höher als in der Kontrolle oder bei Frischkompost. Die hohe Gabe an Fertigkompost entsprach letztlich einer hohen Güllegabe im Spätherbst. Beides ist nicht mit einer "guten fachlichen Praxis", wie sie im Düngerecht gefordert wird, vereinbar.
- Bei einer Gabe von 100 t/ha des ebenfalls überdurchschnittlich nährstoffreichen Frischkompostes zeigte sich sowohl 1991/92 als auch 1992/93 ein nur unwesentlich erhöhter Gehalt an Nitrat in 0-90 cm Tiefe im Vergleich zur Kontrolle. Frischkompost ist nach diesem Ergebnis in nicht zu hohen Gaben in Herbst hinsichtlich der Nitratfreisetzung zu vertreten.

In den **Feldversuchen Landwirtschaft** wurde eine charakteristische Nitrat-Dynamik auf den jeweiligen Standorten während der vier Auswaschungsperioden (1992/93, 1993/94, 1994/95, 1995/96) beobachtet. Auf den Lößstandorten führten Mineralisationsprozesse über Winter in der Regel zu einem Ansteigen den Nitrat-Gehalte. Die hohe Durchlässigkeit des Sandbodens führte trotz andauernder Mineralisationsprozesse zu einer Verlagerung von Nitrat in Bodenschichten

unter 90 cm und damit zu einem Absinken der Nitrat-Gehalte in der Bodenschicht 0-90 cm. Die Anwendung von Frisch- und Fertigungskompost in praxisüblichen und hohen Aufwandmengen hatte insgesamt einen wesentlichen Einfluß auf die Nitratgehalte im Boden:

- Praxisübliche Aufwandmengen (hier angenähert durch 90 t FS/ha/4a) von Frisch- und Fertigungskompost führen im Vergleich zu einer ortsüblich gedüngten Kontrolle nicht zu auffälligen Unterschieden hinsichtlich des Nitratgehaltes und der Nitratverlagerung im Winter.
- Eine Frisch- und Fertigungskompostanwendung als Frühjahrsausbringung zur Kultur führt in der darauffolgenden Auswaschungsperiode nicht zu Unterschieden hinsichtlich der Nitratgehalte im Boden, trotz der deutlich geringeren Stickstofffracht, die mit Frischkompost im Vergleich zu Fertigungskompost ausgebracht wird. Dies ist vermutlich auf eine wesentlich höhere Umsatzleistung des Frischkompostes zurückzuführen.
- Mehrmalige, hohe Kompostaufwandmengen (hier 300 t FS/4a) führen zu einer Anreicherung der organischen Stickstofffraktion im Boden, die sich langfristig durch erhöhte Nitratgehalte und in Nitratverlagerungen in tiefere Bodenschichten bzw. ins Grundwasser auswirken.

• *Bodenphysikalische Parameter*

In der Fraktion 1 - 2 mm eines Bodens sind die entscheidenden Aggregate für ein stabiles Bodengefüge, d.h. ein hoher Anteil in dieser Siebfraction repräsentiert eine stabile Krümelstruktur eines Bodens. Für die Messung der Aggregatstabilität wurden aus der Siebfraction 0 - 2 mm die Anteile der Fraktionen 1 - 2 mm, 0,5 - 1 mm, 0,2 - 0,5 mm und < 0,2 mm bestimmt. Die Naßsiebungsmethode beruht auf dem Prinzip, anhand der getrockneten, gesiebten Aggregatfraktionen eine Naßsiebung durchzuführen mit anschließender Trocknung und Wägung (CYGANOV, 1935, 1970, ZERR 1996). Aus der Gewichtsabnahme der jeweiligen Fraktion wird auf die Stabilität der einzelnen Fraktionen geschlossen. Je geringer die Veränderung durch die Naßsiebung ausfällt, je größer also der prozentuale verbleibende Anteil in der Fraktion ist, desto stabiler sind die Aggregate.

Es fällt auf, daß innerhalb des Aggregatgefüges von 1 - 2 mm insbesondere die Fertigungskompostvariante in einer Aufwandmenge von 100 t FS/ha einen Fraktionsanteil von fast 50 % aufweist gegenüber der Kontrollvariante mit einem Anteil dieser Fraktion von nur ca. 30 % (s. Abb. 5). Die Frischkompostvariante mit einer Aufwandmenge von 100 t FS/ha sowie die Fertigungskompostvariante mit 30 t FS/ha zeigen hier Fraktionsanteile von weniger als 40 %. Die Anwendung von Fertigungskompost hat einen wesentlich stärkeren Einfluß auf die Aggregatstabilität im Vergleich zum Frischkompost. Die Erhöhung der Aggregatanteile in der Fraktion 1 - 2 mm geht zu Lasten der Fraktion < 0,2 mm, die bei der Fertigungskompostvariante von 100 t FS/ha einen deutlich geringen prozentualen Anteil (8,5 %) einnimmt im Vergleich zu den anderen Düngungsvarianten (14,5 - 18,5 %). Statistische Unterschiede konnten innerhalb der gemessenen Fraktionen zwischen den verschiedenen Düngungsvarianten nicht festgestellt werden.

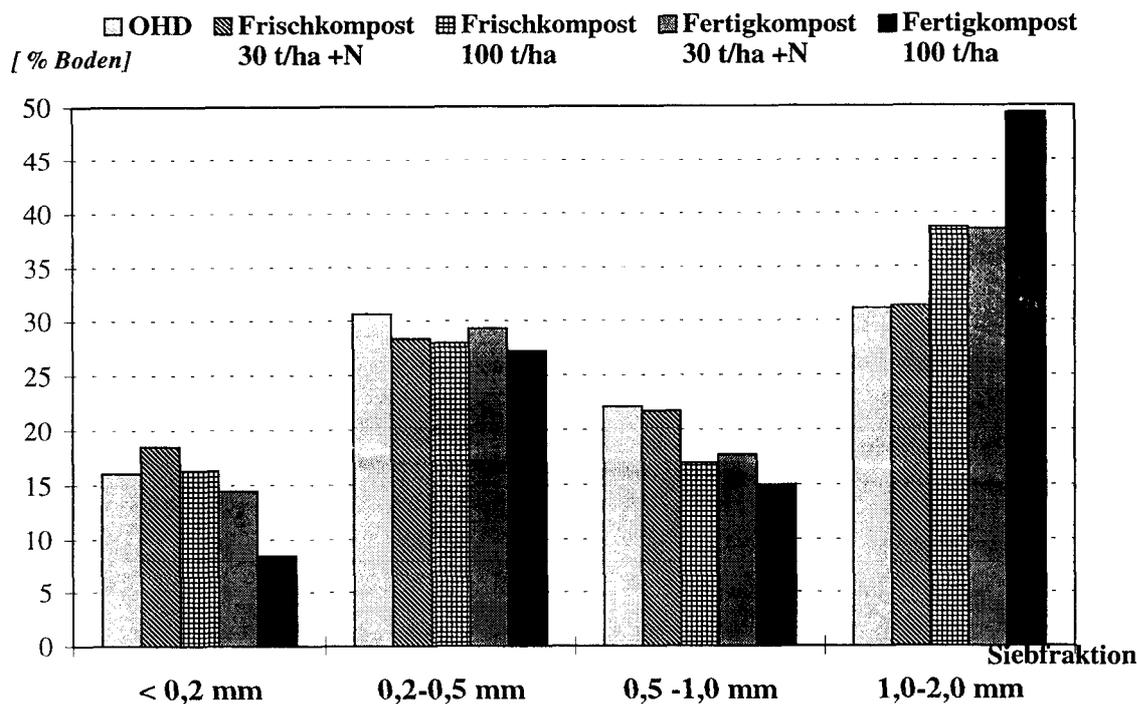
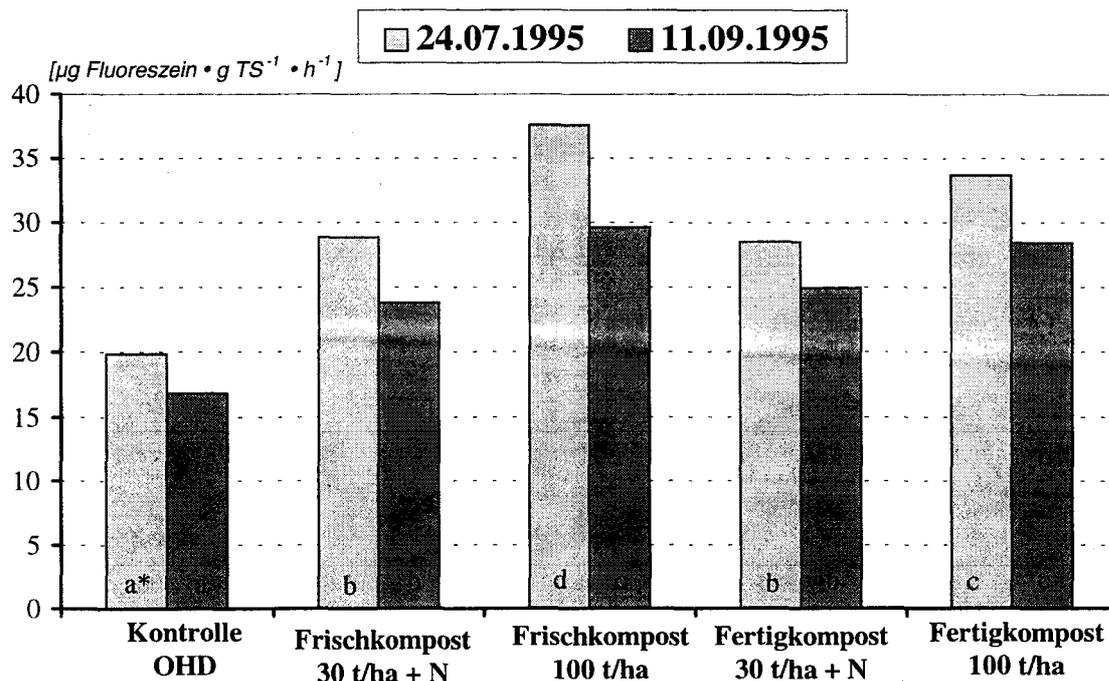


Abb. 5: *Aggregatstabilität bei einem Lößboden nach mehrmaliger Kompostanwendung*

• **Mikrobielle Aktivität des Bodens**

Die mikrobielle Aktivität des Bodens wird wesentlich durch die organische Düngung beeinflusst. Die hier gewählte Methode der Fluoreszeindiacetat-(FDA-)Hydrolyserate zeigt eine allgemeine, unspezifische Aktivität ganzer Zellen sowie zellfreier Enzyme im Boden. Die hydrolytische Spaltung von Fluoreszeindiacetat in Fluoreszin geschieht sowohl durch Bakterien und Pilze als auch durch Algen, Protozoen und tierische Zellen (ALEF, 1991). Als Resultat dieser Analyse erhält man eine Maßzahl für die summarische Mikroorganismenaktivität des Bodens (PFOTZER, 1995).

Insgesamt betrachtet ist die mikrobielle Aktivität aufgrund der Witterung im Sommer deutlich höher als im Spätsommer (vgl. auch PFOTZER & SCHÜLER, 1997). Zwischen Kompostvarianten und Kontrolle sowie zwischen Kompost- und Handelsdüngervariante wurden zu beiden Untersuchungsterminen signifikante Unterschiede hinsichtlich der mikrobiellen Aktivität gemessen (s. Abb. 6). Die Anwendung von 100 t Frisch- und Fertigkompost führte zu beiden Terminen zur höchsten Aktivität. In den Varianten mit 100 t/ha führte die Frischkompostanwendung zu einer höheren Aktivität als bei Fertigkompost, die allerdings nur im Sommer statistisch abgesichert werden konnte.



* Varianten mit verschiedenen Buchstaben unterscheiden sich innerhalb eines Untersuchungstermines signifikant nach Duncan Test ($p \leq 0,05$)

Abb. 6: Mikrobielle Aktivität (Fluoreszeindiacetat-Hydrolyserate) zu zwei Terminen auf dem Standort Neu-Eichenberg (Lößboden)

Schlußfolgerungen

- Es wurden weder bei sehr hohen Aufwandmengen im Verwertungsbereich Landschaftsbau/Baumschulen noch bei praxisüblichen und hohen Aufwandmengen im Verwertungsbereich Landwirtschaft Pflanzenunverträglichkeiten durch die Anwendung von Frischkompost festgestellt. Die Ergebnisse des Jahres 1995 mit Rote Bete als gesäter Kultur sind in diesem Feldversuch als sehr positiv zu beurteilen, dennoch für den Einsatz von Kompost bei solchen Kulturen nicht ohne Einschränkung zu sehen. In einem anderen Feldversuch der Fa. PlanCoTec stellte sich heraus, daß eine Anwendung von Frischkompost zu Zuckerrüben zu deutlichen Ertragsabfällen führte.
- Praxisübliche Kompostaufwandmengen mit N-Ergänzungsdüngung erreichten das gleiche Ertragsniveau wie die ortsüblich gedüngte Kontrolle mit gleicher oder auch verbesserter Qualität der Ernteprodukte. Hinsichtlich der hohen Kompostaufwandmengen im Feldversuch Landwirtschaft wurden im Vergleich zur Kontrolle überwiegend höhere Erträge mit besserer Qualität als bei der Kontrolle erreicht.
- Die Versuchsergebnisse zeigen, daß bei Anwendung von Frischkomposten von einer wesentlich höheren Nährstoffmobilisierung ausgegangen werden kann im Vergleich zum Fertigkompost. Das hohe Umsetzungspotential und gute Nährstoffnachlieferungsvermögen des Frischkompostes spiegelt sich in der im Juli 1995 gemessenen mikrobiellen Aktivität wieder.

- Fertigungskompost hat einen stärkeren Einfluß auf bodenphysikalische Parameter wie die Aggregatstabilität als Frischkompost. Weitere Untersuchungen zu Porenvolumen und nutzbarer Wasserkapazität innerhalb des Forschungsvorhabens bestätigen dies.
- Nach einer Kompostausbringung im Frühjahr wurden keine unterschiedlichen Auswirkungen zwischen der Anwendung von Frisch- und Fertigungskompost auf den Nitrat-Haushalt während der Auswaschungsperioden festgestellt. Eine Kompostausbringung im Herbst führte zu bedeutend höheren Nitratgehalten im Boden nach Fertigungskompostanwendung im Vergleich zum Frischkompost.
- Hohe, mehrmals angewendete und sehr hohe einmalig, angewendete Kompostgaben führten zur übermäßigen Ausbringung von Nährstofffrachten und zu Nährstoffanreicherungen im Boden. Eine wiederholte Ausbringung von Kompostgaben ist ökologisch nicht vertretbar. Problematisch zu sehen ist die Anreicherung und Verlagerung von Nitrat im Boden (s.a. STÖPPLER-ZIMMER & PETERSEN 1995). In praxisüblichen Aufwandmengen sind auf einem eher schweren Boden keine Probleme zu erwarten. Dagegen ist auf grundwassernahen Standorten, insbesondere auf Sandböden eine Kompostanwendung nur bedingt, d.h. in niedrigen Aufwandmengen hinsichtlich der Nitratanreicherung im Boden zu befürworten. Die Anwendung von Kompost erfordert ein Managementsystem, welches angebaute Kultur, Standort etc. berücksichtigt und dementsprechend Aufwandmenge, Ausbringungszeitpunkt, Einarbeitung und Art der Komposte bestimmt (vgl. auch Teilvorhaben 10/2 im Verbundprojekt).

Dem Absatz von Frischkomposten kommt eine erhebliche Bedeutung zu. Wesentliche Vorteile werden für den Betrieb einer Kompostierungsanlage durch geringere Behandlungskosten sowie einen geringeren Platzbedarf in den Kompostierungsanlagen im Vergleich zur Produktion von Fertigungskompost erreicht. Die Ergebnisse aus diesen mehrjährigen Feldversuchen zur Anwendung von Frisch- und Fertigungskompost zeigen, daß in Abstimmung mit dem anwendungsspezifischen Einsatzzweck auch der Einsatz von Frischkompost neben dem von Fertigungskompost zu befürworten ist.

Danksagung

Dem Deutschen Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF), Bonn, sei gedankt für die Förderung des Projektes (Verbundvorhaben „Neue Techniken zur Kompostierung“, FKZ 1460 638 F, Teilvorhaben 7/2).

Für den Inhalt der Veröffentlichung tragen die Autoren die alleinige Verantwortung.

Literatur

- ALEF, K. (1991): Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie: Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung. Verlag Ecomed, Landsberg/Lech.
- BISCHOFF, J.; R. KOPP; H. SCHARF & M. LANFERMANN (1992): Erkenntnisse zur Stickstoffdüngung von Kartoffeln auf einer Sandlöß- Braunschwarzerde. Kartoffelbau 2, 43.Jg., 74-77.
- CYGANOV, M. S. (1935, 1970): Wet sieving for direct determination of aggregate stability by Tjulinsavvinov. IN: West European Methods for Soil Structure Determinations. Ed.: The west european working group on soil structure of the international soil science society. The State Faculty of Agricultural Sciences, Ghent, Belgium, 1970.

- EBERTSEDER, T. (1994): Bioabfallkomposte - Nährstoffwirkung und Einsatzstrategien. Protokoll über die Sommertagung der Bodenspezialisten vom 7.-9.6.1994 an der Bayrischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau in Freising-Weißenstephan, VDLUFA.
- FUCHSHOFEN, W., CHR. SCHÜLER & H. VOGTMANN (1993): Zur Schwermetallbelastung von Boden und Pflanze bei Düngung mit Bioabfallkompost, Rindermistkompost und mineralischer Düngung in zwei Versuchen unterschiedlicher Fruchtfolge. VDLUFA-Schriftenreihe 37, 209-212.
- LAGA M10 (1995): Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- MATHUR, S.P., G. OWEN, H. DINEL & M. SCHNITZER (1993): Determination of Compost Biomaturity. I. Literature Review. *Biological Agriculture and Horticulture* 10, 65-85.
- PFOTZER, G.H. 1995: Persönliche Mitteilung. Fachgebiet Ökologischer Landbau, Gh Kassel * Universität, Witzenhausen.
- SCHÜLER, C. & G. H. PFOTZER (1997): Effects of different compost amendment on soil biotic and faunal feeding activity in an organic farming system. *Biolog. Agriculture and Horticulture* Vol. 15, Nos 1-4, 177-183.
- STÖPPLER-ZIMMER, H., R. GOTTSCHALL & B. GALLENKEMPER (1993): Anforderungen an Qualität und Anwendung von Bio- und Grünkomposten. Arbeitskreis für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen e.V. (ANS), Heft 25.
- STÖPPLER-ZIMMER, H. & U. PETERSEN (1995): New results concerning the application of compost in plant cultivation. In: Bidlingmaier/Stegmann (ed.) *Proceedings of the international symposium "Biological waste management - a wasted chance"*. Bochum, S 59, 1-12.
- VOGTMANN, H.; A. MEYER-PLOEGER; R. GOTTSCHALL & B. KEHRES (1989): Einfluß der Kompostanwendung auf Inhaltstoffe, Qualität und Geschmack von Ernteprodukten. In: Fricke, K.; T. Turk & H. Vogtmann (Hrsg.): *Grundlagen der Kompostierung*. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin.
- VOGTMANN, H.; B. KEHRES; R. GOTTSCHALL & A. MEIER-PLOEGER (1991): Untersuchungen zur Kompostverwertung in Landwirtschaft und Gartenbau. In: Wiemer, K. & M. Kern (Hrsg.): *Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung*. Abfallwirtschaft 6, 467-494. M.I.C. Baeza Verlag, Witzenhausen.
- VOGTMANN, H.; K. MATTHIES; B. KEHRES & A. MEIER-PLOEGER (1992): Die Beeinflussung der Qualität pflanzlicher Produkte durch Bioabfallkompost. In: Wiemer, K. & M. Kern: *Gütesicherung und Vermarktung von Bioabfallkompost*. *Abfall-Wirtschaft* 9, 305-344.
- ZERR, 1996: Persönliche Mitteilung. Hessische landwirtschaftliche Lehr- und Forschungsanstalt Eichhof, Bad Hersfeld.

Modellgestützte Abschätzung der Stickstoff- und Humusdynamik zur Optimierung von Bodenzustand und Nitratauswaschung bei langfristiger Kompostanwendung auf ackerbaulich genutzten Standorten

Teilvorhaben 10/2

H. STÖPPLER-ZIMMER, H. H. GERKE, M. ARNING

PlanCoTec; Neu-Eichenberg

Einleitung

Kompostierung und anschließende Ausbringung von Kompost auf landwirtschaftlich genutzte Flächen hat den Vorteil, daß organische Abfälle zur Düngung und Bodenverbesserung eingesetzt werden können. Bei fortgesetzter Kompostanwendung in einer Größenordnung von ca. 10 Mg TS/ha*a erhöht sich langfristig der Gehalt an organischer Substanz im Boden, wie sich an einem langjährigen Feldversuch in Neu-Eichenberg zeigte (Univ. Gh. Kassel u. PlanCoTec, 1985-97). Bei erhöhten Humusgehalten können durch Mineralisation verstärkt Nährstoffe, v.a. Stickstoff, in wasserlösliche und mobile Formen (z.B. Nitrat) aus der organischen Substanz freigesetzt werden. Nitrat wird, wenn nicht von Pflanzenwurzeln aufgenommen, unter humiden Klimabedingungen und bei leichten Böden rasch verlagert und kann bis ins Grundwasser gelangen. Das Problem ist, den Komposteinsatz je nach Standort, Fruchtfolge und Bewirtschaftung derart optimal zu gestalten, daß ein pflanzenbaulicher Nutzen ohne oder bei höchstens minimaler Gefährdung der Grundwasserqualität erzielt werden kann.

Da sich durch Kompostanwendung ein Langzeit-Gefährdungspotential aufbauen könnte, erscheint es wichtig, mögliche Folgen in Bezug auf die Nitratauswaschung abzuschätzen. Allerdings sind zur Klärung der Fragen experimentelle Untersuchungen wegen ihres relativ hohen Aufwands und der langen Versuchsdauer kaum praktikabel. Ziel dieser Arbeit war daher die Abschätzung der langfristigen Auswirkungen einer Kompostanwendung hinsichtlich der Nitratauswaschung mit Hilfe von Simulationsmodellen. Die Ergebnisse sollen dazu dienen, Schlußfolgerungen für einen optimalen Einsatz von Komposten zu landwirtschaftlichen Kulturen zu ziehen.

Im ersten Projektabschnitt (1995-96) lag der Schwerpunkt auf Sensitivitätsanalysen, Modellkalibrierung und Basisszenarien der Kompostanwendung. Im zweiten Abschnitt (1997-98) erfolgte eine Erweiterung und Vertiefung, um neue Parameter zu testen (u.a. Ergebnisse des Teilvorhabens 13), eine erweiterte Kalibrierung durchzuführen (weitere zwei Jahre des Teilvorhabens 7/2) und schließlich problematische Szenarien des ersten Abschnittes zu optimieren.

Eine ausführlich Darstellung der Projektergebnisse wird in der „Grünen Reihe“ des Umweltbundesamtes erscheinen (voraussichtlich Anfang 1999). Weiterhin sind detailliertere Informationen zum ersten Projektabschnitt GERKE et al. (1996) zu entnehmen. Eine Darstellung mit den Schwerpunkten „Modellierung“ und „Sensitivitätsanalyse“ wird noch 1998 oder Anfang 1999 erscheinen (GERKE et al., 1998).

Material und Methoden

Das *Danish Simulation Model* DAISY (HANSEN et al., 1990) wurde entsprechend der Modellvergleiche von ENGEL et al. (1993) und DIEKKRÜGER et al. (1995) ausgewählt, da es sowohl den Stickstoffumsatz als auch die Nitratauswaschung sowie die Bewirtschaftung beschreibt. Obwohl nicht speziell für die Modellierung der Kompostanwendung entwickelt, enthält DAISY jedoch alle wesentlichen Modellkomponenten, wie Wasserbewegung und Transport von Wärme und gelösten Stoffen im Boden, Schneedeckenentwicklung, Pflanzenwachstum, Evapotranspiration und Interzeption, Wasser- und Nitrataufnahme durch die Wurzeln, Umsatz organischer Substanz im Boden, Stickstoffdynamik und Nitratverlagerung sowie die Berücksichtigung von Bewirtschaftungsmaßnahmen.

DAISY beschreibt die eindimensionale vertikale Wasserbewegung im Boden mit der Richardsgleichung für variable Wassersättigung, den Transport gelöster Stoffe mit der Konvektions-Dispersions-Gleichung und den Bodenwärmestrom mit der erweiterten Wärmebilanzgleichung. Die Gleichungen werden numerisch gelöst. Das Modell der Pflanzenentwicklung basiert auf dem Temperatursummenkonzept und beschreibt die Prozesse Photosynthese, Atmung und Wachstum. Der Stickstoffhaushalt wird in Abhängigkeit vom Umsatz der organischen Substanz im Boden beschrieben, die in Pools unterschiedlicher Materialeigenschaften (AOM, SMB, SOM) sowie jeweils in Anteile mit relativ geringer (1) und hoher (2) Umsetzungsrate eingeteilt wird (Abb. 1). Die Unterscheidung der drei Pools erfolgt in Abhängigkeit von der chemischen Stabilisierung und beim Pool SMB (mikrobielle Biomasse) hinsichtlich der Sterberate. Mineralisierung und Umsetzungsraten (z.B. Nitrifizierung) werden durch Kinetiken erster Ordnung unter Berücksichtigung von Temperatur und Wassergehalt im Boden berechnet. In Abhängigkeit von den Transferkoeffizienten wird umgesetztes organisches Material an andere Pools übergeben. Der Stickstoffhaushalt ist über die C/N-Verhältnisse der Pools an den Kohlenstoffhaushalt und an die Pflanzenentwicklung gekoppelt. Für eine detaillierte Beschreibung siehe HANSEN et al. (1991).

Im Wasserhaushaltsteil des Modells DAISY wird die Schneeschmelze in Abhängigkeit von der Sonnenstrahlung sowie von Boden- und Lufttemperaturen berechnet. Die Interzeption des Pflanzenbestandes wird abhängig von der Niederschlagsrate und der Pflanzenentwicklung modelliert. Das Teilmodell der Evapotranspiration beruht auf der modifizierten Makkink-Gleichung. Die Wasseraufnahme der Pflanzen wird in Abhängigkeit von der Verfügbarkeit des Bodenwassers und der Durchwurzelung durch Berechnung des Wasserflusses zu den Pflanzenwurzeln beschrieben. Die Stickstoffaufnahme der Bestände wird in Abhängigkeit vom Entwicklungszustand der Pflanzen und der Menge an pflanzenverfügbarem Stickstoff im Boden simuliert.

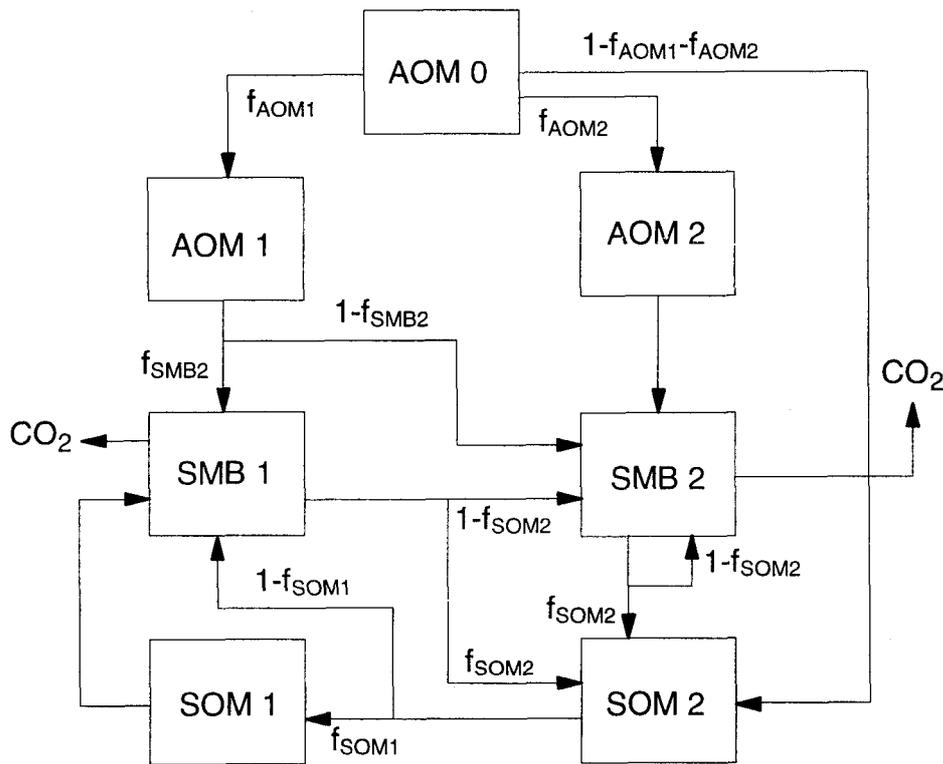


Abb. 1: Gliederung der Pools organischer Substanz im Boden im Modell DAISY sowie Flußschema von Kohlen- und Stickstoff zwischen den jeweils relativ schwer- (1) und leicht- (2) zersetzlichen Pools mit jeweiligen Transferkoeffizienten.

AOM = (added organic matter) zugeführtes organisches Material
 SMB = (soil microbial biomass) mikrobielle Biomasse
 SOM = (soil organic matter) bodenorganisches Material

Die bodenhydrologischen Parameter, wie pF- und hydraulische Leitfähigkeit, wurden aus der gemessenen Textur über die Pedotransferfunktion von RAWLS und BRAKENSIEK (1985) geschätzt. Retentions- und Leitfähigkeitsfunktionen wurden nach VAN GENUCHTEN (1980) und MUALEM (1976) parametrisiert. Aufgrund von Bohrungen wurde am Sandstandort (s.u.) ein Grundwasserspiegel in 150 cm Tiefe und am Lehmstandort (s.u.) eine wasserundurchlässige Schicht in 180 cm Tiefe festgelegt. Die spezifische Wärmekapazität und -leitfähigkeit des Bodens in Abhängigkeit vom Wassergehalt wurde nach RICHTER (1986) eingesetzt. Parameter des Umsatzes organischer Substanz wurden vom TV 13 (Kögel-Knabner) zur Verfügung gestellt. Frisch- und Fertigungskompost werden nach Angaben TV 7/2 (PlanCoTec) im Gehalt an Kohlenstoff in der Trockensubstanz (22,5 % / 17,5 %), Stickstoff (1,20 % / 1,42 %) und Ammonium (0,05 % / 0,10 %) und den Umsetzungsratenkonstanten ($0,00024 \text{ T}^{-1}$ / $0,00018 \text{ T}^{-1}$) unterschieden. Für alle übrigen Parameter wurden die von SVENDSEN et al. (1995) angegebenen Standardwerte verwendet.

Die Anfangswassergehalte wurden durch eine einjährige Vorlaufsimulation (vgl. DIEK-KRÜGER, 1992) bestimmt. Als Anfangswerte des Humusgehalts im Pflughorizont wurden für die Rechnungen 1995/96 auf allen Standorten 2 % C angenommen und für die Simulationen

1997/98 1,6 % C auf dem Lehm- bzw. 1,5 % C auf dem Sandstandort. Für Anfangswerte der Nitrat- und Ammoniumgehalte und die C/N-Verhältnisse im Tiefenprofil wurden Werte aus der Literatur (SCHACHTSCHABEL et al., 1982, MCVOY et al., 1995) oder die Standardwerte von SVENDSEN et al. (1993) eingesetzt.

Eine Kontrolle der Wasserhaushaltssimulationen erfolgte anhand von Vergleichen mit veröffentlichten Ergebnissen des Wasserhaushalts von Standorten mit ähnlichen Boden- und Klimabedingungen sowie Fruchtarten (DIEKKRÜGER und ARNING, 1995, ARNING, 1994).

Langzeitsimulationen wurden für vier Untersuchungsstandorte mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften, klimatischen Bedingungen und Bewirtschaftung durchgeführt („Lehmstandort“ aus Löß, IU; „Sandstandort“ grundwassernaher Sand, IS; „Mergelstandort“ Geschiebelehm, L, kontinental und maritim) (Tab. 1 und 2). Für die Standorte wurden drei- bzw. vierjährige Fruchtfolgen angenommen, deren Düngung und Bewirtschaftung entsprechend angepaßt wurde. In den Langzeitszenarien wurden als Düngungsgaben unterschiedliche Kompostmengen und Applikationszeitpunkte mit jeweils einem Frisch- und einem Fertigkompost ohne sowie mit zusätzlicher konstanter und angepaßter Mineraldüngung getestet. Die „angepaßte mineralische Düngung“ erfolgt nach N_{\min} -Untersuchung und Annahmen bezüglich der Stickstoffverfügbarkeit aus dem Kompost nach n Jahren. Eine Variante mit handelsüblichen mineralischen Düngemitteln wurde zur Kontrolle einbezogen. Die Simulationsdauer wurde auf ca. 50 Jahren angesetzt, um einem neuen Humusgehaltsspiegel im Boden nahezukommen und mehrere Fruchtfolgen zu wiederholen.

Tab. 1: *Abkürzungen der in den Langzeitsimulationen verwendeten Szenarien 95/96. Lehmstandort: 30 t/ha (3-jährig), Sandstandort: 40 t/ha (4-jährig) Kompost je Fruchtfolge.*

Abkürzung	Düngung
K	nur mineralische Stickstoffdüngung
V1	10 t/ha*a Fertigkompost
V2	10 t/ha*a Frischkompost
V3	10 t/ha*a Fertigkompost + mineralische Düngung
V4	10 t/ha*a Frischkompost + mineralische Düngung
V5	10 t/ha*a Fertigkompost + angepaßte mineral. Düngung
V6	10 t/ha*a Frischkompost + angepaßte mineral. Düngung
V7	30/40 t/ha Fertigkompost
V8	30/40 t/ha Frischkompost
V9	30/40 t/ha Fertigkompost + mineralische Düngung
V10	30/40 t/ha Frischkompost + mineralische Düngung
V11	30/40 t/ha Fertigkompost + angepaßte mineral. Düngung
V12	30/40 t/ha Frischkompost + angepaßte mineral. Düngung

Tab. 2: Abkürzungen der in den Langzeitsimulationen verwendeten Szenarien 97/98

Abkürzung	Erläuterung / Bemerkung
S	<u>S</u> and
L	<u>L</u> ehm
M	<u>M</u> ergel
m	<u>m</u> aritimes Klima (nur beim Standort Mergel)
k	<u>k</u> ontinentales Klima (nur beim Standort Mergel)
Z	mit Zwischenfrucht
0	rein mineralische Düngung (<u>0</u> -Kompost)
F	10 Mg/ha Kompostdüngung im <u>F</u> rühjahr
H	10 Mg/ha Kompostdüngung im <u>H</u> erbst
j	Frischkompost (<u>j</u> ung)
a	Fertigkompost (<u>a</u> lt)
r	auf 5 Mg /ha*a <u>r</u> eduzierte Kompostgabe
K	nur min. Düngung (aus 1995/96; = 0)
V12	angepaßte min. Düngung (aus 1995/96)

Eine Sensitivitätsanalyse der Parameter des Stickstoffhaushalts (Partitionierungsfaktoren und Ratenkonstanten) basierte auf der Simulation eines Szenarios von einem Standort mit bekannten hydrologischen Kenngrößen (ARNING, 1994). Alle Parameter des Stickstoffhaushalts wurden auf Mittel- bzw. Standardwerte gesetzt. Der Einfluß jedes einzelnen Parameters wurde bei Konstanthalten aller übrigen Parameter auf die Zielgröße mittlerer Nitratgehalt in der Bodenzone von 0-150 cm Tiefe, als Maß für die potentielle Nitratauswaschung, untersucht.

Die Kalibrierung der sich als besonders sensitiv herausgestellten Modellparameter erfolgte durch Vergleich an gemessenen Zustandsvariablen des Stickstoffhaushalts ($\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte) auf zwei Versuchsstandorten mit unterschiedlichen Boden- und Klimabedingungen (Lehm- und Sandstandort). Die Messungen wurden vom TV 7/2 über einen vierjährigen Zeitraum (1992/93-95/96) durchgeführt. Entsprechend der Meßwerte wurden die Parameter derart eingestellt, daß die Flächenabweichungen zwischen simulierten und gemessenen Nitratgehalten minimiert wurden. Die kalibrierten und gemessenen Parameter wurden für die Langfrist-Simulationen verwendet.

Für die Kalibrierung wurden meteorologische Daten von benachbarten Meßstationen verwendet (Wetterstation Kassel, Braunschweig, Flughafen Langenhagen, Gesamthochschule Kassel). Für die Langzeitszenarien wurden die Wetterdaten mit dem Modell von RICHARDSEN und WRIGHT (1984) generiert. Für die Generierung des maritimen Klimas liegen ausreichend langfristige Datenreihen aus dem Raum Hannover und für das eher kontinental geprägte Klima aus dem Raum Cottbus vor.

Nach der ersten Arbeitsphase 1995/96 erfolgte eine neue Parametrisierung, z.T. unter Hinzuziehung von Daten des TV 13 (Kögel-Knabner). Mit teils neuen, teils alten Umsetzungsdaten (Nitrifizierung, Denitrifizierung, Immobilisierung), neuen Anpassungen

bezüglich des C/N-Verhältnisses der bodenmikrobiellen Masse (SMB) (MUELLER et al. 1997), wurde eine erneute Kalibrierung mit Daten des TV 7/2 durchgeführt, in die auch die Effizienz der Kohlenstoffnutzung der mikrobiellen Biomasse einbezogen wurde. Getestet wurde auch der Einfluß der Kohlenstoffgehaltsänderung auf die bodenhydraulischen Parameter.

Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Die Sensitivitätsanalyse bezüglich der Stickstoffparameter zeigte, daß nur einige Umsetzungskoeffizienten von verschiedenen Pools, die Nitrifizierungsratenkonstanten, die Kohlenstoffeffizienz des SMB-Pools und bestimmte Partitionierungskonstanten der Stoffpools sensitiv in Bezug auf die Nitratgehalte im Wurzelraum sind. Diese wurden sowohl kalibriert als auch im Projektzeitraum 1997/98 optimiert.

Die Modellkalibrierung erbrachte unter Berücksichtigung des vereinfachten Parametrisierungsverfahrens für beide Kalibrierungsstandorte zufriedenstellende Ergebnisse. Die simulierten Zeitreihen zeigten eine gute Übereinstimmung mit den Meßwerten für die fünf Düngungsvarianten des TV 7/2. Als zusätzliche Plausibilitätsprüfung wurde für die Kontrollvariante mit ausschließlich mineralischer Düngung die Auswaschung berechnet, die mit Angaben der RUHR-STICKSTOFF AG (1988, S. 265) in Einklang stehen.

Grundsätzliches Gefährdungspotential durch kontinuierliche Kompostgaben

Im ersten Teil des Projektes (1995/96) wurde ein grundsätzliches Gefährdungspotential hinsichtlich der Nitratauswaschung durch die langfristige Anwendung von Kompostgaben in Höhe von 10 Mg TS / ha*a festgestellt. Dies betraf jedoch nur den Standort mit den zwei entscheidenden Eigenschaften eines hohen Sandanteils und einer überdurchschnittlichen Grundwassernähe. Der grundwasserferne Lößstandort zeigte hingegen bei angepaßter mineralischer N-Düngung kein erkennbares Nitrat-Gefährdungspotential, der N-Gehalt des Bodens nahm in Richtung auf ein neues Humusgehalts-Plateau zu. Die Zusammenfassung der Gaben auf 30 bzw. 40 Mg/ha für 3 bzw. 4 Jahre zeigte keine langfristigen Auswirkungen

Am Lehmstandort werden Nitratkonzentrationen von 50 mg/l im Sickerwasser nur bei den Varianten mit vollständiger Mineral- und Kompostdüngung überschritten (Abb. 2). Dies gilt bezüglich der Mittelwerte der Nitratkonzentrationen ebenfalls für den Sandstandort. Jedoch überschreitet die positive Streuung in fast allen Varianten den Grenzwert. Außerdem ist die Spannbreite größer als am Lehmstandort.

Bezüglich des Sandstandortes ist zudem aus Abbildung 3 zu erkennen, daß die langsame Freisetzung von Stickstoff aus dem Kompost zusammen mit den hohen Sickerwasserraten in den Wintermonaten zu einem deutlichen Nitrataustrag führt. Bei der Kontrollvariante gehen 13 % des Eintrages verloren, während es bei den Varianten mit Kompostdüngung generell über 20 % sind.

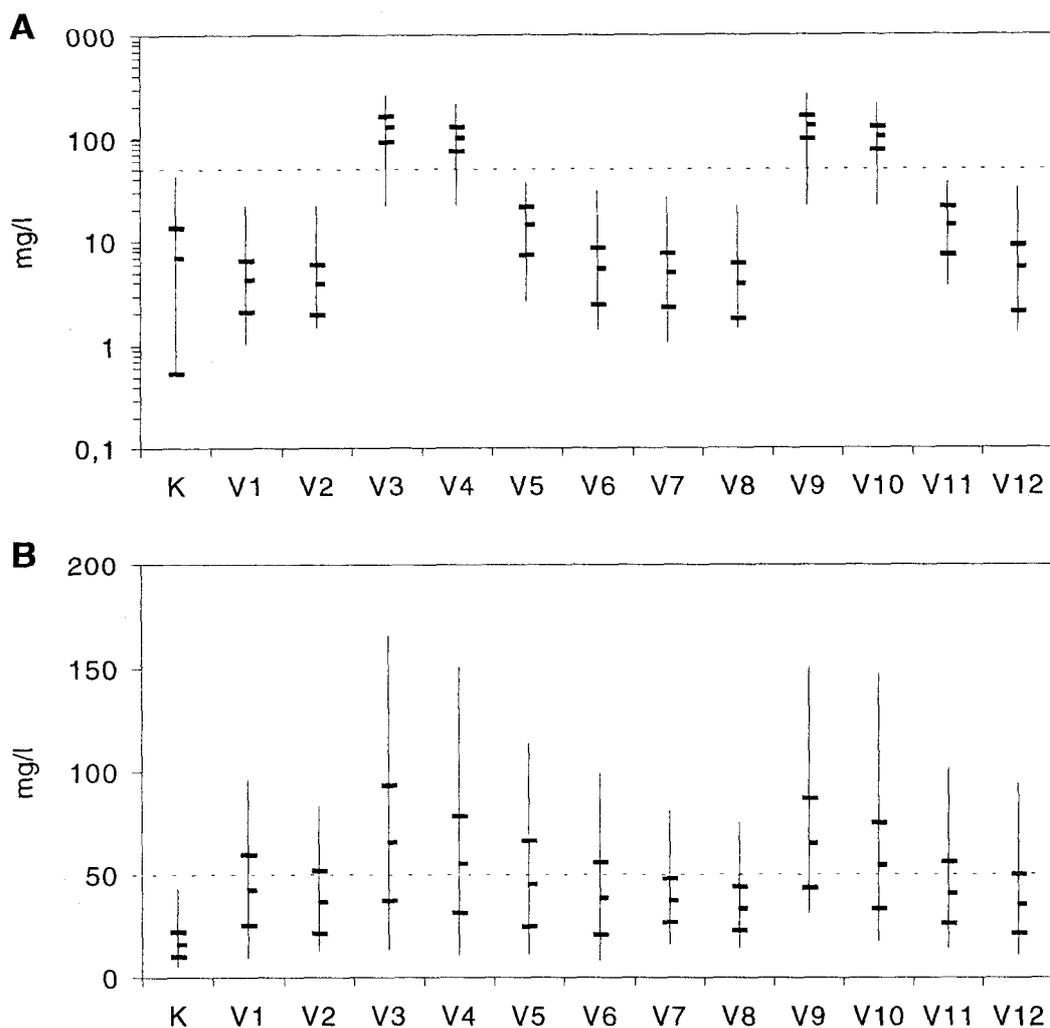


Abb. 2: Jahresmittelwerte über den Simulationszeitraum von 50 Jahren, Standardabweichungen, Minima und Maxima der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser für (A) den Lehm- und (B) den Sandstandort. Die gestrichelte Linie zeigt den Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg Nitrat/l (Abk. s. Tab. 1).

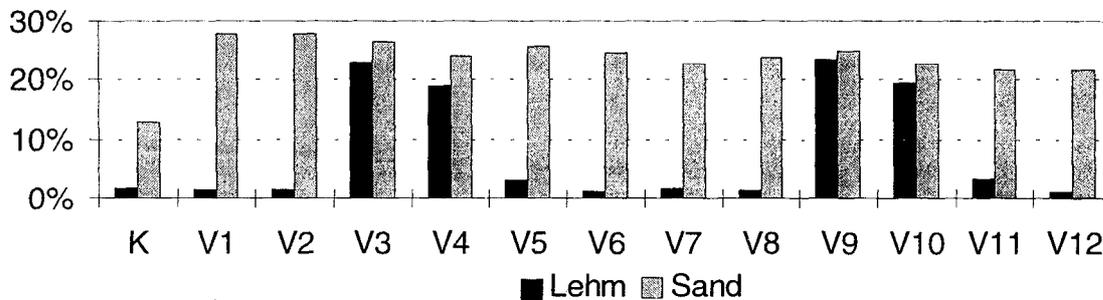


Abb. 3: Stickstoffauswaschung im Verhältnis zur jährlichen N-Zufuhr (organ. und min. Düngung, atmosphärische Einträge) für den Lehm- und Sandstandort im Mittel des Simulationszeitraumes von 50 Jahren (Varianten s. Tab. 1).

Im folgenden werden die Schlußfolgerungen gezeigt, die sich aus der Erweiterung und Vertiefung des Projektes 1997/98 ergeben.

Umsetzung der organischen Substanz und Nitrifizierung: Neue Parametrisierung

Im Bericht zum Projektzeitraum 1995-96 wurde vorgeschlagen, die Modellstruktur von DAISY bezüglich des Einflusses von Kompost auf die Nitrifizierung anzupassen. Es wurde jedoch festgestellt, daß die im Teilvorhaben 13 des BMBF-Verbundprojektes (Kögel-Knabner) berechneten Nitrifizierungsraten durch Denitrifizierung und die Entwicklung der mikrobiellen Biomasse überlagert sind. Da diese Prozesse im DAISY-Modell integriert sind, wurden die in vielen Validierungsexperimenten gefundenen Standardwerte der Nitrifizierungsraten eingesetzt. Aus den gleichen Gründen wurden die Umsetzungsraten organischen Materials revidiert, d.h. es wurden nun diejenigen Meßwerte benutzt, die zu Beginn der Versuchsperiode des TV 13 bestimmt wurden. Die mit der neuen Parametrisierung durchgeführten Simulationen an den Untersuchungsstandorten des TV 7/2 (STÖPPLER-ZIMMER & PETERSEN, 1995; PETERSEN & STÖPPLER-ZIMMER, 1996a u. 1996b) zeigen nun insgesamt eine bessere Übereinstimmung mit den Meßwerten.

Die neue Parametrisierung hatte insgesamt eine geringere Nitratbelastung des Sickerwasser zur Folge, wie anhand der Vergleichssimulationen „alte Parametrisierung“ und „neue Parametrisierung“ am Standort „Sand“ zu erkennen war. Höhere N-Freisetzungen während der Vegetationsperiode hatten stärkeres Pflanzenwachstum und höhere N-Entzüge zur Folge. Die Unterschiede zwischen der alten und der neuen Parametrisierung waren jedoch nicht sehr groß. Die Simulationen des Arbeitsabschnittes 1995/96 behalten somit im wesentlichen ihren Wert.

Nitratproblematik auf verschiedenen Standorten

Um für weitere Standorte mit anderen Eigenschaften Vorhersagen für die Kompostanwendung treffen zu können, wurden Szenarien an vier Modellstandorten („Sand“, „Mergel maritim“, „Mergel kontinental“ und „Lehm“) durchgeführt (Abb. 4). Unterschiede sind vor allem bei den Varianten mit und ohne Zwischenfrucht („Z“) sowie Frisch- und Fertigkompost („j“ bzw. „a“: unterschiedliche N-Frachten) zu sehen. Der Lößlehm-Standort zeigt keinerlei Problematik der Nitratkonzentrationen.

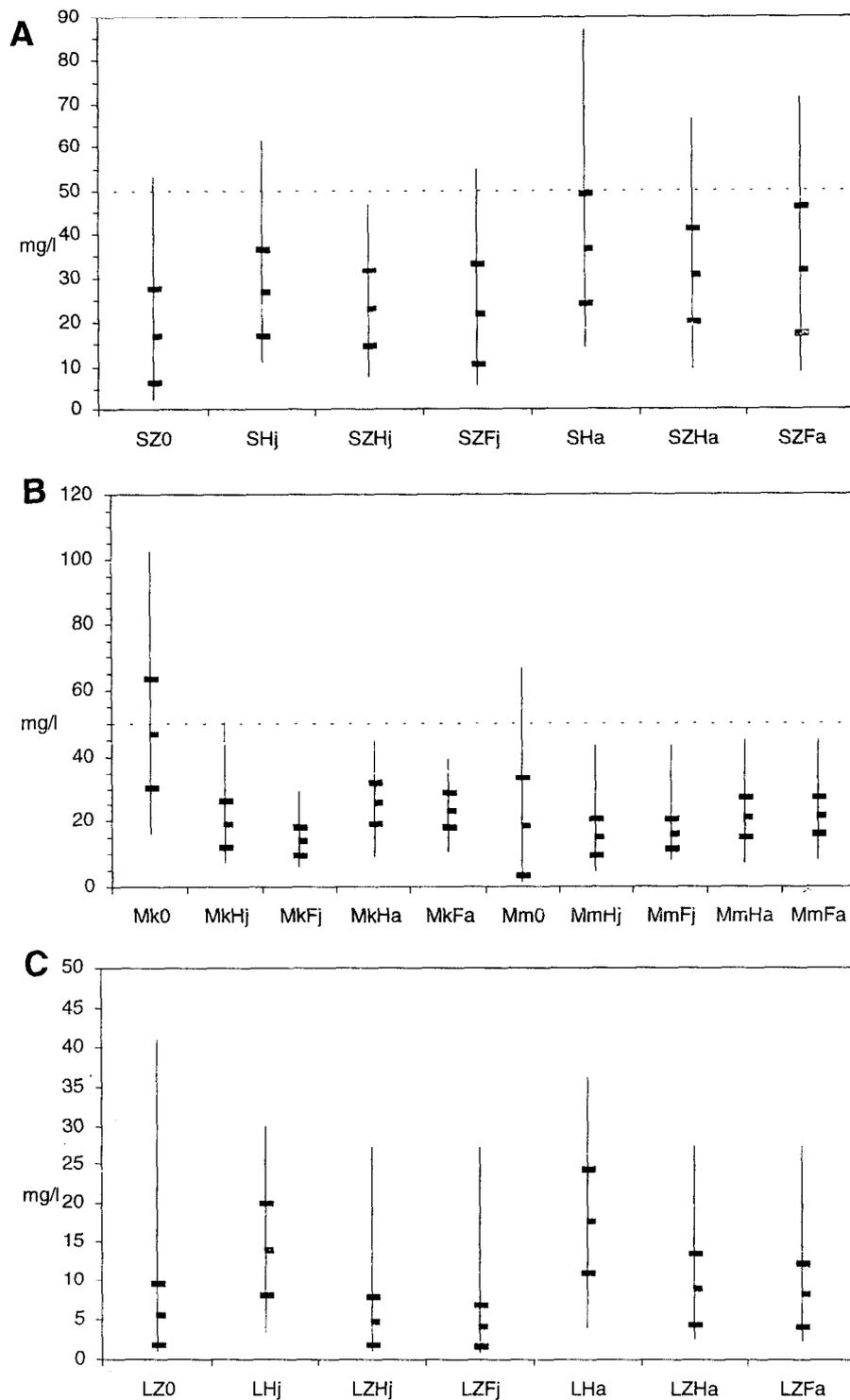


Abb. 4: Nitratkonzentrationen im abwärts gerichteten Sickerwasser in der Bilanzierungstiefe am Standort Sand (A), Mergel (B) und Lehm (C) (Spannweiten, mittlere Jahresmittel des 50-jährigen Simulationszeitraumes und durchschnittliche Standardabweichung zum Mittelwert) (Abk. siehe Tab. 2)

Die Hinzunahme der beiden Mergel-Standorte hat den Informationsgewinn nicht beträchtlich steigern können. Dies war letztlich auch zu erwarten, da der Einsatz bodenhydraulischer Parameter, deren Retentions- und Leitfähigkeitskurven zwischen einem Lehm- und Sandboden liegen, sich nicht linear auf den Wasserhaushalt auswirkt. Das heißt, daß eine sehr große Bandbreite an landwirtschaftlichen Böden allein durch die Untersuchungsstandorte „Lehm“ und „Sand“ hinsichtlich der Variabilität des Wasser- und Stoffhaushaltes abgedeckt ist.

Auch die beiden klimatischen Randbedingungen des Modells „Mergel“ zeigten nur bedingt einen Einfluß auf den Stickstoffhaushalt. Dieser manifestierte sich in erster Linie darin, daß unter kontinentalem Klima eine mineralische Düngung in den Monaten Februar bis März sich hinsichtlich der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ungünstig auswirkt, was vor allem bei rein mineralischer Düngung hervortritt (Abb. 4 B). Dies muß bei grundwasserfernen Standorten jedoch keine Problematik beinhalten.

Einfluß landbaulicher Managementsysteme

Die Folgen landbaulicher Management-Systeme hinsichtlich der Kompostanwendung sind besonders im Hinblick auf die Grundwassergefährdung des Sandstandortes von Bedeutung. Deshalb wurden die Bewirtschaftungsweisen gegenüber dem Arbeitszeitraum 1995/96 so modifiziert, daß die Phasen ohne Bestand innerhalb einer Fruchtfolge reduziert wurden. Die Standardvorgaben der mineralischen Düngung wurde gegenüber denjenigen im Projektzeitraum 1995-96 etwas erhöht, liegen aber immer noch im unteren Bereich der landwirtschaftlichen Praxis und orientieren sich am integrierten Landbau.

Die Optimierung der Fruchtfolge zeigte sich als wichtigste Maßnahme, um die Nitrat- auswaschung zu minimieren (vgl. „SZHa“ mit „SHa“; Abb. 4 A). Dies betrifft zwar auch die alleinige mineralische Düngung („SZ0“), ganz im Sinne des integrierten Landbaus, hat bei kontinuierlichen, langjährigen Kompostgaben auf grundwassernahen Sandböden aber einen besonders hohen Stellenwert. Hervorzuheben sind vor allem ein hoher Anteil an Wintergetreide und der Anbau von Zwischenfrüchten. Für die Szenarien wurden die Fertigkompostvarianten ausgewählt; die Frischkompostvarianten wiesen aufgrund der geringeren N-Fracht ohnehin geringere Nitratkonzentrationen auf.

Reduzierte Kompostgaben

Eine Reduktion der Kompostgaben auf einen Wert von 5 t Kompost-TS/ha*a wurde geprüft, um neben den Managementpraktiken eine weitere Möglichkeit der umweltverträglichen Kompostanwendung auf auswaschungsempfindlichen Böden zu prüfen. Diese Verminderung der Kompostgaben hatte den Effekt, daß nunmehr noch nicht einmal die Extremwerte der Nitratkonzentration den Wert von 50 mg/l im Sickerwasser überschritten („SZFar“; Abb. 5). Allerdings war die Nitratkonzentration schon durch die Managementpraktiken (s.o.) so vermindert worden, daß bei 10 t Kompost-TS/ha*a die gesamte Standardabweichung der mittleren Nitratkonzentrationen unter 50 mg/l lag.

Falls Fruchtfolgen mit hohen Entzügen und hohem Grad an zeitlicher Bodenbedeckung nicht zu realisieren sind, bietet die Reduktion der Kompostgaben auf 5-7,5 t Kompost-TS/ha*a eine gute Möglichkeit, um Problemen vorzubeugen.

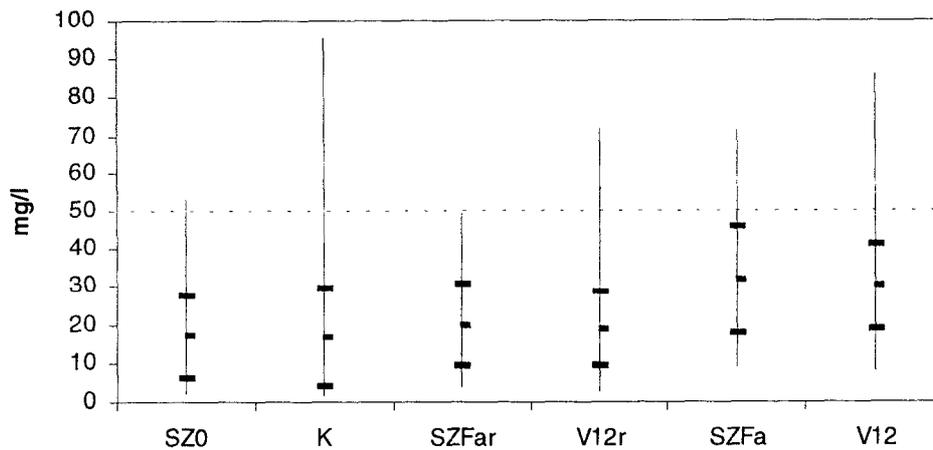


Abb. 5: Nitratkonzentrationen im abwärts gerichteten Sickerwasser unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs - Optimierung Standort Sand (Minima, Maxima, mittlere Jahresmittel des 50-jährigen Simulationszeitraumes und durchschnittliche Standardabweichung zum Mittelwert; Abkürzungen siehe Tab. 1 und 2)

Mineralische Zusatzdüngung

Am Beispiel der Optimierung der Nitratauswaschung am Standort „Sand“ ist deutlich zu sehen, in welchem Maße die mineralische Zusatzdüngung mit Stickstoff variiert (Tab. 3). „K“ und „SZ0“ repräsentieren die mäßig mit N gedüngten mineralischen Kontrollvarianten bei unterschiedlichem Management. Bei den Kompostvarianten sind entsprechend geringere Mengen N einzusetzen („r“ = 5 Mg/ha*a, sonst 10 Mg/ha*a). Diese Reduktion der N-Ergänzungsdüngung trat im 50-jährigen Simulationszeitraum relativ rasch ein. Die zweite Düngung bei N-Splitting wurde jedoch immer gegeben.

Tab. 3: Im gesamten Simulationszeitraum aufgebrauchte Mengen mineralischen N-Düngers, differenziert nach Beständen der Fruchtfolge (kg N/ha; Abk. siehe Tab. 1 und 2).

Frucht	K	V12r	V12	SZ0	SZFar	SZFa
1. Frucht	1560	540	40	1820	1020	350
2. Frucht	1170	360	50	1300	570	70
3. Frucht	720	50	0	1040	230	0
4. Frucht	1080	630	310	960	520	290
Zwischenfrucht	650	650	600	0	0	0
Gesamt	5180	2230	1000	5120	2340	700

Komposte unterschiedlichen Rottegrades

Die langfristigen Simulationen zeigen nur eine graduelle Differenzierung zwischen Frisch- und Fertigkompost, die zum Teil durch die klimatischen und hydrologischen Bedingungen verstärkt

wird. Die bodenphysikalischen Eigenschaften und das landwirtschaftliche Management sind wesentlich dominanter. Das Modell DAISY zeigt in den Simulationen, daß einerseits die unterschiedlichen reifen organischen Substanzen relativ schnell und letztlich mit wenig Differenzen in die Pools des Bodens überführt werden, und daß andererseits die größere N-Fracht im Fertigungskompost im Laufe einer Vegetationsperiode von den Pflanzen aufgenommen wird. Auch die Ergebnisse des TV 13 des BMBF-Verbundprojektes (Kögel-Knabner) deuten auf insgesamt wenig bedeutsame Unterschiede hin.

Die Ergebnisse der Feldversuche im TV 7/2 des BMBF-Verbundprojektes (STÖPPLER-ZIMMER & PETERSEN, 1995; PETERSEN & STÖPPLER-ZIMMER, 1996a u. 1996b) zeigen demgegenüber erhebliche Unterschiede zwischen den Komposten unterschiedlichen Rottegrades, die jedoch auf eine relativ kurzfristige Dynamik zurückzuführen sind, während langfristig die N-Fracht entscheidend ist. Dazu ist zu berücksichtigen, daß im TV 7/2 im Mittel der vier Jahre 14 bzw. 45 t TS/ha*a gegeben wurden im Gegensatz zu den 10 bzw. 5 t TS/ha*a in den Simulationen. Nichtsdestotrotz bleibt aus dem TV 7/2 festzuhalten, daß Frischkompost mit Erfolg im Ackerbau einzusetzen ist (was durch die Simulationen bestätigt wird), und daß Frischkompost bei höheren Gaben im Herbst vorzuziehen ist (was in den Simulationen nicht geprüft wurde).

Einfluß bodenphysikalischer Änderungen

Durch eine langfristige Kompostdüngung verändern sich C- und N-Gehalte (Abb. 6). Dies sollte sich auf bodenphysikalische Eigenschaften und schließlich auf die Humus- und Stickstoffdynamik sowie letztlich die Erträge auswirken.

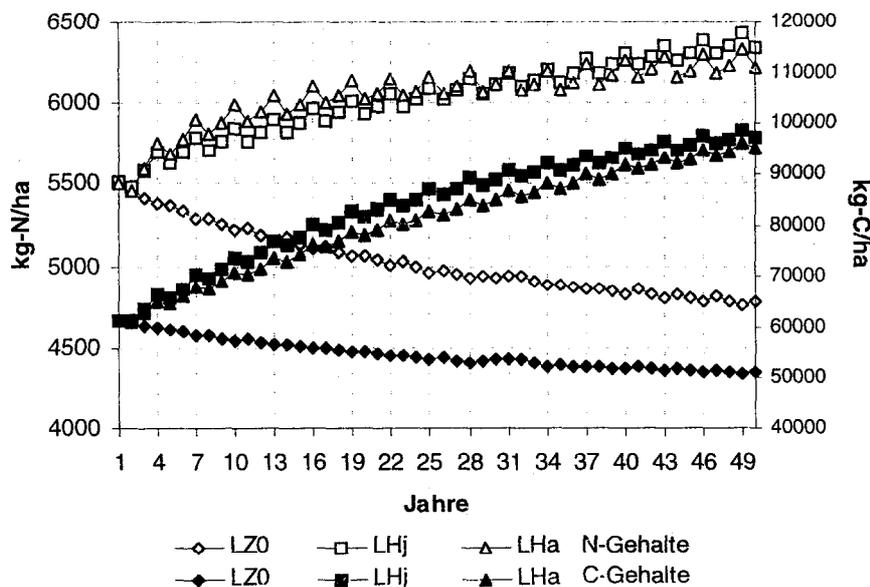


Abb. 6: Entwicklung der N- und C-Gehalte aller Stoffpools der Szenarien „Nur mineralische Düngung“ (LZ0), „Mit Zugabe Frischkompost“ (LHj) bzw. „Mit Zugabe Fertigungskompost“ (LHa) am Standort Lehm über den Simulationszeitraum.

Der von verschiedenen Autoren und im Teilvorhaben 7/2 (s.o.) festgestellte Einfluß der Zugabe großer Mengen organischen Materials auf die Bodenstruktur wurde in einer neuen Version des Modells DAISY integriert. Die sich durch die Erhöhung des C-Gehaltes im Boden ergebende bodenphysikalische Modifizierung wirkt sich zwar positiv auf die Wasserkapazität bei gesättigten

Böden aus, hat jedoch keinen signifikanten Einfluß auf die ungesättigten Leitfähigkeiten und damit auf die Wasserbewegung im Boden. Aufgrund der Abhängigkeit der Stickstoffumsetzung von den Matrixpotentialen sind die Auswirkungen auf den Stickstoffhaushalt vernachlässigbar.

Kurz- und mittelfristige Prognosen zu Düngung und Nitratauswaschung

Die Simulationen zeigen schon ab der zweiten Fruchtfolgeperiode eine relativ große Stabilität der Höhe der N-Zusatzdüngungen, der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und der Auswaschung. Ab dem 30. Jahr tritt z.T. ein etwas erhöhter N-Düngungsbedarf auf, der sich möglicherweise aus einem „Einpendeln“ der Bodenverhältnisse erklärt. Schwankungen des N-Bedarfes während des gesamten Simulations-Zeitraumes von 50 Jahren sind aus Witterungsschwankungen der jeweiligen Vorjahre und daraus resultierenden Erträgen, N_{\min} -Restgehalten usw. zu erklären.

Die Ergebnisse der Modellrechnungen sind somit im Rahmen ihrer Aussagekraft auf die Kompostanwendung ab einem Zeitraum von zwei Fruchtfolgeperioden anzuwenden.

Fazit

Insgesamt haben die Szenarien gezeigt, daß die Ausbringung von Kompost keine Nachteile aus Sicht der Wasserwirtschaft mit sich bringen muß. Für den Landwirt hat dagegen der Kompost Vorteile hinsichtlich der Verbesserung der Bodeneigenschaften (wenn sich diese im Modell hinsichtlich der N-Dynamik auch nur gering auswirken) und Kostenreduzierung für mineralischen Dünger.

Gegenüber den Simulationen des ersten Arbeitsabschnittes (1995/96) wurde insbesondere durch die Veränderung der Fruchtfolge (Zwischenfruchtanbau) gezeigt, daß der Einsatz von Kompost als Düngematerial unter dem Gesichtspunkt der Grundwasserbelastung mit Nitrat unkritisch ist. Auf grundwasserfernen und auf eher lehmigen Standorten sind die bisher empfohlenen Kompostmengen von bis zu 10 t Kompost-TS/ha*a ohne Problem für das Grundwasser zu vertreten. Auf grundwassernahen, eher sandigen Böden hingegen sollte entweder ein hoher Entzug von Stickstoff über eine optimierte Fruchtfolge oder eine Reduktion der Kompostgaben auf etwa 5-7,5 t TS/ha*a angestrebt werden.

Die langfristige Ertragssituation scheint sich insgesamt leicht zu verbessern, wenn Fertigungskompost statt Frischkompost eingesetzt wird. Dies scheint im Gegensatz zu Ergebnissen, die bei kurzfristigen Feldversuchen (vier Jahre) erzielt wurden, zu stehen (STÖPPLER-ZIMMER & PETERSEN, 1995; PETERSEN & STÖPPLER-ZIMMER, 1996a u. 1996b). Letztlich ist dies jedoch durch die höhere Stickstoff-Fracht zu erklären, die mit Fertigungskompost bei gleichen TS-Mengen aufgebracht wird.

Abschließend sei angemerkt, daß es sich hier um Computersimulationen handelt, die auf einem relativ starren landwirtschaftlichen Management basieren und insofern die Flexibilität des Landwirtes nicht berücksichtigen. Trotzdem sind die heutigen Simulationsmodelle in der Lage, die Entwicklung, die sich aus Maßnahmen ergibt, in ihrer Tendenz richtig abzuschätzen. Bezüglich der absoluten Genauigkeit können selbstverständlich keine Wahrscheinlichkeiten angegeben werden. Diese liegen im Bereich der Anpassung des Modells an Untersuchungsstandorte und der zukünftigen Entwicklung des Klimas, des Bodens und der landwirtschaftlichen Praxis.

Um zeitig abschätzen zu können, welche schwerwiegenden Auswirkungen bestimmte Maßnahmen mittel- bis langfristig haben werden, sind Computersimulationen von zunehmender Bedeutung. Dies ist einzuschätzen, wenn an bestimmte Sünden der Vergangenheit (z.B. zu hohe mineralische oder unmäßige organische Düngung) gedacht wird.

Danksagung

Dem Deutschen Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF), Bonn, sei gedankt für die Förderung des Projektes (Verbundvorhaben „Neue Techniken zur Kompostierung“, FKZ 1450 638 C8, Teilvorhaben 10/2).

Für den Inhalt der Veröffentlichung tragen die Autoren die alleinige Verantwortung.

Literaturverzeichnis

- ARNING, M. (1994): Lösung des Inversproblems von partiellen Differentialgleichungen beim Wassertransport im Boden. 137 S. Dissertation, TU Braunschweig.
- DIEKKRÜGER, B. (1992): Standort- und Gebietsmodelle zur Simulation der Wasserbewegung in Agrarökosystemen. In: *Landschaftsökologie und Umweltforschung*, 19, 169 S.
- DIEKKRÜGER, B.; M. ARNING (1995): Simulation of water fluxes using different methods for estimation soil parameters. In: *Ecological Modelling*, 81, S.83-96.
- DIEKKRÜGER, B.; D. SÖNDGERATH; K.C. KERSEBAUM; C.W. MCVOY (1995): Validity of agroecosystem models - A comparison of results of different models applied to the same data set. In: *Ecological Modelling*, 81, S. 3-29.
- ENGEL, T.; B. KLÖCKING; E. PRIESACK; T. SCHAAF (1993): Simulationsmodelle zur Stickstoffdynamik. Analyse und Vergleich. In: *Agrarinformatik*, 25, 1993.
- GERKE, H.H., M. ARNING, H. STÖPPLER-ZIMMER (1996): Modellgestützte Abschätzung der Stickstoff- und Humusdynamik zur Optimierung von Bodenzustand und Nitratauswaschung bei langfristiger Kompostanwendung auf ackerbaulich genutzten Standorten. In: *Neue Techniken der Kompostierung*; R. Stegmann (Hrsg.); *Hamburger Berichte* 11, Abfallwirtschaft, Technische Universität Hamburg-Harburg; *Economia Verlag*, Bonn; 55-72.
- GERKE, H.H., M. ARNING, H. STÖPPLER-ZIMMER (1998): Modeling long-term compost application effects on nitrate leaching. *Plant and Soil*, accepted 1998.
- HANSEN, S.; H.E. JENSEN; N.E. NIELSEN; H. SVENDSEN (1990): DAISY - Soil Plant Atmosphere System Model. Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen, 269 S.
- HANSEN, S.; H.E. JENSEN; N.E. NIELSEN; H. SVENDSEN (1991): Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. In: *Fertilizer Research*, 27, S. 245-259.
- MCVOY, C.W.; K.C. KERSEBAUM; M. ARNING.; P. KLEEBOG; H. OTHMER; U. SCHRÖDER (1995): A data set from north Germany for the validation of agroecosystem models: documentation and evaluation. In: *Ecological Modelling*, 81, 1-3, S.265-300.
- MUALEM, Y. (1976): A new model for predicting hydraulic conductivity of unsaturated porous media. In: *Water Resources Research* 12, S. 513-522.
- MUELLER, T. et al. (1997): Temporal variation of C and N turnover in soil after oilseed rape straw incorporation in the field: simulations with the soil-plant-atmosphere model DAISY. In: *Ecological Modelling*, 99, S. 247-262.

- PETERSEN, U.; H. STÖPPLER-ZIMMER (1996a): Frisch- oder Fertigkompost - Pflanzenbauliche Vor- und Nachteile. In: Biologische Abfallbehandlung III (K. Wiemer u. M. Kern, Hrsg.); M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen; 111-126.
- PETERSEN, U., & H. STÖPPLER-ZIMMER (1996b): Frisch- oder Fertigkompost - Pflanzenbauliche Vor- und Nachteile. In: Biologische Abfallbehandlung III; K. Wiemer, M. Kern (Hrsg.); Baeza-Verlag, Witzenhausen, 111 - 126.
- RAWLS, W.J.; D.L. BRAKENSIEK (1985): Prediction of soil water properties for hydrological modeling. In: Proceedings of the symposium watershed management in the eighties. Denver, S. 293-299.
- RICHARDSEN, C.W.; D.A. WRIGHT (1984): WGEN: A Model for Generating Daily Weather Variables. In: US Dep. of Agriculture, Agricultural Res. Serv., ARS-8, 83 S.
- RICHTER, J. (1986): Der Boden als Reaktor Modelle für Prozesse im Boden. Stuttgart, 239 S.
- RUHR-STICKSTOFF AKTIENGESELLSCHAFT (1988): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. München, 11. Aufl.
- SCHACHTSCHABEL, P.; H.P. BLUME; K.-H. HARTGE; U. SCHWERTMANN (1982): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart, 442S.
- STÖPPLER-ZIMMER, H.; U. PETERSEN; (1995): New results concerning the application of compost in plant cultivation. In: Bidlingmaier/Stegmann (ed.) Proceedings of the international symposium „Biological waste management - a wasted chance“, Bochum; 59/1-12.
- SVENDSEN, H.; S. HANSEN; H.E. JENSEN; N.E. NIELSEN (1993): Users guide to the DAISY simulation model. (unveröff.), Kopenhagen, Dänemark.
- SVENDSEN, H.; S. HANSEN; H.E. JENSEN (1995): Simulation of crop production, water and nitrogen balances in two german agro-ecosystems using the DAISY model. In: Ecological Modelling, 81, S. 197-212.
- VAN GENUCHTEN, M.TH. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. In: Soil Science Society America Journal 44, S. 892-898.

Auswirkungen einer mehrjährigen Kompostdüngung auf Bodenkenndaten und Pflanzenenertrag

Karl AICHBERGER und Josef WIMMER

Bundesamt für Agrarbiologie; Linz

Im vorliegenden Feldversuch (8. Versuchsjahr) werden 4 verschiedene Komposte hinsichtlich ihrer Wirkung auf Bodeneigenschaften und Pflanzenenertrag geprüft. Der Versuch ist in vierfacher Wiederholung als ungeordneter Block angelegt, wobei die Parzellengröße 30 m² beträgt. Als Fruchtfolge wurde die Stellung Körnermais - Sommerweizen - Wintergerste gewählt. Beim Versuchsboden handelt es sich um einen mittelschweren lehmigen Schluff mit guter Nährstoffversorgung (26 mg P₂O₅ und 30 mg K₂O), pH 6,8 und einen Humusgehalt von 2 %.

Im Versuch wurden reine Mineraldüngungsvarianten (N0, N40, N80 und N120) mit den Varianten Kompost und Kompost + mineralischer Stickstoff verglichen. Die Aufwandmengen der Komposte wurden auf 175 kg bzw. 175 kg Kompost-N plus 80 kg Mineral-N pro Hektar berechnet. Es kamen Biotonnen-, Grünschnitt-, Stallmist- und Klärschlammkompost unterschiedlicher Zusammensetzung zum Einsatz, wobei Stallmistkompost durch die höchsten Gehalte an organischer Substanz und Stickstoff und Klärschlammkompost durch hohe Phosphat- und Kalkwerte auffielen. Die jährlichen Aufwandmengen in Abhängigkeit vom N-Gehalt betragen zwischen 15 und 40 t Frischmasse. In 8 Versuchsjahren wurden somit rund 30 t organ. Substanz dem Boden zugeführt, die theoretisch den Humusgehalt um 0,5 bis 0,8 Prozentpunkte erhöhen sollten. Der im Boden gemessene Gehaltsanstieg betrug tatsächlich aber nur 0,1 bis 0,3 % und der bedeutend größere Rest an organischer Masse dürfte im Laufe der Jahre mineralisiert worden sein. Mit zunehmender N- Mineraldüngung nahm der Humusgehalt im Boden im Laufe der Jahre meßbar ab (Tab. 1).

Tab. 1: Humusgehalte und Stickstoffwerte im Boden nach 8 Versuchsjahren

Variante (4 f WH)	Humus %	N %	N _{HWL} mg/100g	N _{min} * kg/ha
0 N	1,90	0,13	3,4	25
40 N	1,84	0,13	3,7	20
80 N	1,78	0,13	3,5	21
120 N	1,70	0,13	3,3	23
BTK	2,13	0,16	4,4	24
GSK	1,98	0,14	4,6	32
MIK	2,00	0,14	4,4	35
KSK	2,03	0,15	4,2	29
BTK + 80 N	2,11	0,15	3,6	36
GSK + 80 N	2,00	0,16	3,9	42
MIK + 80 N	1,94	0,14	3,9	32
KSK + 80 N	2,23	0,15	4,3	26

BTK=Biotonnenkompost

* nach Ernte

GSK=Grünschnittkompost

MIK=Stallmistkompost

KSK=Klärschlammkompost

Die Kompostdüngung bewirkte ferner eine deutliche Erhöhung der Gesamtstickstoffgehalte und löslichen N-Fractionen im Boden. Nach 8 Versuchsjahren wurden mit Kompost 1400 kg N ausgebracht, wobei in der Bodenuntersuchung eine Anreicherung des organischen N-Pools von insgesamt 400 bis 1200 kg N/ha gemessen wurde. Deutlich erhöht wurden außerdem die Nährstoffgehalte, der pH-Wert und tendenziell die Aggregatstabilität.

Im Vergleich der Pflanzenerträge läßt sich über mehrere Jahre erkennen, daß die Stickstoffwirkung von Kompost sehr begrenzt ist; trotz eines beträchtlichen N-Pools im Boden werden pro Jahr nur zwischen 10 und 60 kg Stickstoff pflanzenverfügbar; die Berechnung der N-Verfügbarkeit erfolgte durch Bezug der durchschnittlichen Erträge der Kompostdüngungsvarianten auf die der N-Mineraldüngungsparzellen. Erfolgt zu Kompost eine mineralische Ergänzungsdüngung von 80 kg N (auf insgesamt 255 kg N) liegen die Erträge im Bereich der 120 kg Mineral-N-Variante und die Pflanzenverfügbarkeit wird nicht verbessert (Abb.1).

Die N- Wirkung von Komposten ist jahres- und kulturartenspezifisch unterschiedlich und nimmt im Laufe der Anwendungsjahre zu. Die theoretisch berechneten N-Mineralisierungsraten stimmen dabei mit den im praktischen Versuch ermittelten Werten gut überein. Im Durchschnitt von 8 Jahren beträgt die N- Freisetzung 37 kg pro Hektar. Kulturarten mit langer Vegetationsdauer (Mais) nutzen den Kompoststickstoff durchwegs besser als Getreide. Die unterschiedlichen Kompostarten bewirken keine nennenswerten Ertragsunterschiede (im langjährigen Durchschnitt liegt Mistkompost knapp vor Grünschnitt-, Klärschlamm- und Biotonnenkompost). Die Relativerträge der N0 - Parzelle werden aber mit zunehmender Versuchsdauer geringer.

Ertrag rel %

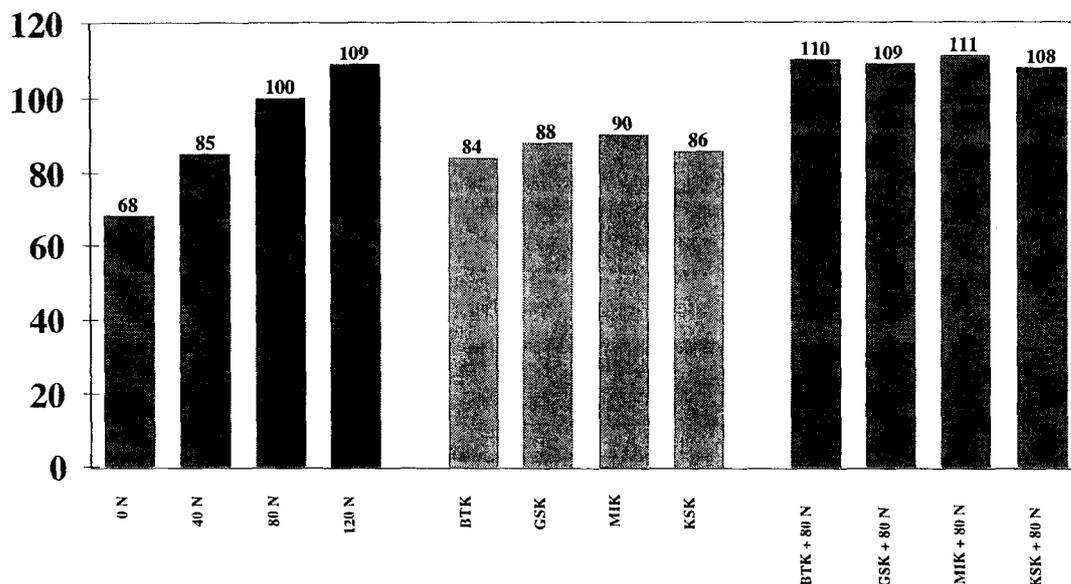


Abb.1: Ertragsergebnisse Kompostversuch Ritzlhof (8-jähriger Durchschnitt; 80 N = 100%)

Als Fazit nach 8 Versuchsjahren ergibt sich eine sehr mäßige Stickstoffwirkung von Kompost bzw. die Notwendigkeit einer zusätzlichen mineralischen Stickstoffdüngung, um entsprechende Erträge bei den Kulturen Wintergerste, Körnermais und Sommerweizen zu erzielen. Von der mit Kompost zugeführten gesamten Stickstoffmenge von 1400 kg wurden während der bisherigen Versuchsperiode nur rund 20 % pflanzenverfügbar.

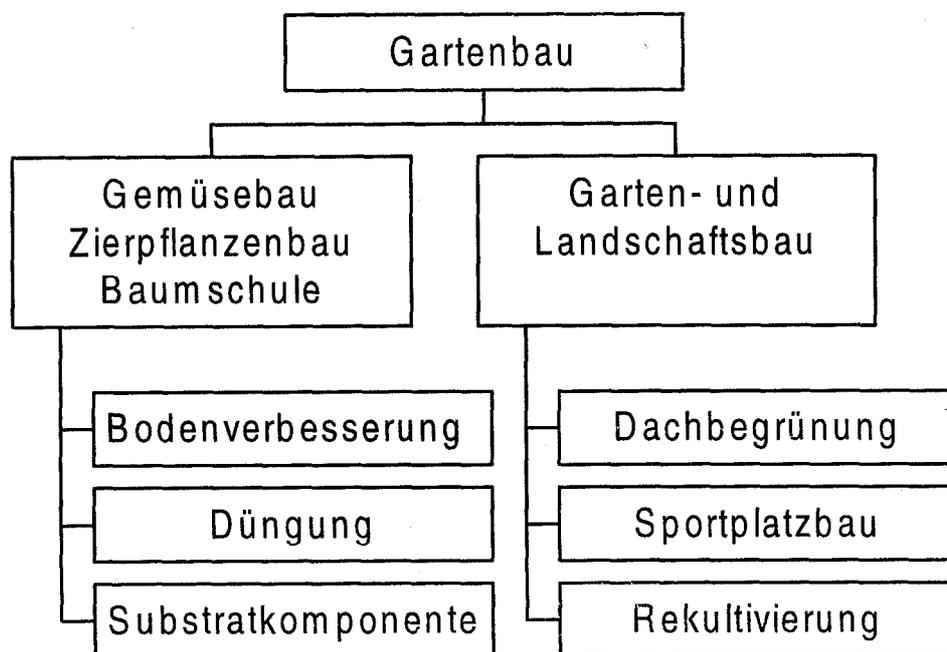
Einsatz von Kompost aus der getrennten Sammlung im Gartenbau

Andreas BAUMGARTEN,

HBLVA für Gartenbau; Wien

Seit der Einführung der getrennten Sammlung organischer Abfälle wurden die Verfahren zur Nachbearbeitung und Kompostierung ständig verbessert. Derzeit ist die überwiegende Anzahl der Verarbeiter in der Lage, einen qualitativ hochwertigen Sekundärrohstoff zu produzieren. Sowohl der Gesetzgeber als auch normierende Institutionen sind bemüht, entsprechende Rahmenbedingungen festzulegen, um eine sinnvolle Verwertung zu ermöglichen. Derzeit ist allerdings aufgrund der geltenden Fassung des Düngemittelgesetzes die Anwendung von Biotonnenkompost nicht gestattet, wobei das Kriterium nicht die Qualität des Produktes, sondern dessen Herkunft ist. Ausgenommen davon sind lediglich Produkte, die noch nach dem alten Düngemittelgesetz registriert wurden. Die Gültigkeit der Registrierung endet allerdings im Jahr 1999.

Unabhängig davon wurden und werden zahlreiche Versuche durchgeführt, um die qualitativen Voraussetzungen für die Anwendung von Biotonnenkompost (BTK) zu überprüfen. Auch der Bereich Gartenbau findet zunehmend Beachtung, wobei folgende Anwendungsmöglichkeiten gegeben sind:



Stickstoff

Obwohl nur 10 - 15 % des gesamten N-Gehaltes für die Pflanzen unmittelbar zur Verfügung stehen, muß aufgrund der gesetzlichen Vorgaben der Gesamtgehalt als düngewirksam angerechnet werden. In diesem Fall sind nur mehr Aufwandmengen im Bereich von 3 bis 5 Liter pro m² zulässig. Zum einen ergeben sich dadurch bereits technische Probleme bei der Aus-

bringung, zum anderen muß in den ersten Jahren mit einem deutlichen Nährstoffdefizit gerechnet werden. Dementsprechend erwiesen sich in Versuchen Kombinationen mit mineralischen Düngern als am wirkungsvollsten, wobei sich die Düngewirkung des Kompostes erwartungsgemäß erst nach einigen Jahren zeigte (LIETZOW, 1995).

Die Freisetzung von Stickstoff aus Kompost ist Gegenstand zahlreicher Untersuchungen. Über Regressionsrechnungen wird versucht, Zusammenhänge zu chemisch/biochemischen Parametern zu finden, die eine Beurteilung und Abschätzung der Freisetzungsraten ermöglichen sollen. Gute Korrelationen ergaben sich zur Methode der „Anaeroben Bebrütung“, aber auch zum Verhältnis der K_2SO_4 -extrahierbaren Anteile von C und N in Kombination mit dem N_{\min} -Gehalt (POPP et al., 1996).

Der verfügbare N-Gehalt von Kompost für die Verwendung als Substratbestandteil (20 Vol %) sollte $< 600 \text{ N (mg/l)}$ betragen.

In eigenen Versuchen konnte die Eignung von BTK als Substratkomponente für Fensterkistchenbepflanzungen nachgewiesen werden. So ergaben sich keine signifikanten Unterschiede des Pflanzenertrages und der Pflanzenqualität zwischen Varianten mit 20 bzw. 40 Vol % Kompostanteil und einem reinen Torfkultursubstrat.

Dachbegrünung

Aufgrund des hohen Nährstoffgehaltes eignen sich komposthaltige Substrate hauptsächlich für Intensivbegrünungen, wobei auf eine zusätzliche Bevorratung mit Nährstoffen verzichtet werden kann. In Versuchen von POPP und FISCHER (1997) konnte mit BTK-hältigem Substrat die Bedeckung beschleunigt, Wachstum und Qualität der Pflanzen gesteigert werden. Allerdings ergab sich aufgrund des hohen Anteils an löslichen Salzen in den ersten Wochen nach dem Einbau eine hohe Auswaschungsrate. Die Konzentration bestimmter Inhaltsstoffe wie Nitrat überschritt dabei die für kommunale Abwässer üblichen Mengen (Abb. 1). Die Stofffrachten nahmen jedoch relativ rasch ab, sodaß die Belastung zeitlich begrenzt war.

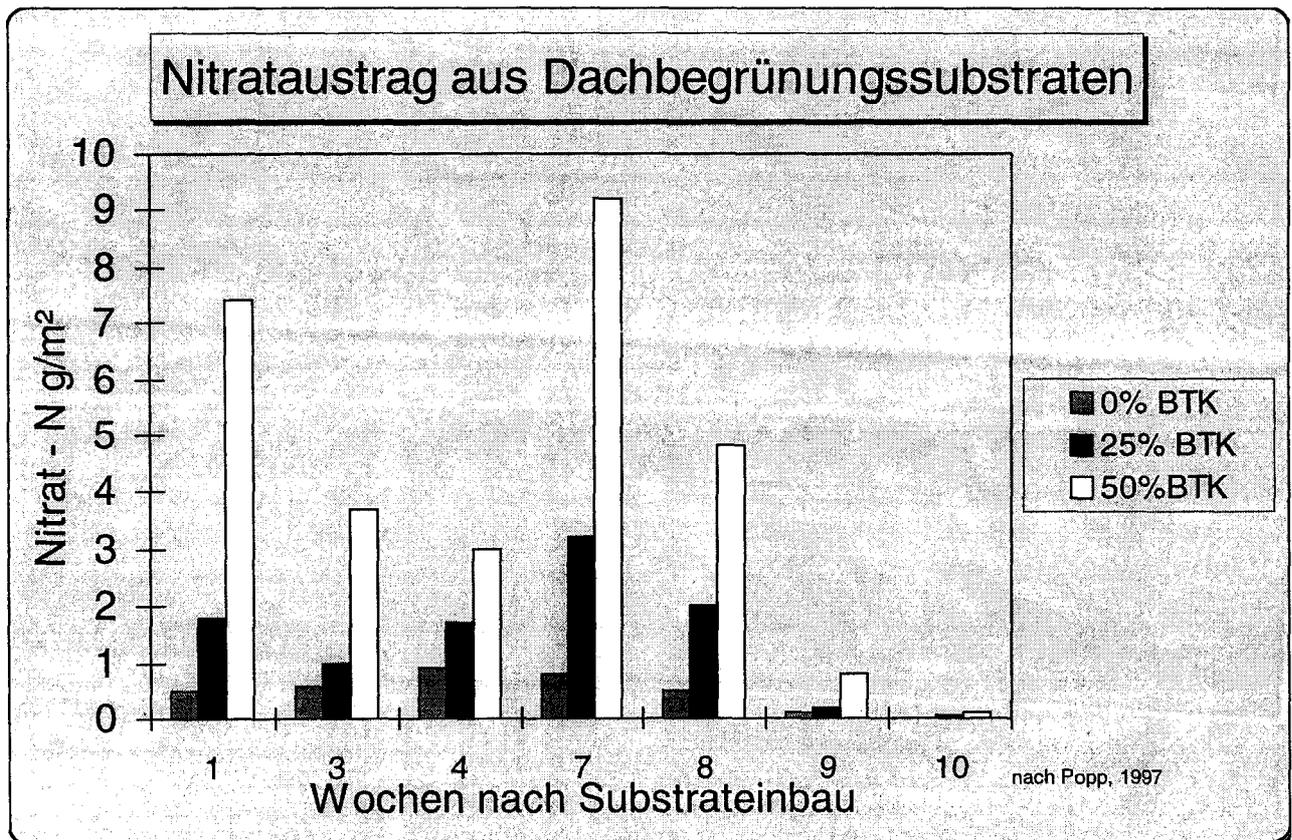


Abb. 1: Austrag von Nitrat aus Dachbegrünungssubstraten mit unterschiedlichen Anteilen an Biotonnenkompost

Grundlagenversuche zum Nährstoffumsatz von Biokomposten

Ableitung von umweltverträglichen Einsatzstrategien in Landwirtschaft und Gartenbau

Reinhold GUTSER*

Technische Universität München, Lehrstuhl für Pflanzenernährung

Kurzfassung

Die am 1. Oktober 1998 rechtskräftig werdende **Bioabfallverordnung** schließt eine wichtige Rechtslücke hinsichtlich der Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfällen in der Landwirtschaft. Sie enthält eine Auflistung für die als Sekundärrohstoffdünger geeigneten organischen Abfallstoffe, zudem sind die tolerierbaren Höchstgehalte und Höchstfrachten für Schwermetalle fixiert. Das Düngemittelrecht regelt über die Dünge-VO die zulässige Nährstofffracht und damit Düngermenge. Der Einsatz guter Sekundärrohstoffe wird durch die **Nährstofffracht** und nicht durch die **Schadstofffracht** begrenzt.

Für die Optimierung der Verwertung von Biokomposten in Landwirtschaft und Gartenbau sind Kenntnisse über das Verhalten dieser Dünger im System Boden/Pflanze erforderlich. Biokomposte eignen sich besonders gut für die **Bodenverbesserung** (physikalische, biologische und chemische Eigenschaften der Böden) und zeigen zudem eine mehr oder weniger schnelle und gute **Nährstoffwirkung**.

Bodenverbesserung: In mehrjährigen Freilandexperimente führte Biokompost zu einem deutlichen Anstieg der C- und N-Gehalte der Böden (Krume) und folglich zu einer Verbesserung bodenphysikalischer Eigenschaften wie Lagerungsdichte, Porenvolumen, Wasserleitfähigkeit und Aggregatsstabilität. Biokompost-C eignet sich sehr gut für die Reproduktion von Humus. Über eine jährliche Zufuhr von \varnothing 5-10 t TS/ha (= 1.5 – 3 t org. S.) läßt sich der Humusgehalt landwirtschaftlich genutzter Böden erhalten.

Nährstoffwirkung: Biokomposte zeigen eine gute **Kalk-** (\varnothing 200 – 500 kg bas. CaO je 10 t TS) und **Kaliumwirkung** (50-130 kg K/10 t TS). Das enthaltene **Phosphat** (20 – 50 kg P/10 t TS) wirkt grundsätzlich langsamer als Mineraldünger-P. Je nach Reifegrad liegen 5-30 % des Phosphates organisch gebunden vor. Längerfristig ist ähnlich den Mineraldüngern von einer vollständigen P-Verwertung auszugehen.

Für **Stickstoff** ist eine kurzfristige (unmittelbar zur gedüngten Kultur) und längerfristige Wirkung (Nachlieferung aus dem durch Kompost angereicherten Boden-N zu unterscheiden).

Kurzfristige N-Wirkung: Die mittlere N-Verwertung des Kompost-N erreicht im Anwendungsjahr mit \varnothing 0 – 10 % nur ein geringes Ausmaß. Der Kompost-N liegt nur zu 0-10 % als N_{\min} -Stickstoff vor. Zudem bestehen Wechselwirkungen zwischen N_{\min} und abbaubarer organischer Substanz in z.B. stärkerer N-Immobilisierung (z.B. in Frischkomposten!).

Das Zusammenfassen mehrerer Jahresgaben zu größeren Gaben (z.B. 21 t TS/ha alle 3 Jahre gegenüber jährlich 7 t TS/ha) bringt in der Regel Vorteile für die kurzfristige N-Ausnutzung durch die Pflanzen.

Die kurzfristige N-Wirkung der Komposte läßt sich aus C- und N-Parametern (N_{\min} , C/N, C/N in K_2SO_4 -Extrakt, z.T. auch pH-Werten) abschätzen bzw. mittels moderner Untersuchungsverfahren (z.B. NIR-Technik) prognostizieren.

Längerfristige N-Wirkung: Kompost bewirkt nach längerer Anwendung einen deutlichen Anstieg der C- und N-Gehalte der Böden (schwer abbaubarer organischer Kompost-N; Immobilisation) und folglich deren Nachlieferungspotential für N. Nach etwa 30 bis 50 jähriger Kompostanwendung ist mit einem annähernden Gleichgewichtszustand ("steady state") im Boden zu rechnen: die freigesetzte N-Menge des Bodens nähert sich der gedüngten N-Menge an. Diese Kalkulation geht von einer jährlichen Mineralisationsrate des Düngerrestes im Boden von 2 – 3 % aus (belegt durch Langzeitexperimente). Mit der Zunahme der N-Gehalte kompostgedüngter Böden erhöht sich allerdings nicht nur die Ertragssicherheit, sondern auch das Potential für N-Verluste. Deshalb wurde für die längerjährige Anwendung von Sekundärrohstoffdüngern (z.B. Klärschlamm, Biokompost) eine mittlere jährliche Höchstfracht von 100 kg N/ha vorgeschlagen (dies entspricht einer \emptyset Kompostgabe von ca. 7 t TS/ha \cdot a bzw. 21 t TS ha \cdot 3a).

Die **Dünge-VO** fordert **Nährstoffvergleiche** auf Betriebs- oder Schlägebene. Betriebe mit Kompostverwertung bedürfen als Folge der geringen kurzfristigen N-Wirkung der Komposte höhere positive **N-Salden** ($\text{Input}_{\text{Düngung}}$ abzüglich $\text{Output}_{\text{Ernten}}$) als z.B. Marktfruchtbetriebe mit ausschließlich mineralischer Düngung. Mit der Dauer der Kompostanwendung lassen sich diese Salden vermindern.

Für den Einsatz von Biokomposten in **Feldgemüsebau** eignen sich die gleichen Anwendungsrichtlinien wie für landwirtschaftliche Flächen. Zudem bestehen im Bereich des Garten und Landschaftsbaus weitere spezifische Verwendungsmöglichkeiten für Biokomposte (Teilbestandteil von Substraten und Erden; Rasenpflege, Rekultivierung u.a.), wobei teilweise einmalige hohe Aufwandmengen langjährige kleinere Gaben ersetzen.

Einleitung

Entsprechend dem im Oktober 1994 verkündeten und im Oktober 1996 in Deutschland in Kraft getretenen Gesetz zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen wird die landbauliche Verwertung von KS (KS) und Biokomposten (Biokomp) (Komposte aus getrennt gesammelten organischen Haus- und Gartenabfällen sowie Grüngut) sowohl über das Abfallrecht (Schadstoffe) als auch das Düngemittelrecht (Nährstoffe) geregelt. Das Abfallrecht begrenzt die Verwertung durch die Schadstofffracht (Grenzwerte für Schadstoffgehalte in Abfallstoffen und Böden sowie maximale Ausbringmengen), die Düngeverordnung durch die Nährstofffracht (Düngebedarf der Kulturen, Definition der "guten fachlichen Praxis").

Zukünftig sollten auch Schadstoff/Nährstoff-Quotienten für die Qualitätsbeurteilung von Düngemitteln herangezogen werden. Wirtschaftsdünger können ebenso wie Sekundärrohstoffdünger beachtliche Schadstoffmengen enthalten (die Ausscheidungen tierischer Organismen stellen Senken für Schadstoffe dar), so daß insbesondere die für die Futtermitteln als essentiell geltenden Schwermetallkonzentrationen einer Überprüfung bedürfen (Abbau von Sicherheitszuschlägen).

Geht man von einer derzeitigen landbaulichen Verwertung der KS und Komposte von 30% oder einer zukünftig maximalen Verwertungsrate von 50% aus, so kann die Landwirtschaft auf die qualitativ bessere Hälfte des angebotenen KS- und Biokomp-Potentials zurückgreifen. Der Einsatz qualitativ hochwertiger Sekundärrohstoffdünger wird dann durch die Nährstofffracht und nicht durch die Schadstofffracht begrenzt.

Der folgende Teil dieser Arbeit beschäftigt sich nicht zuletzt auch deshalb ausschließlich mit den Grundlagen der Nährstoffwirkung dieser organischen Reststoffe. Je nach Zusammensetzung der

Sekundärrohstoffdünger (C-Menge und -Qualität, C/N-Quotient, Anteil des löslichen mineralischen N am Gesamtstickstoff, Nährstoffgehalte) überwiegt die düngende (Pflanzennährstoffe) oder bodenverbessernde (organische Substanz) Wirkung.

Bodenverbesserung

Die Trockenmasse von KS und Biokomp enthält 10-25% C. Neben der Menge an zugeführter organischer Substanz hängt die Bodenverbesserung auch von der humusreproduzierenden Qualität dieser Substanz ab. Kompost-C ist noch besser befähigt, Humus-C zu reproduzieren als Stallmist-C, während KS-C die Reproduktionsleistung von Gülle-C nicht ganz erreicht (Tab.2).

Die C/N- und C/P-Quotienten des gesamten Reststoffes oder dessen organischer Substanz belegen diese Aussage. Die überlegene bodenverbessernde Wirkung von Biokomp gegenüber KS ist neben der allgemein höheren C-Fracht zudem auch auf den langsameren Abbau der organischen Substanz zurückzuführen.

Organische Dünger mit überwiegend bodenverbessernder Wirkung sind zudem durch geringe Anteile des N_{min}-Stickstoffs am Gesamt-N des Düngers gekennzeichnet (Abb. 3). Sämtliche Biokomp, aber nur ein Teil der KS weisen Anteile von weniger als 20% auf.

Gegenüber KS mit höheren Anteilen an mineralischem Stickstoff (NH₄-N) erfordern Dünger mit überwiegend bodenverbessernder Wirkung keinen gezielten Einsatz, so daß sie auch während der vegetationsfreien Zeit ausgebracht werden können (s. Abb.3).

Die guten bodenverbessernden Eigenschaften von Biokomp werden u.a. belegt durch das Ergebnis eines 6jährigen Feldversuches auf sandigem Lehm in Weihenstephan (Tab.3). Mit deutlich ansteigenden C- und N-Gehalten der Krume bewirkt Biokomp eine beachtliche Verbesserung der physikalischen Bodeneigenschaften.

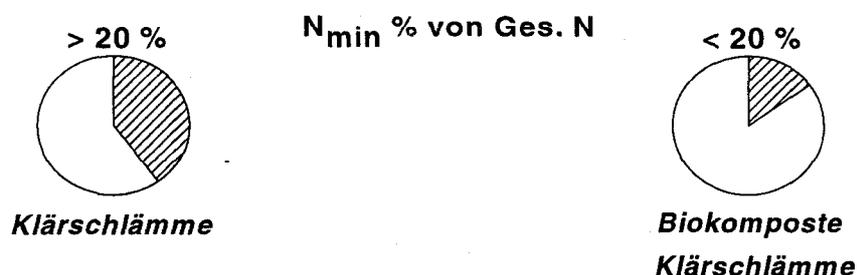
Tab. 2: Humusreproduktionsleistung verschiedener organischer Reststoffe

$K_{HR} : t \text{ Humus-C} / t \text{ Dünger-C}$

Reststoffe	$K_{HR}^{1)}$	org. Subst. Reststoff		gesamter Reststoff	
		C/N	C/P ²⁾	C/N	C/P ²⁾
Klärschlamm	0.15	7 - 10	80	3 - 9	14
Ri Gülle	0.20	14 - 16	170	7 - 9	35
Stallmist	0.30	14 - 18	450	12 - 15	90
Kompost	0.40	15 - 23	800	13 - 20	80

1) Kundler, 1986

2) Orientierungswerte (Ø)



N-Wirkung \geq Bodenverbesserung

Bodenverbesserung $>$ N-Wirkung

Folgerungen

gezielter Einsatz erforderlich:

- | | |
|---|--|
| <ul style="list-style-type: none"> – zum Aufwuchs der Pflanzen ($\text{NO}_3\downarrow$) – NH_3 - konservierende Applikationstechniken – Berücksichtigung des fruchtspezifischen N-Bedarfs – Ausbringverbot: 15. November bis 15. Januar (Dünge-VO 1996) | <ul style="list-style-type: none"> – kurzfristig geringe Gefährdung für N-Verluste – Einsatz auch zum Vegetationsende, z.T. in vegetationsfreier Zeit (N-Menge!) möglich – Zusammenlegung jährlicher Teilgaben sinnvoll – entfällt |
|---|--|

Abb.3: Verwertungsstrategien org. Reststoffe in Abhängigkeit von deren Gehalten an N_{\min} -Stickstoff

Die geringe N-Verfügbarkeit und die Stabilität der organischen Substanz von Biokomp bedingt deren gute Eignung für die Rekultivierung von Böden. Hohe einmalige Applikationsmengen (bis $500 \text{ m}^3/\text{ha}$) ermöglichen eine rasche Begrünung der zu rekultivierenden Fläche bei noch zu tolerierenden N-Verlusten durch Nitratauswaschung (Tab.4).

Die Verwendung von Biokomp als Kultursubstrat (teilweise Substitution von Torf) ist begründet durch deren gute physikalischen Eigenschaften (hohes Porenvolumen mit guter Wasser- und Luftführung, stabile Struktur). Abbildung 4 enthält Vorgaben für einen sachgemäßen Einsatz als Kultursubstrat. Die Forderung nach relativ niedrigen Salzgehalten läßt sich nur für einen Teil der Biokomp erfüllen (s.a. Tab.5).

Die bodenverbessernde Wirkung beider Reststoffe wird ergänzt durch allerdings in sehr weiten Grenzen schwankende Gehalte an basisch wirksamen Bestandteilen (s. Tab.6). Sehr hohe Kalkgehalte, wie z.B. bei Kalk-KS (bis 40% CaO i.TS), können allerdings auch die landbaulich verwertbaren Einsatzmengen limitieren.

Tab.3: Wirkung von Bioabfallkompost auf physikalische Bodeneigenschaften (Ebertseder, 1996)

Boden: sL (17% Ton, 46% Schluff)

Düngung: 1020 kg N als BioK/ha \equiv 170 kg N/ha \times a

Bodeneigenschaften (Krume)	- BioK	+ BioK
pH _{CaCl2}	5.6	6.0
C _t %	1.36	1.86
N _t %	0.17	0.21
Lagerungsdichte (g/cm ³)	1.54	1.42
Ges. Poren-Vol. (Vol%)	41.1	45.6
Ges. Wasserleitf. Kf (10 ⁻³ cm \times sec ⁻¹)	6.4	10.2
Perkolationsstabilität (ml [10 min] ⁻¹)	51.5	86.0
“Aggregatstabilität”		

Tab.4: Rekultivierung mit Bioabfallkomposten, Lysimeterversuch - Weihenstephan (\varnothing 800 mm Niederschlag) (Popp, 1996)

Boden: Unterboden IS (13% Ton, 15% Schluff), pH 6.6,

C_t = 0.15%, N_t = 0.02%, Einfülltiefe: 90 cm

BioK: C/N = 12; N_t = 1.2% i. TS, davon 4% N_{min}-N

Einarbeitungstiefe: 25 cm

Bepflanzung: Gräsermischung (90% Festuca-Arten)

Kompost	Aufbringhöhe/-menge		Aufwuchs (t TS/ha)	N-Auswaschung in 18 Monaten (kg N/ha)
	cm	m ³ /ha		
- BioK	---	---	0.28	8
+ BioK	5	500	6.83	50
+ BioK	10	1000	11.37	238

Voraussetzungen:

Kulturpflanze:

Salztoleranz

höhere Nährstoffansprüche

Biokompost:

geringe Salzgehalte (< 6 g Salz/l)

weitgehende Kompostreife

(wenig mikrobiell abbaubare Substanz)

→ geringes Potential für N-Immobilisierung

→ gute Strukturstabilität

Substratbestandteil:

bis maximal 30 Vol%

Abb.4: Kultursubstrate mit Bioabfallkomposten

Tab.5: Nährelementgehalte von Komposten (% i. TS)

Kompost aus	N	P	K	Mg	CaO _{bas}	Salze (g/l)
Bioabfall	1.4	0.3	0.8	0.6	3.4	6
(1,3)	(1-1.8)	(0.2-0.5)	(0.5-1.3)	(0.3-1.6)	(1.7-9.5)	(3-9)
Grüngut	1.0	0.2	0.6	0.5	8.5	2
(2,3)						(1-6)

1) Ebertseder und Gutser, 1995; Vogtmann et al., 1993, u.a.

2) Fischer und Jauch, 1991

3) Vogtmann et al., 1993

Tab. 6: Trockensubstanz- und Nährelementgehalte von Klärschlamm (% i. TS)

	TS	N	P	K	Mg	CaO _{bas}
häufige Streubreite	6 - 23	2 - 6	1.5 - 7.0	0.2 - 0.5	0.4 - 0.7	0 - 15
(Extreme)	(75)	(25)	(15)	----	----	(40)
Ø	12	3.8	1.6	0.3	0.6	----

± Entwässerung ± Fällung

± Kalkzusätze (Ca,Fe,Al)

NH₄-N-Anteile

10 - 40%

± Kalkzusätze

± Entwässerung

method.Probleme

Nährstoffwirkung

Die Gehalte der Nährelemente von Komposten und insbesondere KS schwanken in weiten Bereichen (Tab. 5 und 6), so daß für diese Sekundärrohstoffdünger eine laufende Überprüfung der ausgewiesenen Nährstoffgehalte notwendig wird.

Komposte aus Grüngut sind allgemein nährstoffärmer (Ausnahme basisch wirksame Bestandteile) als jene aus Bioabfall. Ursache für die stark streuenden Gehalte der KS liegen in den unterschiedlichen Aufbereitungs- und Konditionierungsverfahren (± Entwässerung, ± Kalkzusätze, ± chemische P-Fällung durch Ca-, Fe- und Al-Verbindungen). Bezüglich des Stickstoffs schwankt nicht nur der Gesamtgehalt, sondern auch dessen Zusammensetzung (NH₄-N: 10-40% vom Ges.N). Gemessen an den Nährstoffrelationen (N,P,K) pflanzlicher Ernteprodukte und Biokomp (ähnliche Relationen wie in Pflanzenmaterial) stellen KS P-reiche und K-arme Reststoffe dar (Abb.5). Zukünftig werden KS deshalb je nach K-Gehalt als organische NP- oder NPK-Dünger, Biokomp aber durchwegs als organische NPK-Dünger zugelassen (die Nährstoff-Mindestgehalte für Sekundärrohstoffdünger werden derzeit definiert).

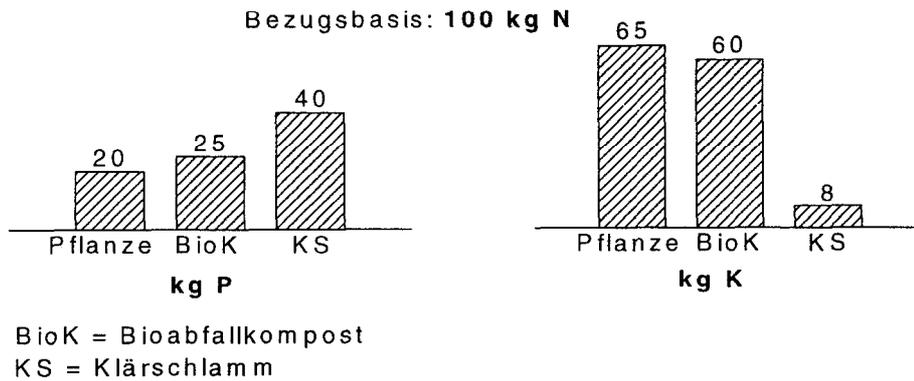


Abb. 5: Nährlement-Relationen von Pflanzen und organ. Reststoffen

Neben den über Sekundärrohstoffdünger zugeführten Nährstoffmengen sind Kenntnisse über die Verfügbarkeit dieser Nährstoffe für Kulturpflanzen notwendig. Wegen des hohen wasserlöslichen Anteils dürfte das in den Reststoffen enthaltene Kalium eine gleich gute Wirkung wie Mineraldünger-K besitzen. Schwieriger ist die Verfügbarkeit des enthaltenen P und insbesondere N zu beurteilen.

N-Wirkung

Die Schwierigkeiten der Abschätzung der N-Wirkung organischer Dünger sind hinlänglich bekannt. Probleme bereitet nicht nur der organisch gebundene Stickstoff (unterschiedliche Bindungsformen), auch der enthaltene mineralische Stickstoff ist im Boden je nach Menge, Abbaubarkeit und C/N-Quotient der zugeführten organischen Substanz mehr oder weniger stark der Immobilisation unterworfen.

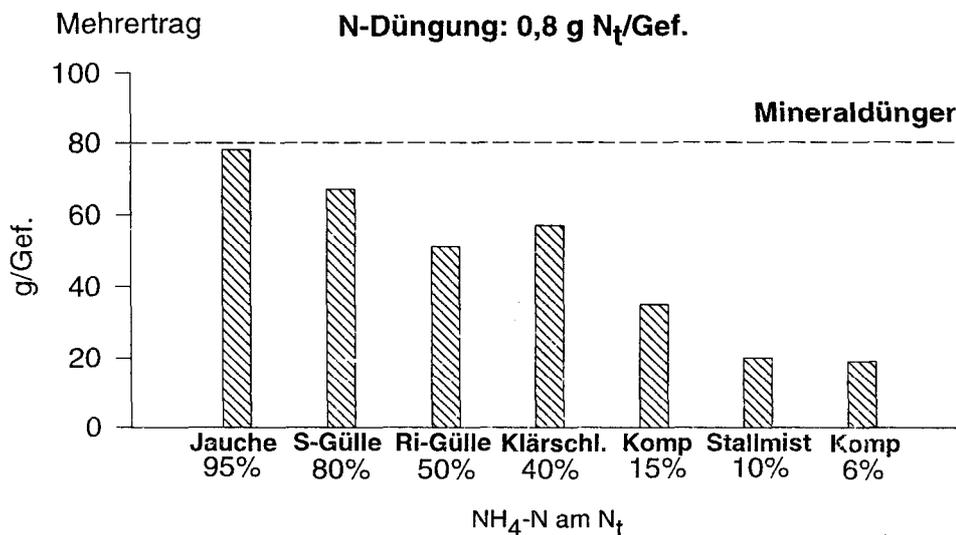


Abb. 10: N-Wirkung verschiedener organischer Reststoffe - Mehrertrag an Hafer gegenüber ohne N

Zweckmäßigerweise wird für die Beurteilung der N-Wirkung organischer Reststoffe in eine **kurzfristige** (Anwendungsjahr) und **längerfristige** (Freisetzung aus dem N-Pool des Bodens) Wirkung unterschieden.

Die **kurzfristige** N-Wirkung organischer Reststoffe hängt sehr wesentlich von deren Gehalt an mineralischem Stickstoff ab (Abb.10). KS mit hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalten wirken folglich ähnlich wie Gülle, Komposte mit stets niedrigen NH_4 -Anteilen (z.B. 6% vom Ges.N) erreichen bestenfalls die Wirkung von Stallmist.

Für das Abschätzen der kurzfristigen N-Wirkung von KS ist demnach die Kenntnis des mineralischen Stickstoffanteils zwingend erforderlich, nach dem dieser je nach Aufbereitungsart zwischen 10 und 50% schwanken kann (Abb.11).

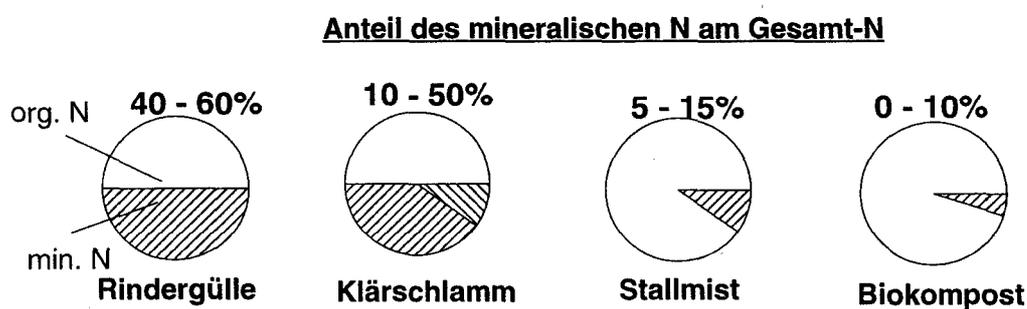


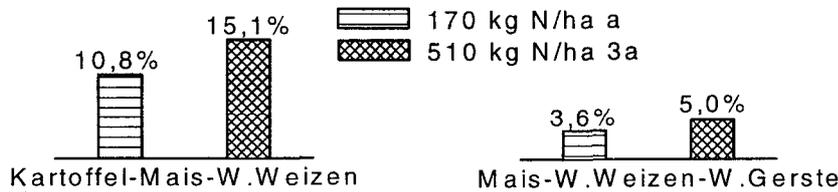
Abb. 11: N-Fractionen organischer Reststoffe

Biokomp weisen grundsätzlich geringe N_{\min} Anteile (<10% vom Gesamtstickstoff) auf. Ihre N-Verwertung im Anwendungsjahr liegt im Mittel mehrerer Feldversuche zwischen 0 und maximal 10%; in 3 Jahren wurden in Weihenstephan bis 15% erreicht (Abb.12). Interessant ist zudem die Feststellung, daß in den 3 Versuchsjahren insgesamt durch eine einmalig hohe Gabe eine bessere N-Verwertung erzielt wurde als durch die jährliche Aufteilung.

Die kurzfristige N-Wirkung der KS kann folglich über den Ges.N-Gehalt und den Anteil des NH_4 -Stickstoff ausreichend abgeschätzt werden. Für Biokomp werden noch einige zusätzliche Parameter wie z.B. der C/N-Quotient des K_2SO_4 -Extraktes (Ebertseder et al., 1996) überprüft.

Boden: uL, pH 6,7
 Düngung:

170 kg N/ha · a bzw. 510 kg N/ha · 3a als BAK (Herbst)
 einheitliche mineralische Ergänzungsdüngung



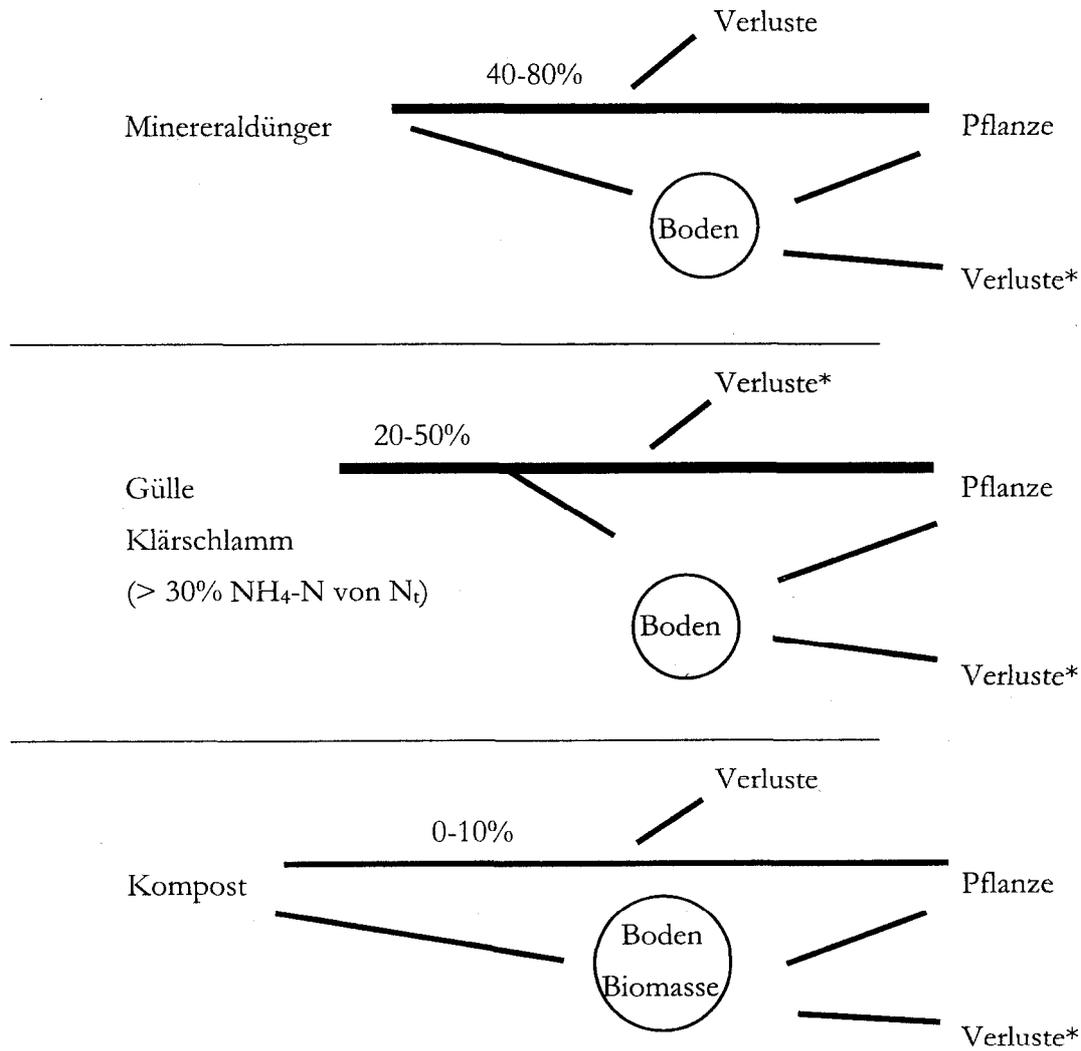
N _{min} : (kg N/ha 0-90cm)	Zeitpunkt	N ₀	N ₁₇₀	N ₅₁₀
		November '92	31	33
	März '93	25	30	36

Abb. 12: N-Verwertung von Bioabfallkomposten nach jährlicher und dreijähriger Ausbringung (1993-95) (Ebertseder et al., 1996)

Die längerfristige N-Wirkung organischer Reststoffe ist abhängig von der Mineralisationsrate des im Boden angereicherten Düngernstickstoffs. Organische Dünger wie Komposte mit geringer N-Verwertung im Anwendungsjahr erhöhen deutlich den N-Vorrat des Bodens (Abb.13). Die Pflanze wird überwiegend durch die Nachlieferung aus dem Stickstoffpool des Bodens versorgt. Diese bestimmt allerdings auch sehr wesentlich die Höhe der N-Verluste an die Hydro- und Atmosphäre (s.a. Tab.7).

Mittels eines vereinfachten Berechnungsverfahrens kann die Höhe der N-Anreicherung des Bodens durch organische Dünger kalkuliert werden (Abb.14, sowie Gutser und Claassen, 1994). Nach einer düngerspezifischen N-Verwertung in den beiden ersten Jahren wird von einer einheitlichen Mineralisationsrate (jährlich 3,5%) in den Folgejahren ausgegangen. Komposte, Stallmist und KS mit niedrigen Gehalten an NH₄-Stickstoff führen zu einer stärkeren N-Anreicherung als Gülle, KS mit höheren NH₄-Gehalten und insbesondere Mineraldünger (Fehlen einer C-Zufuhr). Das Ausmaß der düngerspezifischen Anreicherung hängt in erster Linie von der Höhe des Düngungsniveaus ab.

Die N (C)-Anreicherung der Böden fördert einerseits die Ertragssicherheit und die Stabilität der Bodenstruktur (Verminderung der Erosionsanfälligkeit etc.), andererseits allerdings auch das Potential für N-Verluste. In einem Lysimeterversuch wurde als Ursache der höheren N-Auswaschung auf den Varianten mit organischer Düngung nahezu ausschließlich die N-Freisetzung aus dem durch langjährige Düngung angereicherten N-Pool nachgewiesen und weniger unmittelbare Verluste aus der im 9.Jahr ausgebrachten Düngung (Tab.7).



* N-konservierende Strategien notwendig!

Abb. 13: Unterschiede in der N-Wirkung mineralischer und organischer Dünger

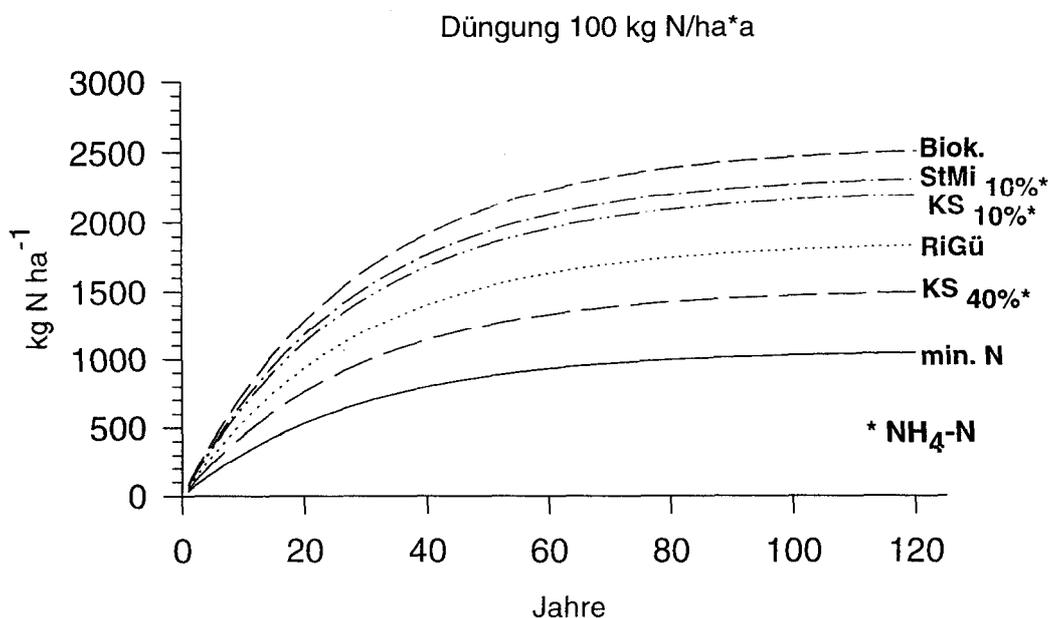


Abb. 14: N-Anreicherung des Bodens durch organische Düngung

Dieser Sachverhalt legt die Notwendigkeit einer Begrenzung der mittleren jährlichen N-Fracht über KS und insbesondere Biokomp nahe; eine Begrenzung auf 80 (auswaschungsgefährdete Standorte) bis 100 kg N/ha wird vorgeschlagen. Gleiches wäre auch für den Einsatz von Wirtschaftsdüngern zu fordern (die DüngeVO (Januar 1996) begrenzt deren jährliche N-Frachten allerdings erst mit 210 bzw. 170 (ab Juli 1997) kg N/ha AF).

Tab.7: N-Potential auf organisch gedüngten Böden (9. Versuchsjahr, Lysimeter Weihenstephan - Düngung ¹⁵N)

langjährige Düngung	N-Freisetzung des Bodens (kg N/ha)	
	insgesamt (Pflanze + Auswaschung)	Auswaschung % v. Ges.
ohne N	164	57 35
Mineraldüngung*	172	61 35
organ. Reststoffe* (+ Mineraldüngung)	258	82 32

* gleiche Düngermenge an N_{min} - Stickstoff

Anwendungsempfehlungen für die landbauliche Verwertung

In Kenntnis der grundsätzlichen Wirkungen der in KS und Biokomp enthaltenen Nährstoffe lassen sich aus der erzielbaren Nährstoffabfuhr über die Ernten und der Nährstoffversorgung der Böden einerseits sowie den tatsächlichen Nährstoffgehalten der Dünger und den für Stickstoff geforderten Beschränkungen der N-Frachten andererseits mittlere jährliche Einsatzmengen für Reststoffe ableiten, die in 1-3-jährigen Ausbringrhythmen anwendbar sind (Abb.15).

Höchstmengen: **100 kg N/ha**
 30 kg P/ha
 15 kg K/ha (für Böden Versorgungsstufe D)

Je nach Standort, Kultur und N_{min} -Anteil der Reststoffe ist das Zusammenlegen von bis zu 3 Jahresgaben möglich.

100 kg N	Ø	7.5 t TS	2.5 t org. S.	220 kg CaO _{bas}	20 kg P	<u>80 kg K!</u>
BioK						
30 kg P	Ø	0.75 - 1.5 t	0.4 - 0.8 t	0 - 150 kg CaO _{bas}	30 - 75 kg N	10 - 20 kg K
KS		TS	org. S.			

Voraussetzungen: Nährstoffanalysen der Reststoffe
 N, P, K, CaO_{bas} - N_{min} , (P_{lös} ?)

Konkurrenz mit Wirtschaftsdüngern (Verwertungspriorität!)

Probleme: Optimale Bemessung der mineralischen Ergänzungsdüngung
 (N-Potential der Böden)

Abb. 15: Düngungsregeln für KS und BioKomp (Vorschlag)

Für Biokomp (Ø 7,5 t TS/ha) begrenzt in der Regel Stickstoff (80-100 kg N/ha) für KS (Ø 0,75 t - 1,5 t TS/ha) in der Regel P die je ha AF verwertbare Menge.

Neben den standörtlichen Gegebenheiten bestimmt die Höhe der Fracht an mineralischem Stickstoff sowohl den richtigen Düngungszeitpunkt und die Vorteilhaftigkeit des Zusammenlegens mehrerer Jahresgaben als auch die Notwendigkeit des Einsatzes NH_3 -konservierender Applikationstechniken. Das in der DüngeVO (Januar 1996) für die Wirtschaftsdünger Gülle, Jauche und flüssigen Geflügelkot ausgesprochene Ausbringverbot zwischen 15. November und 15. Januar sollte auch für KS mit höheren NH_4 -Gehalten (>20% NH_4 -N vom Gesamt-N) Anwendung finden.

Wenngleich eine Entsorgungspflicht der Landwirtschaft für kommunale (nicht industrielle) Abfallstoffe wie KS oder Biokomp zukünftig verstärkt diskutiert werden wird, ist der landbaulichen Verwertung von Wirtschaftsdüngern Priorität gegenüber der von Sekundärrohstoffdüngern einzuräumen (betriebsinterner Stoffkreislauf). Ab einer Viehdichte von etwa 0.5 GV/ha AF ist eine zusätzliche Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern daher praktisch nicht möglich.

Der Einsatz von Sekundärrohstoffdüngern erschwert die optimale Bemessung der notwendigen mineralischen N-Ergänzungsdüngung. Es fehlen brauchbare Untersuchungsmethoden, mit denen das N-Nachlieferungspotential der durch langjährige Düngung angereicherten Böden zufriedenstellend erfaßt werden kann.

Zusammenfassung

Die landbauliche Verwertung von KS und Biokomp wird zukünftig sowohl durch das Abfall- als auch Düngemittelrecht geregelt.

Die derzeit anfallenden KS und Biokomp unterschreiten die in der KSVO festgelegten und für die zukünftige BiokompVO vorgeschlagenen Höchstmengen im Durchschnitt je nach Schadstoff um 30-90%.

Der Einsatz qualitativ hochwertiger Sekundärrohstoffdünger auf landwirtschaftlichen Flächen wird durch die Nährstofffracht, nicht durch die Schadstofffracht begrenzt.

Biokomp zeigen allgemein eine gute bodenverbessernde Wirkung (Humus-reproduktion, geringe Anteile an mineralischem Stickstoff).

Sekundärrohstoffdünger bedürfen wegen der bekanntlich starken Schwankung der Nährstoffgehalte einer laufenden Überprüfung der ausgewiesenen Nährstoffgehalte.

Der in beiden Reststoffen enthaltene P wird von den Pflanzen langsamer verwertet als Mineraldünger-P (Erhaltung des P-Pools im Boden). P-Fällung und Konditionierung von KS beeinflussen deren P-Verfügbarkeit.

Die N-Wirkung organischer Dünger im Anwendungsjahr hängt sehr wesentlich von den Gehalten der Dünger an mineralischem Stickstoff ab (KS: 10-50%; Biokomp: 0-10% vom Ges. N). Deshalb sollte neben dem Gesamt-N auch der Gehalt an mineralischem N ausgewiesen werden.

Organische Dünger erhöhen das N(C)-Potential der Böden (Ertragssicherheit, Strukturstabilität, aber auch höheres Verlustpotential). Deshalb wird vorgeschlagen, die jährliche N-Zufuhr über Biokomp und KS auf 80-100 kg/ha AF zu begrenzen.

Die jährliche P-Zufuhr über beide Sekundärrohstoffdünger sollte sich auf Böden der Versorgungsstufen A - C mit maximal 30 kg P/ha an der P-Abfuhr durch die Ernteprodukte orientieren.

Für Biokomp ergeben sich folglich im Mittel jährliche Höchstgaben bis 7,5 t TS/ha AF (Begrenzung durch N), für KS je nach P-Gehalt von 0,75 bis 1,5 t TS/ha AF (Begrenzung durch P).

Literatur

BLFU (Bayer. Landesamt f. Umweltschutz), 1995: Untersuchung von Bioabfallkomposten, Grüngutkomposten und Komposten aus der Hausgarten- und Gemeinschaftskompostierung auf ihren Gehalt an Schwermetallen, PCDD/F, PCB und AOX. 58 S.

BMU (Bundesministerium f. Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), 1996: Entwicklung der Schwermetallgehalte von Klärschlämmen (1974-1994). Pers. Mittlg.

- BStMLU (Bayer. Staatsministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen), 1996:** Konzept zur künftigen Entsorgung von Klärschlamm. 80 S.
- Diez, Th., Krauss, M. und Wurzinger, A., 1991:** Schwermetall- und Nährstoffgehalte von Klärschlämmen bayerischer Kläranlagen. Landw. Jahrb. 68, 521-528
- Ebertseder, Th., 1996:** Qualitätskriterien und Einsatzstrategien für Komposte aus Bioabfall auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Diss. TU München-Weihenstephan, in Vorbereitung.
- Ebertseder, Th. und Gutser, R., 1995:** Wohin mit dem Kompost? 18. Mülltechnisches Seminar zur "Praxis der bisherigen Abfallbehandlung". Bericht der Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU München, 121, 139-150
- Ebertseder, Th., Gutser, R. und Claassen, N., 1996:** Parameters to estimate the nitrogen effect of biogenic waste composts. Int. Symp. "The Science of composting. Bologna/Italy, Mai 1995, 306-313
- Fine, P. und Mingelgrin, U., 1996:** Release of phosphorus from waste-activated sludge. Soil Sci.Soc. Am. J. 60, 505-511
- Fischer, P. und Jauch, M., 1991:** Grüngutkompost - Inhaltsstoffe und Schadstofffrachten. VDLUFA Schriftenreihe 33, Kongreßband 1991, 751-756
- Frossard, E., Sinaj, S. und Dufour, P., 1996:** Phosphorus in urban sewage sludge as assessed by isotopic exchange. Soil. Sci.Am. J. 60, 179-182
- Gutser, R. und Claassen, N., 1994:** Langzeitversuche zum N-Umsatz von Wirtschaftsdüngern und kommunalen Komposten. Mitt. Dtsch. Bodenkdl.Ges. 73, 47-50
- Häni, H. und Gupta, S.K., 1978:** Kann Klärschlamm als P-Dünger verwendet werden?. Schweiz. Landw. Forsch. 17, 15-27
- Krauß, P., Krauß, Th. und Hagenmaier, H., 1994:** PCDD/F-Belastung von Bioabfallkomposten und Belastungspfade. In: Fiedler, H. (Hrsg.): Dioxine im Biokompost. Organohalogen Compound 18, 39-54
- Kundler, P., 1986:** Wirtschaftsdünger und Ernterückstände als Humuslieferanten. Bodenkultur 37, 293-307
- Poletschny, H., 1995:** Bewertung von Sekundärrohstoffdüngern vor dem Hintergrund der Düngeverordnung. DLG-Kolloquium "Recycling von kommunalen und gewerblichen Abfällen" 6./7. Dez. 1995, 34-42
- Pommel, P., 1995:** Value of a heat-treated sludge in the phosphorus fertilization. Europ. J. Agron., 4, 395-400
- Popp, L., 1996:** Reifekriterien und Einsatzmöglichkeiten für Komposte aus Bioabfall im Gartenbau und Garten-Landschaftsbau. Diss. TU München-Weihenstephan, in Vorbereitung
- Vogtmann, H., Fricke, K. und Turk, Th., 1993:** Quality, physical characteristics, nutrient content, heavy metals and organic chemicals in biogenic waste compost. Compost Science and Utilization 1, 69-87

Düngewirkung von Kompost aus biogenen Abfällen - Ergebnisse aus einem Gefäßversuch und einem Freilandversuch

Erwin PFUNDTNER und Georg DERSCH

Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Inst. f. Agrarökologie, Wien

1. EINLEITUNG UND ZIELE

Dem landwirtschaftlichen Abnehmer von Kompost interessiert vor allem die Verfügbarkeit der Hauptnährstoffe. Besonders schwierig ist die Abschätzung der Stickstoff-Wirkung, da Stickstoff im Kompost weitgehend in organischer gebundener Form vorliegt.

Im Rahmen eines Gefäß- und mehrjährigen Freilandversuches wurden folgende Fragestellungen bearbeitet:

- Ertragswirkung bzw. N-Verfügbarkeit von untersuchten Komposten im Anwendungsjahr (Ergebnisse aus einem Gefäßversuch)
- P-Verfügbarkeit von untersuchten Komposten (Ergebnisse aus einem Gefäßversuch)
- Ertragswirkung von Komposten im 1. und 2. Jahr nach der Kompostanwendung (Ergebnisse aus einem Freilandversuch)

2. MATERIAL UND METHODEN

2.1 Gefäßversuch

Der Versuch wurde in Kick Brauckmann Gefäßen (Inhalt 4 kg Boden und 4 kg Quarzsand) mit Kartoffel in vierfacher Wiederholung durchgeführt. Die Stickstoff-Düngung erfolgte in Form von vier verschiedenen Bioabfallkomposten (siehe Tab. 1) und Ammoniumnitrat (NH_4NO_3) als mineralischer Vergleichsdünger. Zur Abschätzung der P-Verfügbarkeit aus Bioabfallkomposten (BAK) wurden 0,5 g P_2O_5 /Gefäß in Form von Komposten sowie von Monocalciumphosphat als mineralischer Vergleichsdünger in Aufwandmengen von 0,5 und 1 g P_2O_5 /Gefäß gegeben.

Tabelle 1: Charakterisierung der verwendeten BAK

	KP I	KP II	KP III	KP IV
N-Gesamt (%)	1,13	1,0	0,78	1,0
N-Min (in % von N_{ges})	4,6	5,8	3,8	5
P₂O₅ Gesamt (%)	0,8	1,2	0,8	0,7
PH	7,9	7,6	7,3	7,5

2.2 Freilandversuch

In einem 1994 auf dem Versuchsstandort Fuchsenbigl begonnenen Freilandversuch werden alle 3 Jahre auf Großparzellen zu Körnermais zwei Kompostvarianten (80 und 160 kg N/ha aus Kompost), zwei mineralische Varianten (80 und 160 kg N in Form von NAC) und eine

kombinierte Variante verglichen. Die Prüfung der Stickstoffnachwirkung erfolgte 1995 (Sommergerste) und 1996 (Winterroggen) auf Kleinparzellen mit abgestuften Stickstoffgaben.

3. ERGEBNISSE:

3.1 Gefäßversuch

Bei einem Düngungsniveau von 2 g N/Gefäß erreichte die mineralische Düngungsvariante einen Mehrertrag gegenüber der Nullvariante von 272 g Knollenfrischmasse (=100%). Die Ertragswirkungen der vergleichbaren Kompostvarianten waren mit 29 bis 41 % relativ hoch.

Die Rohproteingehalte in der Knollenfrischmasse der mit Kompost gedüngten Prüfglieder lagen zwischen 0,6 und 0,8 %. Die mineralische Vergleichsvariante erreichte mit 1,7 % einen deutlich höheren Rohproteingehalt.

Die relativ niedrigen Rohproteingehalte erklären sich durch die geringen Stickstoffentzüge der Kompostvarianten, die zwischen 6% und 9% des Mineraldüngeräquivalentes lagen.

Die P-Verfügbarkeit der untersuchten Komposte - gemessen durch den P-Entzug der Kartoffelpflanze - war sehr hoch und erreichte 85 % bis 98 % des mineralischen P-Düngers.

3.2 Freilandversuch

Die Körnermaiserträge (1994) der verschiedenen Prüfglieder (Großparzellen) ergaben im Jahr der Kompostanwendung bei sehr hohem Ertragsniveau keine signifikanten Unterschiede.

Im Jahre 1995 (Wintergerste) wurden von den 160 kg N/ha aus Kompost aus dem Jahre 1994 noch 15,3 kg ertragswirksam. Dies entspricht ca. 9 % der ursprünglich eingesetzten Stickstoffmenge. Von der Kompostvariante mit 80 kg N/ha wurden 12,6 kg N ertragswirksam (15 % der eingesetzten N-Menge).

Im zweiten Jahr nach der Kompostanwendung konnte keine Ertragswirksamkeit mehr festgestellt werden.

4. Zusammenfassung:

Im Gefäßversuch lagen die N-Ausnutzungsraten der Komposte im Anwendungsjahr bei 6-9 %. Die P-Wirkung der Kompostvarianten war mit 85 - 98 % im Vergleich zur mineralischen Variante sehr hoch.

Im Jahr nach der Kompostanwendung konnte im Freilandversuch eine Ertragswirksamkeit von ca. 9 bzw. 15 % der ursprünglich eingesetzten N-Menge festgestellt werden.

RUNDER TISCH KOMPOST - RTK

Wien, 29. - 30. September 1998

Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost -
Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert

V. Literaturübersicht

Florian AMLINGER**, Bettina GÖTZ*, Jutta GESZTI** & Gerhard ZETHNER*

* Umweltbundesamt

** Kompost – Entwicklung und Beratung

1	Grundsätzliche Darstellungen und Bewertungen.....	1
2	N-Mineralisierung und Ertragswirkung.....	4
3	N – Verluste.....	21
4	Wirtschaftsdünger.....	26
5	Garten- und Landschaftsbau.....	30
6	Analytische Methoden zur Abschätzung der N-Nachlieferung bei Kompostanwendung.....	32
7	Liste der Literaturzitate.....	36



1 GRUNDSÄTZLICHE DARSTELLUNGEN UND BEWERTUNGEN

AUTOREN	POLETSCHNY, H.; DLG-Arbeitsunterlagen
JAHR	1995
TITEL	Bewertung von Sekundärrohstoffdüngern vor dem Hintergrund der Düngerverordnung
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Bewertung des Stickstoffgehaltes bzw. zulässige Stickstofffracht, pflanzenverfügbare Stickstoffanteil im Klärschlamm und Komposten
METHODEN	Anhaltswerte für Zahlen der N-Verfügbarkeit in Kompost und Klärschlamm
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - % N-Verfügbarkeit des Gesamtstickstoffgehaltes: - Frischkompost. Herbstausbringung: 10%, Frühjahrsausbringung: 15% - vorrotteter Kompost: Herbstausbringung: 15%, Frühjahrsausbringung: 20% - vgl.: - Flüssigschlamm: Herbstausbringung: 20%, Frühjahrsausbringung: 30% - entwässerter Schlamm: Herbstausbringung: 10-15%, Frühjahrsausbringung: 15-20%
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Der pflanzenverfügbare Stickstoffanteil in Klärschlamm und Komposten kann wie auch bei Wirtschaftsdüngern je nach Ausgangsmaterial, Vergärung bzw. Verrottung, Ausbringungszeitpunkt u. a. sehr unterschiedlich sein.

AUTOREN	VDLUFA-Standpunkt
JAHR	1996
TITEL	Landbauliche Verwertung von geeigneten Abfällen als Sekundärrohstoffdünger und Bodenhilfsstoffe
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Sekundärrohstoffdünger: Klärschlamm, Kompost, Grünguthäcksel u.a. biogene Abfälle
METHODEN	Zusammenstellung von Koeffizienten, aktueller Kenntnisstand
ERGEBNISSE	<p>– Pflanzen verfügbarer N-Anteil (=lösliche N-Anteile (Nitrat-N, Ammonium-N) und ein kurzfristig mineralisierbarer Anteil des N-Gesamtgehaltes) in % der N-Gesamtzufuhr im Anwendungsjahr:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Bioabfallkompost: 10-15% • Grüngutkompost: 5-10% <p>vgl.:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Grünguthäcksel: 0-10% • Klärschlamm stark entwässert: 5-15% • Klärschlamm nicht entwässert: 30-60%
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<p>– Die Gesamtzufuhr durch Sekundärrohstoffdünger darf im Mittel der Fruchtfolge-rotation 50-70% des N-Düngebedarfs nicht überschreiten. Damit wird gewährleistet, daß die Zufuhr an langsam mineralisierbarem, organisch gebundenem Stickstoff mittelfristig zu einer nur allmählichen Anhebung des N-Gesamtgehaltes im Humuspool des Bodens führt.</p> <p>– Bei Berechnung des N-Düngebedarfs der anzubauenden Kultur im Anwendungsjahr ist nur der pflanzenverfügbare Teil anzurechnen. Die Differenz zum N-Bedarf der Kultur ist durch eine mineralische N-Ergänzungsdüngung zu kompensieren. Damit wird gesichert, daß die angebaute Kultur optimal mit Stickstoff versorgt wird und keine Ertragsausfälle als Folge der Sekundärrohstoffdüngeranwendung auftreten.</p> <p>– Allmähliche Anhebungen der pflanzenverfügbaren Nährstoffgehalte sowie des Humusgehaltes in Böden lassen sich durch regelmäßige Bodenuntersuchungen erfassen. Damit können unerwünschte Anreicherungen von Biomasse im Boden und erhöhte Mobilisierung insbesondere von Nitrat bestimmt und bei der Düngungsplanung berücksichtigt werden.</p>

AUTOREN	GUTSER, R.; Lehrstuhl f. Pflanzenernährung, TU München
JAHR	1996
TITEL	Klärschlamm und Biokompost als Sekundärrohstoffdünger.
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Mit einem geschätzten Anfall von 8.10 ⁶ t Trockensubstanz liefern Klärschlamm (KS) und Biokomposte (Biokomp, Komposte aus getrennt gesammelten organischen Haus- und Gartenabfällen sowie Grüngut) in der Bundesrepublik Deutschland etwa ein Viertel der Menge von Wirtschaftsdüngern. Das enthaltene Nährstoffpotential ist beachtlich, so daß für gute Anwendungsstrategien mit dem Ziel eines möglichst hohen, aber optimierten Wertstoff-Recyclings auch ein bedeutender ökonomischer Anreiz besteht.
METHODEN	Zusammenfassende Darstellung
ERGEBNISSE	
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Der Einsatz qualitativ hochwertiger Sekundärrohstoffdünger auf landwirtschaftlichen Flächen wird durch die Nährstofffracht und nicht durch die Schadstofffracht begrenzt. - Biokomposte zeigen allgemein eine gute bodenverbessernde Wirkung (Humus-Reproduktion, geringe Anteile an mineralischem Stickstoff → < 20% an N-gesamt). - Hohe einmalige Applikationen in der Rekultivierung (500 m³/5 cm) ermöglichen rasche Begrünung bei zugleich geringen NO₃-N Auswaschungen (< 50 kg NO₃-N/ha in 18 Monaten) - Die N-Wirkung organischer Dünger im Anwendungsjahr hängt sehr wesentlich von den Gehalten der Dünger an mineralischem Stickstoff ab (KS: 10-50%; Biokompost: 0-10% vom Ges-N). Deshalb sollte neben dem Gesamt-N auch der Gehalt an mineralischem N ausgewiesen werden. Im 3-jährigen Versuch ergab sich für Biokompost eine bessere N-Ausnutzung bei einmalig höheren Gaben als bei der Aufteilung auf jährliche Applikationen. - Nach einer düngerspezifischen N-Verwertung kann von einer Mineralisationsrate aus dem Bodenpool von 3,5% des N-ges ausgegangen werden. - Organische Dünger erhöhen das N (C)-Potential der Böden (Ertragssicherheit, Strukturstabilität, aber auch höheres Verlustpotential). Deshalb wird vorgeschlagen, die jährliche N-Zufuhr über Biokompost und KS auf 80-100 kg/ha AF zu begrenzen. - Für Biokompost ergeben sich folglich im Mittel jährliche Höchstgaben bis 7,5 t TS/ha AF (Begrenzung durch N), für KS je nach P-Gehalt von 0,75 bis 1,5 t TS/ha AF (Begrenzung durch P).

2 N-MINERALISIERUNG UND ERTRAGSWIRKUNG

AUTOREN	DIEZ, Th. & KRAUSS, M.																					
JAHR	1997																					
TITEL	Wirkung langjähriger Kompostdüngung auf Pflanzenertrag und Bodenfruchtbarkeit																					
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	20jähriger Kompostversuch (1969-1989) mit Müllkompost auf Schotterlehm- und Lößlehm- boden. Prüfung der Langzeitwirkung von Kompost auf Pflanzenerträge und Boden- fruchtbarkeit.																					
METHODEN	3-Jährige Rotation: Zuckerrübe-Winterweizen-Sommergerste: Lößlehm- und Schotterboden Kartoffeln-Winterweizen-Sommergerste: Schotterboden <ul style="list-style-type: none"> - in den ersten 12 Jahren: jedes 3. Jahr 40-45 t TM/ha Kompost, Zweiteilung der Ver- suchsfelder: ohne mineralische Düngung und mit mineralischer Düngung (Lößlehm- boden: NPK: 92-115-183; Schotterboden: NPK: 80-103-157) - in den folgenden 8 Jahren: jährlich 15 t TM/ha Kompost; alle Parzellen einheitlich mit 60 kg P₂O₅/ha und 150 kg K₂O/ha sowie mit 0 bzw. 83 kg N/ha. 																					
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - N-Nutzung: Nutzung des Kompost-N durch Pflanzen: von Jahr zu Jahr steigender Anteil des Kompost-N in der Ernte: Ohne zusätzlicher N-Düngung: 7 Rotationen (3-jährig): <table style="margin-left: 20px; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="text-align: center; padding: 2px;">1</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">2</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">3</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">4</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">5</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">6</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">7</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center; padding: 2px;">16%</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">22%</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">22%</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">34%</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">42%</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">42%</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">46%</td> </tr> </table> Mit zusätzlicher N-Düngung (ca. 88 kg N/ha und Jahr) <table style="margin-left: 20px; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="text-align: center; padding: 2px;">8%</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">14%</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">14%</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">28%</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">25%</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">43%</td> <td style="text-align: center; padding: 2px;">44%</td> </tr> </table> - N-Nachlieferung (errechnet): Ohne zusätzlicher N-Düngung: Anwendungsjahr: 8%, 2. Jahr: 5%, 3. Jahr: 3%, 4. Jahr: 2%, in den Folgejahren: je 1,5%. Mit zusätzlicher N-Düngung: Anwendungsjahr: 5%, 2. Jahr: 3%, in den Folgejah- ren: 1,5%. Anmerkung: Es ist anzunehmen, daß mit Bioabfallkompost mit etwas engerem C:N- Verhältnis die N-Nachlieferung in den Anfangsjahren höher liegt. Auf Schotterboden war die N-Verwertung aus Kompost niedriger, anscheinend geht ein beträchtlicher Teil des freigesetzten Stickstoffs aus diesem Boden durch Auswaschung verloren. - Der Gehalt an Humus erhöhte sich in 20 Jahren durch Kompostdüngung um 0,4-0,5% auf beiden Standorten, während er sich ohne organische Düngung um etwa 0,5% verrin- gerte. Um den ursprünglichen Gehalt an Humus zu erhalten hätte die halbe Kompost- menge ausgereicht. Die kompostgedüngten Parzellen wiesen sichtbar bessere Oberflä- chenstruktur auf, die sich bes. auf den Aufgang und die Jugendentwicklung der Zucker- rübe positiv auswirkte. - aus dem C-Zuwachs im Boden und dem C/N-Verhältnis wurde die im neugebildeten Humus festgelegten N-Mengen berechnet: N-Bilanzen 1970-1989: + ohne Müllkompost, ohne mineral. Düngung (0-Parzelle). N-Bestandsveränderung (errechnet): Abnahme von - 1.020 kg N/ha (durch Humusab- bau freigesetzt) N-Entzug mit der Ernte: 1.207 kg N/ha Differenz: + 187 kg N/ha (Erklärung: N-Zufuhr aus Immissionen) + mit Müllkompost: N-Zufuhr aus Müllkompost: 2.739 kg N/ha N-Bestandsveränderung (errechnet): Zunahme von 878 kg N/ha N-Entzug mit der Ernte: 2.036 kg N/ha Differenz: + 175 kg N/ha (Erklärung: N-Zufuhr aus Immissionen) - Durch den hohen Gehalt an Kalk führte die Düngung mit Kompost zu einer Erhöhung des pH-Wertes (Lößlehm- und Schotterboden: 6,6 => 7,1; Schotterboden: 6,7=> 7,3). 	1	2	3	4	5	6	7	16%	22%	22%	34%	42%	42%	46%	8%	14%	14%	28%	25%	43%	44%
1	2	3	4	5	6	7																
16%	22%	22%	34%	42%	42%	46%																
8%	14%	14%	28%	25%	43%	44%																

<p>SCHLUSS-FOLGERUNGEN</p> <p>THESEN</p> <p>NEUE FRAGEN</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Die ertragssteigernde Wirkung der Kompostdüngung nimmt mit den Jahren der Anwendung zu, da der Stickstoff nur allmählich freigesetzt wird. - Auf Lösslehmboden, ohne zusätzliche N-Düngung, wurden in der ersten Rotation 16% des mit Kompost ausgebrachten Stickstoffs in den Erträgen wiedergefunden, in den letzten Rotationen über 40%. Bei zusätzlicher, mäßiger N-Düngung fällt die Nutzungseffizienz leicht ab. - Die Kompostdüngung führte zu einer Anreicherung der Gehalte an Humus und Nährstoffen im Boden, verbesserte die Bodenstruktur und erhöhte den pH-Wert. - errechnete N-Mineralisierung aus Kompost: im ersten Jahr: 5-8% im zweiten Jahr: 3-5% in den Folgejahren: 1,5-2% - Phosphat und Kali werden zwar auch nur allmählich freigesetzt, können in der N-Bilanz schon im Ausbringungsjahr voll berücksichtigt werden. - Die Ausbringung von 7 t/ha Kompost-TM reicht aus, um den Humusgehalt, bei Stroh- und Rübenblattabfuhr, zu halten. - Bei Zufuhr von höheren Mengen an Kompost-TM würde die Zufuhr von Phosphat und Kali den Bedarf der angebauten Früchte übersteigen und der Eintrag von Schadstoffen möglicherweise zu hoch ausfallen.
---	---

AUTOREN	SCHLEGEL, A.J. ; Kansas State University
JAHR	1992
TITEL	Effect of Composted Manure on Soil Chemical Properties and Nitrogen Use by Grain Sorghum
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	jährliche Kompostdüngung (Rindermist-Kompost) im Vergleich zu N-Mineraldüngung zu Hirse: Stickstoffausnutzung, Nitrat-N im Boden.
METHODEN	Feldversuch: 1987-1990: 5 Düngungsvarianten mit Rindermistkompost (0, 2,2; 4,5; 8,9; und 17,8 t TM/ha) wurden mit je 4 Varianten mit N-Mineraldünger (0, 62; 123; 185 kg/ha) kombiniert (=> 20 Varianten). Boden: schluffiger Lehm. Gemessen wurden: Erträge, N-Düngungseffizienz, Boden-P, -K, -Na und organische Substanz, Boden-N _{min} .
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Wiederfindungsrate von Kompost-N in der Hirse (Korn) bei ausschließlicher Kompostdüngung: 13% (rund 1,5 kg N/Tonne Kompost). - Mit steigenden N-Mineraldüngergaben sinkt die Wiederfindungsrate von Kompost-N in der Hirse (Korn): 13%, 11%, 7%, 5%. (Korn-N bei Kompost- und Mineraldünger-Düngung geringer, als bei reiner Mineraldünger-Düngung) - Unter der Annahme der selben Effizienz von Kompost-N- und Mineraldünger-N-Ausnutzung wird eine N-Mineralisierung des Kompost-N von 30 bis 36% errechnet. Dies wurde folgendermaßen errechnet: Effizienz der N-Wiederfindung im Korn von Kompost bei jeder N-Rate gebrochen durch die Effizienz der N-Wiederfindung im Korn von N-Mineraldünger bei jeder N-Rate. - Boden N_{min}-Werte (gemessen bis zu einer Tiefe von 3 m): Kompost hatte keinen Effekt auf die NO₃-N-Gehalte im Boden, N-Mineraldüngung führte zu Steigerungen der NO₃-N-Gehalte im Boden (1988: in den oberen 1,5 m, 1990: in 3m Tiefe)
SCHLUSS- FOLGERUNGEN	- Die N-Wiederfindungsrate von Kompost-N im Korn lag bei 13 % , im Vergleich dazu lag die Wiederfindungsrate von N-Mineraldünger bei 36%.
THESEN	- Boden-P-Gehalte blieben gleich bei 2,5 Tonnen Kompost/ha und nahmen zu bei höheren Kompostgaben.
NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Boden-K und die organische Substanz nahmen bei hohen Kompostraten zu. - Die Nitrat-N-Gehalte im unteren auswaschungsgefährdeten Bodenprofil (1,5-3 m) nahmen nach Kompostdüngung nicht zu. - Fazit: Alleinige Düngung mit Rindermistkompost kann dazu eingesetzt werden, die Boden-P-Werte anzuheben bei gleichzeitiger geringer Umweltgefährdung durch Nitrat-Auswaschung. Für maximale Pflanzenerträge sollte Mistkompost gemeinsam mit N-Mineraldünger eingesetzt werden.

AUTOREN	SCHERER, W., WERNER, W. & NEUMANN, A.; Agrikulturchemisches Institut der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn
JAHR	1996
TITEL	N-Nachlieferung und N-Immobilisierung von Komposten mit unterschiedlichem Ausgangsmaterial, Rottegrad und C/N-Verhältnis
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Biotonnen- und Grünschnittkompost, Gefäßversuch; Fragestellungen: In welchem Maße beeinflussen die Parameter Ausgangsmaterial, Reifegrad, C/N-Verhältnis die N-Nachlieferung? Wird die Stickstoffwirkung der Komposte durch eine gleichzeitig mit der Kompostzufuhr ausgebrachte Stickstoffgabe beeinflusst?
METHODEN	Topfversuch, 42 Komposte: Unterschiede in – Inputmaterial: 30% Grünschnitt u. 70% Bioabfall; 70% Grünschnitt u. 30% Bioabfall, 100% Grünschnitt – Rottegrad: Frischkompost und Fertigkompost – C/N-Verhältnis (13/1 bis 28/1) Versuchspflanze: Welsches Weidelgras, wurde insgesamt 4 x geschnitten. pro Gefäß N-Zufuhr von 1 g in Form von Kompost. Mineralische N-Ergänzungsdüngung mit markiertem ¹⁵ N.
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> – bei Grünschnittanteil von 30%: höchste N-Ausnutzung: 7% des mittels Kompost zugeführten Stickstoffs wurden vom Weidelgras entzogen – steigender Grünschnittanteil resultierte in einem Rückgang der N-Ausnutzung – Frischkompost: enge Beziehung zwischen N-Entzug und Gesamt-C/Gesamt-N-Verhältnis; bei Fertigkompost nicht – C/N-Verhältnis: Kenngröße, die die N-Nachlieferung in großem Maße beeinflusst: C/N-Verhältnis < 20:1: N-Mobilisierung C/N-Verhältnis > 20:1: N-Immobilisierung (vgl. SIMS, 1990: > 25:1) – heißwasserlöslicher N: bei Frischkompost ein geeigneter Parameter: enge Korrelation zwischen N-Entzug und Gehalt an hwl. N. (Bestimmtheitsmaß bei kurzfristiger Betrachtung: 0,68; bei mittelfristiger Betrachtung: 0,64) – CaCl₂-extrahierbarer N_{org}: kein Zusammenhang mit N-Entzug der Pflanzen – mineralische N-Ergänzungsdüngung: höherer N-Entzug durch Pflanzen; durch ¹⁵N-Markierung konnte nachgewiesen werden, daß der Mehrentzug nicht alleine aus der N-Düngung stammt, sondern darüber hinaus die N-Nachlieferung aus den Komposten – und hier besonders bei den beiden Frischkomposten mit hohem Grünschnittanteil – gefördert wird. Diese Wirkung macht sich auch beim 3. Auswuchs noch bemerkbar: Es wird davon ausgegangen, daß nicht der gesamte zugeführte Mineralstickstoff vom 1. Aufwuchs entzogen wird, sondern ein Teil in die mikrobielle Biomasse inkorporiert wird (gemeinsam mit den leicht verfügbaren organischen C-Verbindungen des Kompost), welche als N-Speicher und N-Transformator dient und für die spätere N-Nachlieferung verantwortlich sein dürfte (vgl. OLFS, 1991).
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> – Einfluß des Grünschnittanteils: bei Fertigkomposten kein Einfluß, bei Frischkomposten nimmt der Ertrag mit zunehmendem Grünschnittanteil ab. – Einfluß des Rottegrades (Frischkompost - Fertigkompost): kein Unterschied im Gesamt-N-Entzug (4 Aufwüchse). – N-Immobilisierung bei Frischkompost mit 70% und 100% Grünschnittanteil; bei Fertigkompost nur beim 1. Aufwuchs. => niedrigere N-Entzüge. – höchste N-Ausnutzung: 7% des mittels Kompost zugeführten Gesamt-N; unabhängig vom Rottegrad; bei niedrigstem Grünschnittanteil von 30%. – N-Nachlieferung wurde durch mineralische N-Ergänzungsdüngung besonders bei Frischkompost erhöht. – signifikante Korrelation bei Frischkompost: zwischen C/N-Verhältnis und N-Entzug, zwischen heißwasserlöslichem N und N-Entzug.

AUTOREN	ASCHE, E., STEFFENS, D. & MENGEL, K.; Institut für Pflanzenernährung der Justus-Liebig-Universität Gießen
JAHR	1994
TITEL	Düngewirkung und Bodenstruktureffekte durch den Einsatz von Bioabfallkompost auf landwirtschaftlichen Kulturflächen
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Untersuchung der Ertragswirksamkeit und der N-Nachlieferung von Bioabfallkompost unterschiedlicher Reifegrade sowie von dessen Einfluß auf die Bodenstruktur in einer Fruchtfolge-rotation (Hackfrucht-Getreide-Getreide).
METHODEN	Feldversuch; 7 Löß-Parabraunerden; N-Düngung nach Nmin-Methode; 6 Varianten: Variante 1: keine Düngung (=Kontrolle) Variante 2: 30 t TS/ha Bioabfallfrischkompost Variante 3: 30 t TS/ha Bioabfallfertigkompost Variante 4: mineral. N-Düngung nach Nmin Variante 5: wie Variante 2 + mineral. N-Düngung nach Nmin Variante 6: wie Variante 3 + mineralische N-Düngung nach Nmin Fruchtfolge-rotation: Hackfrucht-Getreide-Getreide Berechnung der N-Ausnutzung in %: (Netto-N-Mineralisierung Bioabfallkompost – Netto-N-Mineralisierung Kontrolle / N-gesamt der gedüngten Kompostmenge)*100
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> – In den Bioabfallkompost-Varianten war der Nmin-Gehalt (0-90cm) nach der Kompostdüngung geringfügig niedriger, als in der Kontrollvariante – im Herbst nach der Rübenernte: Nmin-Restwerte nicht höher als in Kontrollvariante – im Frühjahr lagen Nmin-Gehalte etwas höher als bei Kontrollvariante (N-Mobilisierung) – Frisch-Bioabfallkompost: im 1. Jahr (Zuckerrübe) wurden 3,7% des Kompost-N festgelegt (Mittelwert der 7 Varianten: 2,8; 4,5; -8,6; -17,7; -1,7; 4,9; -10,1) (mit mineral. N-Düngung: 2,9% des Kompost-N festgelegt (Mittelwert der 7 Varianten: 8,0; 6,0; -21,6; -6,4; 4,8; 0,3; -11,7)) – Fertig-Bioabfallkompost: im 1. Jahr (Zuckerrübe) wurden 2,1% des Kompost-N ausgenutzt (Mittelwert der 7 Varianten: -14,9; 7,7; 1,7; -2,0; 18,7; -1,6; 5,1) (mit mineral. N-Düngung: 4,5% des Kompost-N festgelegt (Mittelwert der 7 Varianten: 3,5; 15,8; -3,3; 21,9; 2,0; -9,3; 0,7)) – Mittels einer CaCl_2-Extraktion der Komposte auf NO_3^- und NH_4^+ wurde die N-Ausnutzung von Fertig-Bioabfallkompost relativ genau analysiert, wogegen die N-Immobilisation von Frisch-Bioabfallkompost nicht erfaßbar war. – Im 2. Jahr (Winterweizen) waren die Erträge der Frisch-Bioabfallkompost-Variante im Durchschnitt aller Standorte höher, da der bei den Zuckerrüben immobilisierte N zu Winterweizen freigesetzt wurde. – Bodenstruktur: Das Gesamtporenvolumen stieg an.
SCHLUSS-FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> – Frischkompost: N-Immobilisierungsvorgänge überwiegen im 1. Jahr, im 2. Jahr dafür höhere N-Freisetzung verglichen mit Kontrollvariante => höhere Erträge – Fertigkompost: N-Mineralisierung im 1. Jahr: zwischen -14,9% und 18,7% (Mittelwert: 2,1% des Kompost-N) bzw. zwischen -9,33% und 21,9% (Mittelwert: 4,5% des Kompost-N) mit zusätzlicher N-Mieraldüngung. – Fragen: – Auswirkungen von Bioabfallkompost verschiedener Reifegrade auf die Porenverteilung? (Frischkompost erhöht v.a. Mittelporenanteil (0,2-10µm) aufgrund der bei der Mineralisation entstandenen Abbauprodukte, welche den Mittelporenanteil erhöhen) – Ist die Ertragswirksamkeit von Bioabfallkompost in der 2. Vegetationsperiode allein ein Nährstoff-, oder auch ein Struktureffekt?

AUTOREN	GREILCH, J & JÄNICKE, G.
JAHR	1988
TITEL	Gefäßversuch zur Ertragswirkung von Kompost aus unaufbereitetem Hausmüll und Gülle im Vergleich zu Stallung und Mineralstickstoff
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Untersuchung der Wirkung von Hausmüllkomposten auf den Ertrag. Ergebnisse zur Düngewirkung von Kompost aus unaufbereitetem Hausmüll und Gülle in zwei Aufwandmengen und zu Stickstoffbereitstellung aus diesem Kompost.
METHODEN	<ul style="list-style-type: none"> - Volumenverhältnis Hausmüll : Gülle (als Naßschlammkomponente zur Kompostierung von Hausmüll) = 4 : 1 => Mietenkompostierung von 4 Monaten, 3x umgesetzt - Gefäßversuch - 3 Bodenarten: Schlufflehm, sandiger Lehm, Sand - 2 Aufwandmengen: 20 g C je 5,5, kg Boden und 40 g C je 5,5 kg Boden - Versuchsdauer: 6 Monate - Versuchspflanze: Grünhafer (Ernte nach Schieben der Rispen) => Perko als Nachbau, anschließend Sonnenblume → Gesamtertrag der 3 Fruchtarten wurde für Düngerwirkung in der Vegetationsperiode herangezogen - Vergleich Kompost mit Stallung und Mineral-N - Nges. nach Kjeldahl, NH_4^+-N- und NO_3^--N durch Ausschütteln in KCL-Lösung
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - N-Ausnutzung = N-Entzug (Entzug ist Differenz aus Gesamtentzug minus Entzug des ungedüngten Prüfgliedes) / N-Gabe * 100: für Kompost alleine (jeweils einfache und doppelte Aufwandmenge): höchste Ausnutzung bei Sandboden: zw. 45 bzw. 37%; bei sandigem Lehm: 21 bzw. 24%; bei Schlufflehm: 30 bzw. 26%. - bei kombinierter Düngung (Kompost+mineralisch; jeweils einfache und doppelte Aufwandmenge): Ausnutzung bei Sandboden: 42 bzw. 36%; bei sandigem Lehm: 32 bzw. 18%; bei Schlufflehm: 44 bzw. 33%. - bei doppelten Aufwandmengen an organischem Dünger wurde der Stallung-N besser genutzt
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Im Mittel der drei Böden und der 2 Aufwandmengen an Kompost wurde durch Kompost ein um 90% höherer Gesamttrockenmasseertrag gegenüber der ungedüngten Variante, 85% des Ertrages der Mineral-N-Variante und 66% des Ertrages der Stallungvariante erreicht. - Die überwiegend signifikant bessere Stallungswirkung wird auf den um rund 50% höheren Eintrag an Nges. mit der applizierten Stallunggabe und auf die intensivere Mineralisierung von Stallung zurückgeführt (Inkubationsversuche mit Kompost und Stallung ergaben, daß unabhängig von der Mineralisierungsdauer aus Stallung ca. doppelt soviel CO_2 freigesetzt wurde als aus Kompost). - Aus den Ergebnissen läßt sich ableiten, daß niedrigere Aufwandmengen an Kompost aus Hausmüll ertragseffektiver sind. - Bei niedriger Kompostgabe ist bei allen drei Bodenarten sowohl mit als auch ohne Mineral-N-Zugabe die N-Ausnutzungsrate mit dem Niveau der N-Ausnutzungsraten der niedrigen Stallunggabe vergleichbar. - Die hohen Ausnutzungsraten von Kompost-N von bis zu 45% bei Sandboden decken sich nicht mit Literaturangaben und werden auf den Zusatz von Gülle und die geringen Aufwandmengen zurückgeführt.

AUTOREN	KÖGEL-KNABER, I. (TU München), SIEBERT, S. & LEITFELD, J. (Ruhr-Universität Bochum)
JAHR	1996
TITEL	Humifizierungsprozesse von Kompost nach der Ausbringung auf den Boden
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Humifizierungs- und Mineralisierungsprozesse nach Anwendung von Komposten
METHODEN	<ul style="list-style-type: none"> - Mikrokosmen-Versuche: 144 Mikrokosmen - drei verschiedenen Bodensubstrate: quartärer glazifluvialer Sand (Ss), der in der Tagebaurekultivierung eingesetzt wird; Braunerde unter landwirtschaftlicher Nutzung (SI2) und Parabraunerde (Ut4) unter landwirtschaftlicher Nutzung - zwei Bioabfallkomposte: 1 Frisch- und 1 Fertigungskompost (gem. LAGA M10); Kompostgabe von 100t/ha - unterschiedliche Temperaturen in Klimakammern (5°C und 14°C) - Öffnung der Parallelen der Mikrokosmen nach 2, 6, 12 und 18 Monaten - Bestimmung der Stickstofffraktionen durch saure Hydrolyse mit 6N HCl
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Der Stickstoffpool wird in 4 Fraktionen unterteilt: N_{min}, Amino-N, nicht hydrolysierbarer N und nichtidentifizierbarer N. Stickstofffraktionen der Böden mit Kompost: Über 95% des Gesamtstickstoffs liegt in Form von organischem Stickstoff vor. Der Anteil des Amino-N variiert zwischen 21 und 29%, der Reifegrad des Kompostes wirkt sich nicht auf die prozentuale Zusammensetzung des organischen Stickstoffpools aus. Die Parabraunerde weist einen höheren Anteil an nichthydrolysierbarem N auf, als die Braunerde. - Die Stickstoffmineralisierung (gemessen als Verlauf der N_{min}-Konzentrationen in den Boden-Kompost-Gemischen) wird stärker von der Temperatur beeinflusst, als von der Bodenart. Bei den Frischkompostmischungen wird die höchste Nitrifikationsrate 2 Monate nach Kompostapplikation erreicht, nach 18 Monaten ist die Nitrifikation noch anhaltend. Bei den Fertigungskompostmischungen scheint 12 Monate nach der Kompostanwendung die Nitrifikation zu stagnieren. - Durch die Kompostzugabe kommt es bei allen drei Bodensubstraten zu einer deutlichen Steigerung der mikrobiellen Aktivität (DMSO-Reduktion). - Bei den Versuchen mit Kompost wird deutlich mehr CO₂ freigesetzt, als in den Böden ohne Kompost. - Die Mineralisierung der Böden mit Kompost ist stärker von der Temperatur abhängig als von der Kompostart (Frisch- oder Fertigungskompost). - Die Kompostart (Frisch- oder Fertigungskompost) beeinflusst die Mineralisierung beim Kippboden am stärksten. - Bei Braunerde tritt ein "priming effect" auf aufgrund des pH-Anstiegs von 4,5 auf 6,5 nach Kompostanwendung, der zu einer Mineralisierung der pedogenen organischen Substanz führt. - Die mikrobielle Biomasse wird durch die Kompostzugabe zunächst stark erhöht, sinkt aber bereits nach 2 Monaten wieder um 60-85% und ist nach 1 Jahr auf dem Niveau der Böden ohne Kompost, wobei die 5°C-Variante höhere Biomassen aufweist, als die 14°C-Variante. - Der Gesamtgehalt an Polysacchariden nimmt in allen Varianten schneller ab, als die CO₂-Freisetzung.

<p>SCHLUSS-FOLGERUNGEN</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Die Kompostanwendung wirkt sich auf die Zusammensetzung des Stickstoffpools nicht aus.
<p>THESEN</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Die Steuerung der Mineralisierungsprozesse ist auf die Mikroorganismen-tätigkeit zurückzuführen.
<p>NEUE FRAGEN</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Von einer Applikation des Fertigkompostes im Herbst sollte abgesehen werden, da die im Fertigkompost vorliegende Nmin-Fraktion zu einem erhöhten Nitrataustrag in der vegetationsfreien Zeit führen kann (höherer Anteil an Nmin im Fertigkompost als im Frischkompost → Nitrifikation setzt rascher ein; auch bei 5°C wurden noch relativ hohe Nitrifikationsleistungen nachgewiesen). - Verzögerte Nitrifikation hingegen bei Frischkompostanwendung => langanhaltendere Nitrifikationsleistung, das Nmin-Niveau der Fertigkompostgemische wird erst nach 12 Monaten erreicht. - Bei der Braunerde kann es durch pH-Wert-Erhöhung nach Kompostanwendung zu einer quantitativen Zunahme der pedogenen Kohlenstoffumsätze, der zu Versuchsbeginn nahezu sterile Kippboden kann durch Kompostanwendung mindestens mittelfristig so aktiviert werden, daß er hinsichtlich sämtlicher Parameter Eigenschaften aufweist, die mit denen der beiden anderen Böden vergleichbar sind.

AUTOREN	FREI MING, U. CANDINAS, T. & BESSON, J.-M.; Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL)
JAHR	1997
TITEL	Kompost – ein wertvoller Dünger und Bodenverbesserer
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Nährstoffwirkung von Kompost, Einfluß der Kompostqualität (Reife, Siebung) und –menge sowie der Bodenart
METHODEN	<p>Feldversuche: Fertigkompost, Ausbringung und oberflächliche Einarbeitung kurz vor der Saat von Mais; Bestimmung des N_{min}-Gehaltes im Boden dreimal im Laufe der Vegetationsperiode sowie im folgenden Jahr zur Ermittlung der N-Nachwirkung. Mineralische P und K-Düngung nach Düngungsnormen, Kontrollvariante ohne Kompost.</p> <p>Topfversuche: mit italienischem Raigras; Vergleich Kompost-N mit unterschiedlich aufbereitetem Klärschlamm und Stapelmist; Kontrollvariante: mineralische N-Düngungsreihe; Untersuchung des Reifegrades (angerotteter und reifer Kompost) und der Bodenart (sandiger Lehm, Lehmboden und toniger Lehm).</p> <p>Ausnutzung von Kompost-N wurde aufgrund des unterschiedlichen N-Entzugs in der Kontrolle (ohne Kompost und Mineral-N) und in der Kompostvariante ohne mineralische Düngung bestimmt. Die N-Ausnutzung wird in Prozent des mit dem Kompost ausgebrachten Gesamt-N ausgedrückt.</p>

<p>ERGEBNISSE</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Im Feldversuch wurde Die Kompostmenge nach dem P-Bedarf der Pflanzen berechnet, sichtbare Mangelercheinungen an P und K traten nicht auf. Die Kompostnährstoffe P und K wie auch Mg und Ca können für die Düngung voll angerechnet werden. - Insgesamt war die Wirkung des Kompost-N auf den TS-Ertrag (Topfversuche) bzw. die N-Ausnutzung gemessen am N-Entzug (Feld- und Topfversuche) gering. Übersicht: N-Verfügbarkeit in % des Gesamt-N im Kompost: <table border="1" data-bbox="454 450 1173 683"> <thead> <tr> <th>Versuch</th> <th>Median</th> <th>Bereich</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td colspan="3">Feldversuch:</td> </tr> <tr> <td>1. Anwendungsjahr</td> <td>0 %</td> <td>-19 – +4%</td> </tr> <tr> <td>Folgejahr</td> <td>-3%</td> <td>-17 – +17%</td> </tr> <tr> <td colspan="3">Topfversuche:</td> </tr> <tr> <td>Anwendungsjahr</td> <td>+ 5%</td> <td>+2 – +7%</td> </tr> <tr> <td>Anwendungsjahr</td> <td>+ 4%</td> <td>+1 – +8%</td> </tr> </tbody> </table> - Topfversuch: N-Ausnutzung des Kompost im Vergleich zu anderen organischen Düngern: N-Wirkung bezogen auf den TS-Ertrag im Vergleich zu Ammoniumnitrat (=100% N-Wirkung), Angabe in % des mit dem organischen Dünger ausgebrachten Gesamt-N Kompost: 2% flüssiger Klärschlamm 48% entwässerter Klärschlamm: 38% getrockneter Klärschlamm: 31% kompostierter KS: 26% Mist: 8% - das C/N-Verhältnis sagt über die effektive Mineralisierbarkeit des Stick- bzw. Kohlenstoffs wenig aus. - Die Kompostreife beeinflusst weniger die Höhe der N-Mineralisierung, als den Verlauf: reifere Komposte mineralisieren den Stickstoff schneller und die im Frühsommer häufig auftretende N-Immobilisierung wird gemildert. - Topfversuche: Der Einfluß der Bodenart war geringer als der des Kompostes. Allerdings setzte die N-Mineralisierung im leichten Boden früher ein, als in den beiden anderen Bodenarten. - Feldversuche: Eine N-Ergänzungsdüngung war vor allem auf den schweren Böden notwendig, um praxisübliche Erträge zu erreichen. Die Aufteilung der N-Ergänzungsdüngung in eine geringe Gabe zur Saat (30 kg N/ha) und eine zweite Gabe im 6- 8-Blatt-Stadium ist zu empfehlen, besonders um die N-Auswaschungsgefahr zu vermindern. 	Versuch	Median	Bereich	Feldversuch:			1. Anwendungsjahr	0 %	-19 – +4%	Folgejahr	-3%	-17 – +17%	Topfversuche:			Anwendungsjahr	+ 5%	+2 – +7%	Anwendungsjahr	+ 4%	+1 – +8%
Versuch	Median	Bereich																				
Feldversuch:																						
1. Anwendungsjahr	0 %	-19 – +4%																				
Folgejahr	-3%	-17 – +17%																				
Topfversuche:																						
Anwendungsjahr	+ 5%	+2 – +7%																				
Anwendungsjahr	+ 4%	+1 – +8%																				
<p>SCHLUSS-FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse und derjenigen aus der Literatur rechtfertigt sich die Anrechnung eines geringen Teils des Kompost-Gesamt-N sowohl im Anwendungsjahr wie auch als Nachwirkung in den Folgejahren. - Die Autoren empfehlen im Anwendungsjahr als auch in den zwei folgenden Jahren 5-10% des Gesamt-N für die Düngung anzurechnen. - Die beste N-Wirkung zeigte Kompost, der im Frühjahr ausgebracht und oberflächlich eingearbeitet wurde. - Faktoren, die die Auswaschungsgefahr von Kompost-N erhöhen (aus der Literatur): <ul style="list-style-type: none"> - langjährige Anwendung → Zunahme des organ. N-Vorrats im Boden - Ausbringen von hohen Kompostmengen (> 400m³/ha) - Ausbringung im Herbst, v.a. bei Verwendung von Reifekompost - erhöhte Durchlässigkeit des Bodens, die durch die bodenverbessernde Wirkung des Komposts zustande kommen kann 																					

AUTOREN	PETERSEN, U., STÖPPLER-ZIMMER, H.; (PlanCoTec, Witzenhausen)
TITEL	Anwendungsversuche mit Komposten unterschiedlichen Rottegrades
LANGTITEL FRAGE-STELLUNG	Ergebnisse aus einem 4-jährigen Feldversuch auf zwei Standorten (schwach lehmiger Sand; mittellehmiger Schluff). Auswirkung von Frisch- und Reifkompost in 2 verschiedenen Aufwandmengen.
METHODEN	<p>Statistischer Feldversuch, 5 Düngungsvarianten (Kontrolle=N-mineralisch; Frischkompost bzw. Reifkompost je 30 t FM/ha + Nmin (Niveau je nach Kultur); je 100 t FM/ha;</p> <p>FF: 1992 - 1995 Weißkohl(1992 +Kompost), Kartoffel (1993 + Kompost), Wintergetreide (1993/94 Nachwirkung), Rote Beete (1995 + Kompost)</p> <p>Parameter: Ertrag, Nitrat in den Ernteprodukten, NO₃-N Boden (30, 60, 90 cm; 5 Termine), Aggregatstabilität, Flureszeindiacetat-hydrolyserate</p>
ERGEBNISSE	<p>Ertrag</p> <ul style="list-style-type: none"> - Keine statistischen Ertragsunterschiede auf Sandboden (96 - 103% der Kontrolle). Auf Löß ergab sich im Durchschnitt der Jahre ein Mehrertrag in allen Kompostvarianten (102 - 114%). - Auf beiden Standorten reagierten Kartoffel auf Frischkompost und Rote Beete auf Reifkompost positiv gegenüber der Kontrolle. Bei Wintergetreide ergaben sich keine Unterschiede. <p>Nitrat in den Ernteprodukten</p> <ul style="list-style-type: none"> - Nur auf Sandboden ergab sich eine relative Erhöhung der NO₃-Gehalte in Weißkohl und Kartoffel in den Varianten 30 t FM Kompost + Ergänzungsdüngung. Kein Unterschied zw. Frisch- und Reifkompost. - I.d.R. sind die Nitratgehalte der Kompostvarianten im Vergleich zur Kontrolle geringer. - Trotz gleich hoher oder höherer Erträge sind die Nitratgehalte in den Varianten ohne N-Ergänzung (100 t FM/ha) niedriger als in den Varianten mit mineralischer N-Ergänzungsdüngung (30 t FM Kompost / ha + N-min) <p>NO₃-N im Boden</p> <ul style="list-style-type: none"> - Charakteristische Nitratdynamik auf beiden Standorten. Kompostvarianten mit N-Ergänzungsdüngung führen tendenziell zu niedrigeren Nitratgehalten im Vergleich zur Kontrolle. - Nachweis von Nitratrückständen im Boden sollen nach Ernte 50 kg NO₃N-Gehalt nicht überschreiten, Richtwert konnte nur teilweise eingehalten werden.
SCHLUSS-FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Auch bei 100 t FM/ha Frischkompost keine Pflanzenunverträglichkeiten - Frischkompost: niedrigere N-Gehalte und verfügbare Nährstoffanteile - Günstigeres N-Mobilisierungsverhalten von Frischkompost sowie höhere biologische Aktivität (letztes Versuchsjahr); leicht höhere Erträge und niedrigere Nitratgehalte in der Frucht (statistisch nicht gesichert) - Auf leichten Böden wird eine wiederholte Anwendung von Kompost nur in niedrigen Aufwandsmengen und unter Beachtung von Zeitpunkt, Kultur, Standort, Einarbeitung und Art der Komposte empfohlen - Frischkompost kann in Abstimmung mit dem jeweiligen Anwendungsbereich befürwortet werden

AUTOREN	STÖPPLER-ZIMMER, H., PETERSEN, U.; (PlanCoTec, Witzenhausen)
TITEL	New results concerning the application of compost in plant cultivation
JAHR	1995
LANGTITEL FRAGE- STELLUNG	Siehe Ergebnisse in PETERSEN u. STÖPPLER-ZIMMER (1996) sowie hier ein Versuch mit Forsythia. Auswirkung von Frisch- und Reifkompost in 2 verschiedenen Aufwandmengen auf den Nitratgehalt im Boden.
METHODEN	Statistischer Feldversuch ; Kontrolle = N-mineralisch (80 kg N im 2. Jahr); je 100 t und 250 t FM/ha Frisch-(FK) und Reifkompost (RK) im 1. Jahr Standort: schluffiger Lehm N-gesamt: FK (1,2 - 1,6 % TM); RK (1,4 - 2,0 % TM) Parameter: NO ₃ -N Boden (30, 60, 90 cm; je 5 Termine 1991/92 und 1992/93)
ERGEBNISSE	NO₃-N im Boden (0-90 cm) – Ausgangsgehalt von 54 kg durch Bearbeitung mit Rotavator auf 118 kg NO ₃ -N angestiegen – Sowohl im Jahr der Anwendung als auch im 2. Jahr deutliche NO₃-N Anreicherung in beiden Düngungsstufen vor allem jedoch bei 250 t FM Reifkompost im 1. Jahr: Kontrolle: 50 - ca 120 kg; FK: ca. 80 - < 200 kg; RK: 250 - 510 kg NO ₃ -N/ha Im zweiten Jahr sind die NO ₃ -N Überschüsse der 250 t Varianten etwa halbiert (ca. 60 - 250 kg NO ₃ -N/ha), Bei 100 t Kompost ergaben nur 2 Meßtermine für RK einen signifikanten Unterschied zur Kontrolle .
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	– Reifkompost zeigt v.a. im Jahr der Anwendung gegenüber Frischkompost eine höhere NO ₃ -N Freisetzung. Signifikant durchwegs bei 250 t FM Kompost – Wiederholte Aufwendungen von hohen Kompostmengen (100 t / 250t FM) sind in Hinblick auf das NO ₃ -Auswaschungspotential kritisch zu beurteilen

AUTOREN	PETERSEN, U., GOTTSCHALL, R., KÖLSCH, E., PFOTZER, G.H., SCHÜLER, C., STÖPPLER-ZIMMER, H., VOGTMANN, H. (Witzenhausen, Kassel)
JAHR	1996
TITEL	Komposteinsatz im ökologischen Landbau - Pflanzenbauliche Ergebnisse aus einem zehnjährigen Feldversuch.
LANGTITEL FRAGE-STELLUNG	Welche Vorteile bringt die optimierte Mistkompostierung aus pflanzenbaulicher Sicht und wie wirkt sich Bioabfallkompost im Vergleich zum Mistkompost langfristig auf Pflanze und Boden aus?
METHODEN	10 jähriger Feldversuch mit 12 Düngungsvarianten in 4-facher Wiederholung, davon 3 unterschiedlich aufbereitete Rindermistkomposte (verschiedene Abdeckungsarten) und Bioabfallkompost in jeweils 2 Düngungsstufen sowie 4 Vergleichsvarianten (ohne Düngung "0", organ. Handelsdünger, Mineraldünger und Mistkompost mit N-Ergänzungsdüngung). Aufbringung alle 2 Jahre zu den Hackfrüchten, typischer Halm- und Hackfruchtwechsel mit zweijährigen Klee gras.
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Ertrag: Alle gedüngten Varianten übersteigen das Ertragsniveau der ungedüngten Kontrolle. Jegliche Kompostdüngung führte zu Mehrerträgen (108 - 121 % der Kontrolle "0"). Die höhere Düngungsstufe (600 dt/ha FM statt 300 dt/ha FM) führte nicht zu bedeutend höheren Erträgen. Ertragsunterschiede zwischen den Mistkompostvarianten waren geringfügig. Der Bioabfallkompost in beiden Düngungsstufen geringer Abfall gegenüber Mistkompost (statistisch nicht unterscheidbar). - Im Durchschnitt aller Versuchsjahre erreichte die Mistkompostvariante mit N-Ergänzungsdüngung 131 % Ertragsniveau, die mineralische 123 % und die organisch gedüngte 122 %. - Nitratgehalte der Hackfrüchte: in mineralisch und organisch gedüngten Vergleichsvarianten am höchsten (50 % höher als ungedüngte Kontrolle), Kompostvarianten der ersten Düngungsstufe im Schnitt niedrigere Gehalte als die Kontrolle, Düngungsstufe 2 geringfügig über der Kontrolle. Die Bioabfallkompostvariante wies in 2. Düngungsstufe deutlich geringere Nitratgehalte auf als die Kontrolle.
SCHLUSS-FOLGERUNGEN	- 300 dt/ha FS Mist- und Bioabfallkompost führte zu stabilen Erträgen mit guter Qualität, höhere Mengen nur geringfügig ertragswirksam
THESEN	- Bioabfallkompost zeigt eine geringere N-Verfügbarkeit im Vergleich zu Rindermistkompost.
NEUE FRAGEN	- Durch Kompostanwendung verbessert sich Aggregatstabilität, Porenvolumen und biologische Aktivität des Bodens.

AUTOREN	WIMMER, J., BERNKOPF, S., MAYR, R.; BA f. Agrabiologie, Linz
JAHR	1997
TITEL	Prüfung von Bioabfall-, Grünschnitt- und Mistkomposten auf Pflanzenverträglichkeit und Nährstoffverfügbarkeit im Feldversuch (1991 - 2001)
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Prüfung verschiedener Kompostarten im Gefäß- und Feldversuch hinsichtlich ihrer Auswirkung auf Bodenchemie, Bodenphysik und Bodenbiologie, Ertrag und Qualität der Kulturpflanzen
METHODEN	<ul style="list-style-type: none"> - Feldversuch: 4 Kompostarten (Biotonne/BTK-, Grünschnitt/GSK-, Rindermist/RMK- und Klärschlammkompost/KSK) in verschiedenen Aufwandsmengen; mit und ohne mineralischer Ergänzungsdüngung; Kontrolle (ohne Düngung); mineralische N-Düngung in verschiedenen N-Stufen; Fruchtfolge: Körnermais-Sommerweizen-Wintergerste Begrenzung der Kompostzufuhr entsprechend 175 kg N/ha.a entspr. Wasserrechtsgesetz
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Inklusiv dem 7. Versuchsjahr waren in Summe seit Versuchsbeginn 1225 kg N/ha ausgebracht. Körnermais ergab bei reiner Kompostdüngung eine N-Ausnutzung von etwa 40-70 kg/ha, mit mineralischer Ergänzungsdüngung (80 kg/ha) lag die Wirksamkeit des Kompost-N bei ca 30-50 kg N/ha. - Die N-Ausnutzung nahm in der Reihe RMK>GSK>BTK ab. - Rechnerisch ergibt sich über die Jahre eine Mineralisierungsrate von 47 kg N/ha.a. 990 kg N wären im organischen Substanz-Pool des Bodens gebunden worden.
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - In den ersten Jahren der Kompostanwendung ist eine unmittelbare Düngewirkung nur in geringem Umfang zu erwarten, eine mineralische Zusatzdüngung ist notwendig. Erst nach mehrjähriger Kompostanwendung ist mit einer nennenswerten N-Düngewirkung zu rechnen. Zu beachten ist der sich über die Jahre aufbauende N-Vorrat im Boden, dessen Mineralisierungsverlauf schwer zu kalkulieren ist.

AUTOREN	GUTSER, R., CLAASSEN, N. TU München, Lehrstuhl f. Pflanzenernährung
JAHR	1994
TITEL	Langzeitversuche zum N-Umsatz von Wirtschaftsdüngern und kommunalen Komposten.
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Die Kenntnis der Verfügbarkeit organischer und mineralischer Düngemittel in Anwendungs- und Folgejahren ist nicht nur für die Feinsteuerung der N-Ernährung der Kulturpflanzen im jeweiligen Jahr, sondern auch für die Grobsteuerung der Düngung eines gesamten Betriebes über mehrere Jahre hinweg mittels einfacher N-Bilanz (N-Zufuhr minus N-Abfuhr) zwingend erforderlich; die Bewertung der N-Salden hängt sehr wesentlich von der Art der eingesetzten Düngemittel ab.
METHODEN	<ul style="list-style-type: none"> - Der N-Umsatz von Mineraldüngern (Kalkammonsalpeter = KAS) und Gülle (NH₄-N) wurde in Lysimeterversuchen (1980 - 1993) in Weihenstephan auf schluffigem Lehm mittels Einsatz von ¹⁵N-Tracer geprüft. Fruchtfolge: Zuckerrübe, 1-2 mal Getreide (Blätter und Stroh verblieben auf dem Feld). - Die Nachwirkung der Düngung wurde 11 bzw. 9 Jahre (1983 bzw. 1985: 180 kg N/ha als KAS) sowie 6 Jahre lang (1988: 100 kg N als Gülle- NH₄/ha) verfolgt und der jährlich verfügbare Stickstoff (Summe Aufnahme der Pflanzen + Auswaschung) in % des Dünger-Restes im Boden nach der Ernte des Vorjahres ermittelt.
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Die sehr großen Unterschiede der mittleren Mineralisationsrate im 1. Jahr mit 8% (Kompost, organischer Gülle-N) bis 60% (Mineraldünger) gehen im 2. Jahr auf Freisetzungsraten zwischen 4-8% zurück. Für die Folgejahre wird in Anlehnung an die Ergebnisse des Lysimeterversuches eine einheitliche mittlere Mineralisationsrate von 3,5% des Dünger-Restes angenommen. - Für die Mineraldüngung überwiegt die unmittelbare Wirkung im Anwendungsjahr, für die organischen Dünger die N-Nachlieferung aus dem Bodenvorrat (Kompost > Stallmist > Gülle). Der wesentliche Unterschied besteht darin, daß die Freisetzung aus dem Boden im Gegensatz zur unmittelbaren N-Wirkung wenig steuerbar und stärker verlustgefährdet ist.
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Die düngerspezifische N-Anreicherung der Böden steigt in der Reihenfolge Kompost > Stallmist > Gülle >>Mineraldünger an. - Die Anreicherung der Böden ist trotz höherer Ertragssicherheit und Strukturstabilität wegen des zunehmenden Gefahrenpotentials für N-Verluste nicht nur positiv zu beurteilen. - Für praktische Verhältnisse dürften nach etwa 40 Jahren auf allen Düngungsvarianten (unter Berücksichtigung der akkumulierten Düngerrestmengen) ähnlich hohe verfügbare N-Mengen vorliegen (die Anreicherung für Kompost liegt rechnerisch zum Erreichen des N-Bilanz-Gleichgewichts nach ca 80 Jahren bei 2500 kg N/ha). - Für die Beurteilung der optimalen N-Intensität der Düngung anhand von N-Salden aus der Input/Output-Bilanzierung sind Düngerformen und Düngungsvorgeschichte (Dauer) zu berücksichtigen. Zur Vermeidung größerer Umweltbelastungen sind hohe Erträge keinesfalls durch organische Dünger, sondern nur in Kombination mit mineralischer Ergänzungsdüngung zu erzielen.

AUTOREN	HADAS, A., PORTNOY, R.; Inst. of soils and water, The Volcani Center, Israel
JAHR	1997
TITEL	Rates of decomposition in soil and release of available nitrogen from cattle manure and municipal waste compost
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	<p>Abbaurraten von Rindermistkompost (RMK) und Müllkompost (MK) gemessen an der wöchentlichen CO₂-Freisetzung und der Freisetzung von mineralischem N im Bebrütungsversuch.</p> <p>Berechnung von Abbaukonstanten mit Hilfe obiger Meßreihen und Computermodellen zur Berechnung des C- und N-Umsatzes in Böden. Ziel war es, eine Beziehung zwischen Abbaurraten und mineralischer N-Freisetzung einerseits und Komposteigenschaften andererseits aufzufinden, die es ermöglicht, die N-Versorgung durch Kompostanwendung abzuschätzen.</p>
METHODEN	<p>Inkubierung von Boden angereichert mit 5 und 15% RMK (N: 1,36%; C/N: 11,2) und 5% MK (N: 1,3%; C/N: 15,5) (Füllung 40g) bei 30 °C über 0, 1, 2, 3, 4, 8, 12, 16, 24 und 32 Wochen. CO₂-Ausgasung jeweils während der letzten Inkubationswoche.</p> <p>Vergleich von zwei unterschiedlich behandelten Böden (langjährige Mistdüngung; ohne Düngung)</p>
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Die mineralische N-Freisetzung hängt von der Verfügbarkeit des C und N und vom C/N-Verhältnis ab. Sie war unabhängig vom Boden und der Kompostmenge. Die Mineralisierungsrate betrug in beiden Komposttypen ca 15% des Gesamt-Kompost-N. Die Mineralisierung in MK erfolgte langsamer als in RMK - Die CO₂-Atmung überwog in der ersten Woche bei MK (weiteres C/N-Verhältnis). In Summe lag die C-Veratmung bei 13-15 % des zugeführten Kompost-C.
SCHLUSS- FOLGERUNGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Die N-Freisetzung ist abhängig von Menge und Löslichkeit der C- und N-Fraktionen im Kompost
THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Durch die Beschreibung von 2 - 3 Löslichkeitsstufen des C- und N-pools und die zugehörigen C/N-Verhältnisse kann die potentielle Mineralisierung des organisch gebundenen Stickstoffs vorausgesagt werden.

AUTOREN	KRANEBITTER, B., INSAM, H.; Inst. F. Mikrobiologie, Univ. Innsbruck
JAHR	1996
TITEL	Schadstoffaustrag aus alpinen Böden nach Düngung mit organischen Reststoffen.
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Untersucht wird die Eignung von Bioabfallkomposten und Klärschlammprodukten zur raschen Wiederbesiedelung gestörter Hochlagenböden. Langsame N-Freisetzung unterstützt die Entwicklung einer standortgerechten Vegetation und schont Grund- und Quellwasser. Inwieweit ruft die Verwendung von Bioabfallkompost und Klärschlammgranulat im Anwendungsfall "Schipiste" bzw. "Böschungsbegrünung" Gefahren hervor und sind die Risiken durch Veredelung der Ausgangsstoffe durch Kompostierung vermindert?
METHODEN	<ul style="list-style-type: none"> - Simulationsversuch mit Böden aus dem Arlberggebiet (Stuben, 1600 m). Mittels Lysimeter wird das Durchbruchverhalten des fraglichen Schadstoffes durch das Bodenprofil untersucht. Wöchentlich werden nach Beregnung mittels Vakuutainer Bodenwasserproben sowie Perkolat von 6 verschiedenen organ. Düngungsvarianten in 6 facher Wiederholung abgesaugt. - Düngergaben wurden auf 200 kg/ha N berechnet, Beregnungsmenge entsprechend den Standortverhältnissen. Es wurde der anorganische N im Bodenwasser und Perkolat bestimmt.
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Im Bodenwasser wurden für Klärschlammgranulat und Bioabfallkompost erhöhte Nitratwerte gefunden, im Perkolat nur für Klärschlammprodukte, sämtliche Kompostvarianten zeigten keine Unterschiede zur Kontrolle, daher kann die Anwendung aus Sicht der Grundwassergefährdung mit Nitrat auch im alpinen Bereich verantwortet werden. Das Risiko der Grundwassergefährdung hängt auch von der ausgetretenen Menge an Perkolat ab. - Die Netto-N-Freisetzung aus den gedüngten Säulen war für Klärschlammgranulat am höchsten, entsprechend einem 20 %igen Stickstoffverlust. Bioabfallkompost und frischer Klärschlammkompost zeigten eine nur gering erhöhte Auswaschungsmenge gegenüber der Kontrolle, ein mit je 1% mit Silikat und Huminsäure angereichertes Klärschlammgranulat zeigt die geringste Auswaschung bei gleichzeitig signifikant erhöhter Pflanzenaufnahme. - Die Schwermetallgehalte waren in keiner Variante gegenüber der Kontrolle erhöht.
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Die Ergebnisse früherer Untersuchungen werden bestätigt, daß in Hinblick auf die Gefährdung des Grundwassers die Anwendung der untersuchten Komposte auch im alpinen Bereich gutgeheißen werden kann. Auf die strenge Einhaltung aller Normen (ÖNORM S 2201 und S 2202) ist zu achten.

3 N – VERLUSTE

AUTOREN	LI, Y.C., STOFFELLA, P.J., ALVA, A.K., CALVERT, D.V., GRAETZ, D.A.; Univ. of Florida, IFAS
JAHR	1997
TITEL	Leaching of Nitrate, Ammonium, and Phosphate From Compost Amended Soil Columns.
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Hohe Ausbringungsraten von Kompost mit hohen N oder P-Gehalten können zu starker Auswaschung von Nitrat, Ammonium und Phosphat ins Grundwasser führen, was an der Ostküste Floridas mit ihren hohen Regenfällen, sandigen Böden und seichten Wasserständen von ernster Bedeutung sein kann.
METHODEN	Fünf Komposte: Zuckerrohrfilterkuchen (ZF), Klärschlamm (KS) und 3 Klärschlamm-Müllkomposte (KSMK 1, 2, 3), jeweils 100 t TM/ha, wurden auf die Oberfläche eines Oldsmar Sandbodens (in Bodensäulen mit 7,5 cm Durchmesser) aufgebracht und während fünf Tagen mit 300 ml deionisiertem Wasser (entspricht 340 mm Beregnung) pro Tag ausgewaschen.
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Mit sinkendem C/N-Verhältnis stieg die maximale NO₃-Auswaschung sowohl im Einzelmessung als auch kummulativ: Maximalwerte: KSMK1 (C/N: 27; N: 1,28%) → 0,6 mg NO₃-N/l KSMK3 (C/N: 20; N: 0,91%) → 57,8 mg NO₃-N/l KSMK2 (C/N: 14; N: 1,62%) → 106,4 mg NO₃-N/l ZF (C/N: 14; N: 2,11%) → 171,2 mg NO₃-N/l KS (C/N: 12; N: 1,68%) → 245,9 mg NO₃-N/l - Die höchste NH₄-N Auswaschung erfolgte bei unreifem Kompost (KSMK1) mit 28 mg/l - Die ausgewaschenen N- und P-Mengen erreichten 3,3 - 15,8 % (N) bzw. 0,2 - 2,8 % (P) des gesamten Gehaltes im Kompost. - Die Auswaschungsspitzen von NO₃-N erfolgten nach der Applikation von nur 300-400 ml Wasser (das entspricht 68 - 91 mm Beregnung).
SCHLUSS- FOLGERUNGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Die Freisetzung des Kompoststickstoffs erfolgt während der ersten Auswaschungsperiode
THESEN	<ul style="list-style-type: none"> - Die Nitratauswaschung sollte bei der Bestimmung der Kompostanwendung und deren Häufigkeit besonders auf Böden, die zur Auswaschung neigen, in Betracht gezogen werden.
NEUE FRAGEN	

AUTOREN	MAYNARD, A.A.
JAHR	1993
TITEL	Nitrate Leaching From Compost-Amended Soils.
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	
METHODEN	Dreijährige Nitratmessung im Grundwasser eines sandigen Terrassenbodens mit hoher Leitfähigkeit, jährliche Zugabe von Pilzkompost (spent mushroom compost SMC) und Hühnermistkompost (chicken manure compost CMC) in der Höhe von 25 und 50 t/a. Der Kompost enthielt alle notwendigen Nährstoffe für eine intensive Gemüseproduktion.
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Die Nitratkonzentrationen im Grundwasser aller kompostgedüngten Standorte blieben während der Versuchsdauer unter 10 ppm, während die der gedüngten Kontrolle nach einem ungewöhnlich feuchtem Frühling 14,7 ppm erreichten. Nach heftigen Regenfällen waren die Kontrollstandorte für Nitratauswaschung anfälliger als die kompostgedüngten. Der Durchschnitt der Kontrolle (4,2 ppm) war gegenüber den kompostgedüngten Standorten signifikant erhöht (Ausnahme: SMC mit 25 t/a, 3,4 ppm). - Die Nitratkonzentrationen im Grundwasser der CMC-Standorte mit 50 t/a erhöhten sich nach 3-jähriger Kompostanwendung auf 9,2 ppm, Bodenanalysen bestätigten einen kumulativen Effekt.
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Kompost mit für die meisten Gemüsearten ausreichendem Nährstoffgehalt kann in drei aufeinanderfolgenden Jahren angewendet werden, ohne eine besondere Kontamination des Grundwassers mit Nitrat zu verursachen. In den folgenden Jahren scheint wegen des kumulativen Effekts eine Anwendung geringerer Mengen zur Senkung der Auswaschung angeraten, was besonders für den stickstoffreichen Hühnermistkompost gilt.

AUTOREN	MAYNARD, A.A., Dept. for soil and water, Connect. Agr. Exp. Station
JAHR	1994
TITEL	Effect of annual amendments of compost on nitrate leaching in nursery stock
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	
METHODEN	<p>56, 112 t/ha FM (eingearbeitet) und 224 t/ha FM (als Mulch) (entsprechend 25, 50 und 100 t TM) MSW-Kompost (1:1 Klärschlamm/Müllkompost) wurden auf sandigem Lehm mit geringer Wasserspeichervermögen als Erosionsschutzmaßnahme (Baumschule) eingebracht.</p> <p>Die mit dem Kompost ausgebrachten N-Mengen betragen 328, 655, resp. 1310 kg/ha</p> <p>Die Kontrollparzellen blieben ungedüngt.</p> <p>In Lysimeter wurden installiert und das Sickerwasser kontinuierlich über 18 Monate auf NO₃-N analysiert.</p>
ERGEBNISSE	<p>– Die Nitratkonzentrationen im Grundwasser aller kompostgedüngten Standorte blieben während der Versuchsdauer unter 10 ppm. Die Kompostvarianten unterschieden sich nicht voneinander. Die Mittelwerte betragen:</p> <p><u>Kontrolle:</u> 2,1 ppm NO₃; <u>25 t/ha:</u> 2,2 ppm NO₃; <u>50 t/ha:</u> 3,0 ppm NO₃; <u>100 t/ha:</u> 3,1 ppm NO₃</p>
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<p>– Während eines Beobachtungszeitraumes von 18 Monaten nach Aufbringung von 100 t 1:1 Müll-Klärschlammkompost auf sandigem Lehm konnten keine Unterschiede in der Nitratauswaschung in das Grundwasser zur Kontrolle resp. zu geringeren Aufwandsmengen festgestellt werden.</p>

AUTOREN	INSAM, H.; MERSCHAK, P. (Abteilung f. Mikrobiologie, Univ. Innsbruck)
JAHR	1997
TITEL	Nitrogen leaching from forest soil cores after amending organic recycling products and fertilizers.
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Viele alpine Wälder sind durch extensive Holznutzung und Beweidung an Nährstoffen verarmt. Beim Einsatz von Düngemitteln kann die Auswaschung von Nitrat in das Grundwasser Probleme bereiten. Langsam wirkende Dünger können dieses Problem vermeiden, während sie den Gehalt an Ca, Mg, K und P verbessern.
METHODEN	<p>Bodenproben zweier Waldböden der nördlichen Kalkalpen wurden im Labor mit organischen Düngemitteln gedüngt, um deren Auswirkungen auf die Vorgänge der Nitrat- und Ammoniumfreisetzung zu untersuchen.</p> <p>Die entsprechend 300 kg/ha N angereicherten sowie die Kontrollproben wurden bei 15 °C 29 Wochen lang inkubiert. Bodenwasser (bis 5 cm unter der Bodenoberfläche) und Sickerwasser wurden regelmäßig auf Nitrat und Ammonium analysiert. Am Ende der Inkubationszeit wurde die Bodenatmung (CO₂-Abgabe während 15 Stunden) bestimmt, nach Hinzufügen von Glucose die mikrobielle Biomasse C (C_{mic}) (Anderson und Domsch, 1978; Heinemeyer et al. 1989) sowie die N-Mineralisation (modifiziert nach Beck, 1983).</p>
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Diejenigen der organischen Düngemittel, die einen Kompostierungsprozess durchlaufen hatten (Kompost von organischen Abfall, Rinden- und Klärschlammkompost, Sägemehl- und Klärschlammkompost, Biovin® und Biosol®) verursachten nur einen schwachen Anstieg der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen in Grundwasser und Sickerwasser. - Andere, wie unkompostierte Klärschlammprodukte (Primafert® und Klärschlamm+Schiefer) hatten erhöhte Nitratkonzentrationen (bis zu 150mg Nitrat-N/l) zur Folge. Die Düngung mit stickstoffreichen Produkten (Biosol®, Primafert®, Klärschlamm und Schiefer) bewirkten einen signifikanten Rückgang in der mikrobiellen Biomasse und in der Atemtätigkeit nach der 6-monatigen Inkubationszeit, während die anderen organischen Düngemittel darauf keinen Einfluß hatten.
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Die unter den hier hergestellten Bedingungen des "höchsten Risikos" gefundenen Ergebnisse lassen annehmen, daß schnellwirkende mineralische Düngemittel zu Problemen führen könnten. Langsamwirkende Dünger wie eine Mischung aus Harnstoff-Formaldehyd mit Apatit und Biotit erwiesen sich schon früher als unproblematisch. Die größten Probleme unter allen organischen Produkten sind bei einer Mischung aus Klärschlamm+Schiefer sowie, in geringerem Ausmaß, bei Primafert® aufgetreten. - Die Ergebnisse zeigen, daß die Kompostierung von Klärschlamm und anderen biogenen Abfällen vor deren Ausbringung die Risiken einer Grundwasserkontamination reduzieren.

AUTOREN	JAKOBSEN, S.T.
JAHR	1996
TITEL	Leaching of nutrients from pots with and without applied compost
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	<p>Problematik N-Mineralisation nach der Ernte und erhöhtes Risiko der Nitratauswaschung: Topfversuch mit Bestimmung der Ionenkonzentrationen im Sickerwasser: Nitrat, Ammonium, Phosphat, Kalium, Natrium, Chlorid.</p> <p>=> Nährstoffbilanzen errechnet und Risiko der Nährstoffauswaschung bei Kompostausbringung im Vergleich zu Mineraldüngung bestimmt</p>
METHODEN	<p>8 Jahre dauernder Freiland-Topf-Versuch (BxTxH: 40x60x40cm), 40 Töpfe mit verschiedenen Komposten, 8 Töpfe ohne Kompost mit Mineraldünger:</p> <p>6 Jahre wird Kompost aufgebracht, im 7. Jahr werden geringe Mengen an Dünger zu allen Töpfen gegeben und das Sickerwasser über Winter 9x gesammelt und analysiert. Im Sommer des 8. Jahres wird Kompost ohne und mit unterschiedlichen Mengen an Ammonium-Nitrat zu den Töpfen gegeben; die 8 Töpfe ohne Kompost werden gedüngt. Die Gerste wird geerntet und analysiert. Über Winter wird wiederum das Sickerwasser 10x gesammelt und analysiert</p>
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Durch die Anwendung von ausreichenden Mengen an Kompost wird die Pflanzernahrung mit Phosphor sichergestellt, der Boden-pH auf einem hohen Niveau gehalten, der Wert für die Kationen-Austauschkapazität beibehalten und die physikalischen Bodenbedingungen verbessert. - Weniger als 15 % des organisch gebundenen Stickstoff in Kompost wurde von den Pflanzen aufgenommen im Vergleich zu der N-Ausnutzung von Ammonium-Nitrat. - In Töpfen mit Kompost-Anwendung war die Stickstoff-Konzentration im Korn (Gerste) niedriger und die P-Konzentration höher als in Töpfen ohne Kompost. - 1 Monat nach der Ausbringung von Kompost war die Nitrat-Auswaschung sehr reduziert. Im Verlauf des folgenden Winters war die Nitrat-Auswaschung aus Töpfen mit Kompost durch die Mineralisierung von Kompost im Boden etwas höher. - Ammonium und Kalium werden nur in geringem Umfang ausgewaschen, Natrium und Chlorid werden leicht ausgewaschen, Calcium ist das dominierende austauschbare Kation und dominiert im Sickerwasser
SCHLUSS-FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Der Nährstoffwert des organisch gebundenen N in Kompost ist niedrig im Vergleich zu löslichem Stickstoff-Dünger. Weniger als 15 % des organisch gebundenen Stickstoff in Kompost wurden von den Pflanzen aufgenommen im Vergleich zu der N-Ausnutzung von Ammonium-Nitrat. - Aufgrund der biologischen Nitrat- und Calcium-Fixierung durch Mikroorganismen in den Kompost-behandelten Töpfen war die N-Konzentration im Korn niedriger als in Töpfen ohne Kompost.

4 WIRTSCHAFTSDÜNGER

AUTOREN	SCHECHTNER, G. (Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, Gumpenstein)
JAHR	1992
TITEL	Pflanzenbauliche Bewertung des Wirtschaftsdüngerstickstoffs.
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Zusammenfassung des gegenwärtigen Wissensstandes über die Wirkung des Wirtschaftsdüngerstickstoffes, um einen wirtschaftlichen und umweltfreundlichen Einsatz zu erreichen.
METHODEN	Beurteilungsgrundlagen: Die Wirksamkeit des Wirtschaftsdüngerstickstoffs wird in Prozenten von der Wirksamkeit des mineralischen Stickstoffs - in Form von Kalkammonsalpeter (100 % Wirksamkeit) - ausgedrückt. Sie ist im allgemeinen wesentlich geringer. (Höhere Verlustanfälligkeit: Ammoniakverdunstung, Auswaschung zwischen Herbst und Frühjahr, Mineralisation des organische gebundenen Stickstoffs und Nitrifikation des Ammoniumstickstoffs). Organisch gebundener Stickstoff wirkt wesentlich langsamer als mineralischer, aber viel nachhaltiger.
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Wirkungswerte und -daten: - 1. Direktwirkung (unmittelbare Wirkung): jener Anteil des Wirtschaftsdüngerstickstoffes, der bei der gedüngten Kultur bzw. bei dem gedüngten Grünlandaufwuchs dieselbe Wirksamkeit entfaltet wie vergleichbare Mengen an mineralischem Stickstoff in Form von Kalkammonsalpeter. Wird in % im Vergleich zum Mineralstickstoff ausgedrückt und schwankt je nach Düngerart, gedüngte Feldfrucht, Zeitpunkt der Düngung und Einarbeitung beträchtlich (Z.B.Hackfrüchte vor dem Frühjahrsanbau: Stallmist 45 %, Jauche 70 % Gülle 60 %). - 2. Erstjahres-Nachwirkungen (kurzfristige Nachwirkungen): Stickstoff-Nachwirkungen innerhalb eines Jahres nach der Anwendung des Wirtschaftsdünger. Ist umso stärker, je größer die menge an organisch gebundenem Stickstoff ist und je länger die Nachwirkungsperiode dauert. (z.B. Grünland in Prozentpunkten bzw. kg N je 100 kg Gesamt-N: Stallmist: 15%, Gülle: 10%, Jauche: 5%) - 3. Jahreswirkung: Stickstoffwirkung innerhalb eines Jahres nach Anwendung der Wirtschaftsdünger (Direktwirkung und etwaige Erstjahres-Nachwirkungen). Vor allem im Grünland von Interesse. - 4. Zweitjahreswirkung (mittelfristige Nachwirkung): Die Stickstoff-Nachwirkung im zweiten Jahr nach Anwendung der Wirtschaftsdünger. Entspricht etwa 30 % der "längerfristigen Nachwirkungen". - 5. Langfristige Nachwirkungen: Summe der Stickstoffnachwirkungen ab dem zweiten Jahr nach Anwendung der Wirtschaftsdünger (Summe der "längerfristigen Nachwirkungen" nach Abzug der "Zweitjahreswirkung"). - 6. Längerfristige Nachwirkungen: Summe der Stickstoffnachwirkungen ab dem ersten Jahr nach Anwendung der Wirtschaftsdünger (Summe der mittel- und langfristigen Nachwirkungen des Wirtschaftsdüngerstickstoffes). - 7. Gesamtwirkung ("feldfallender" Wirtschaftsdüngerstickstoff): Jener Anteil des Wirtschaftsdüngerstickstoffes, der insgesamt dieselbe Wirksamkeit entfaltet wie gleich große Mengen an mineralischem Stickstoff in Form von Kalkammonsalpeter, oder: Direktwirkung des Wirtschaftsdüngerstickstoffs plus Summe aller Nachwirkungen. Wichtig für die finanzielle Beurteilung.
SCHLUSS- FOLGERUNGEN	- Nachwirkungen der Wirtschaftsdünger sind zu berücksichtigen und in der Düngplanung gesondert in Rechnung zu stellen. Um die differenzierte Berechnung der Stickstoffversorgung landwirtschaftlicher Kulturen zu erleichtern, sind einige Formeln zusammengestellt (Formel A,B,C,D).
THESEN	
NEUE FRAGEN	- Um die Zielgenauigkeit der Stickstoffdüngung zu verbessern, sollen die Nachwirkungen des Wirtschaftsdüngerstickstoffes in der Düngplanung differenzierter als bisher berücksichtigt werden, was besonders bei wechselhafter Wirtschaftsdüngeranwendung zu beachten ist.

AUTOREN	DÖHLER, H., SCHULTHEISS, U.; KTBL-Arbeitspapier
JAHR	1994
TITEL	Grundwasserschonender Einsatz von Wirtschaftsdüngern
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Ursachen für potentielle Nitratbelastungen bei Wirtschaftsdüngerausbringung und Möglichkeiten zu einer grundwasserschonenden Wirtschaftsdüngerverwertung
METHODEN	Theoretische (Literaturdaten) Berechnung der N-Verfügbarkeit und N-Ausnutzung von Schweinegülle, Rindergülle, und Festmist im Anwendungsjahr und in den folgenden Jahren; Berücksichtigung der Ammoniak-Verluste und der organischen Bindung des N
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Abschätzung des im Anwendungsjahr pflanzenverfügbaren N: - Rindergülle (4 kg Nges./t): 50% organisch geb. N, 50% NH₄-N; Ammoniak-Verluste: 40 % des NH₄-N; im Anwendungsjahr wirksamer org. geb. N.: 10 % insg. pflanzenverfügbarer N im Anwendungsjahr in % des ausgebrachten Nges.: 35 % - Schweinegülle (6 kg Nges./t): 31% organisch geb. N, 69% NH₄-N; Ammoniak-Verluste: 15 % des NH₄-N; im Anwendungsjahr wirksamer org. geb. N.: 10 % insg. pflanzenverfügbarer N im Anwendungsjahr in % des ausgebrachten Nges.: 61 % - Festmist (Rinder:-5, Schweine:- 7 kgN/t): 90% organisch geb. N, 10% NH₄-N; Ammoniak-Verluste: 40 % des NH₄-N; im Anwendungsjahr wirksamer org. geb. N.: 15 % insg. pflanzenverfügbarer N im Anwendungsjahr in % des ausgebrachten Nges.: 20 % - Abbaurate des org. geb. N: <u>Gülle:</u> 1. Anwendungsjahr 10-15%, des Norg mineralisiert, im zweiten Jahr: 5%, in den folgenden Jahren: 2-5% des insgesamt ausgebrachten Nges (nach AMBERGER et al., 1983: Pflanzenversuche) => "Halbwertszeit": 15-25 Jahre. Nach langjähriger Anwendung von Wirtschaftsdüngern: Gleichgewicht zwischen von Zufuhr und Abbau an organ. Substanz bei höherem Stickstoffvorrat im Boden: nach 15 Jahren jährl. 20 m³ Rindergülle/ha (=1 GVE): Zunahme des Bodenvorrates von 500 kg N/ha. <u>Festmist:</u> 1. Anwendungsjahr 15%, des Norg mineralisiert, Folgejahre: 6-10 % des insg. ausgebrachten Nges. → N-Ausnutzung bei Festmist nähert sich mittel- bis langfristig an die von optimal gehandhabter Gülle an.
SCHLUSS- FOLGERUNGEN	- Stoffliche Eigenschaften der Wirtschaftsdünger erschweren die Kalkulierbarkeit der N-Verfügbarkeit. Hierbei spielen die Mineralisierung des organisch gebundenen N, die Ammoniakverluste und die Immobilisierung eine entscheidende Rolle.
THESEN	- Schweinegülle: im Anwendungsjahr hohe Ausnutzungsraten von Stickstoff von über 60 % (wegen um die Hälfte bis zwei Drittel geringeren Ammoniakverlusten)
NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Rindergülle: im Anwendungsjahr Ausnutzungsraten von Stickstoff von etwa 50 % - Stallmist: im Anwendungsjahr Ausnutzungsraten von Stickstoff von etwa 25 % - Zur Verbesserung der Nährstoffwirkung und -kalkulierbarkeit sollte zur organ. Düngung eine mineralische Ergänzungsdüngung in der Höhe von etwa einem Viertel bis zu einem Drittel des Gesamtstickstoffbedarfs verabreicht werden. - Bei Beachtung der "Regeln der guten fachlichen Praxis" ist eine grundwasserschonende Anwendung von Wirtschaftsdüngern möglich.

AUTOREN	SAUERBECK, D.; Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode (FAL)																																		
JAHR	1992																																		
TITEL	Umwelt- und pflanzenverträglicher Einsatz von Gülle und Stallmist																																		
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Problematik der Nährstoffe in Wirtschaftsdüngern: Entstehung, Zusammensetzung, zeitlicher Anfall von Wirtschaftsdüngern, mengen- und zeitgerechter Einsatz von Wirtschaftsdüngern																																		
METHODEN	Angaben aus der Literatur																																		
ERGEBNISSE	<p>Stickstoff-Fractionen verschiedener Verfügbarkeit in organischen Düngern: Angaben in % des Gesamtstickstoffs (nach SLUIJSMANS & KOLENBRANDER, 1977)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2"></th> <th colspan="2">Mineralischer N</th> <th colspan="2">Organischer N</th> </tr> <tr> <th>sofort</th> <th>rasch</th> <th>langsam</th> <th></th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Festmist</td> <td>10</td> <td>46</td> <td>44</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Rindergülle</td> <td>50</td> <td>25</td> <td>25</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Schweinegülle</td> <td>51</td> <td>34</td> <td>15</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Hühnergülle</td> <td>54</td> <td>32</td> <td>14</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Jauche</td> <td>94</td> <td>3</td> <td>3</td> <td></td> </tr> </tbody> </table> <p>Nach 10 jähriger Gülledüngung konnte der Nges.-Gehalt einer Löss-Parabraunerde um fast 3.000 kg N/ha (0-90 cm Tiefe) vermehrt werden (nach MARSCHNER, 1989).</p>		Mineralischer N		Organischer N		sofort	rasch	langsam		Festmist	10	46	44		Rindergülle	50	25	25		Schweinegülle	51	34	15		Hühnergülle	54	32	14		Jauche	94	3	3	
	Mineralischer N		Organischer N																																
	sofort	rasch	langsam																																
Festmist	10	46	44																																
Rindergülle	50	25	25																																
Schweinegülle	51	34	15																																
Hühnergülle	54	32	14																																
Jauche	94	3	3																																
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<p>Die Erhöhung des N-gesamt-Pools im Boden nach regelmäßiger, langjähriger organischer Düngung führt dazu, daß man auch die mineralisierungsbedingte Nachlieferung aus dem Bodenvorrat bei der aktuellen Düngergabe berücksichtigen muß, was jedoch nicht ganz einfach ist und deshalb in der Praxis recht häufig nicht oder nicht in dem eigentlich angemessenen Umfang geschieht. Bei langjähriger Anwendung von Gülle ist jedenfalls nach den Versuchsergebnissen von TITULAER (1991, mehrjährige Feldversuche mit Gülle im Ackerbau) durchaus mit einer Nachlieferung von 70 bis 140 kg N/ha und Jahr aus der im Boden angehäuften, nur allmählich der weiteren Mineralisierung unterliegenden organischen Stickstoff-Fraktion zu rechnen.</p> <p>Um dieser Problematik gerecht zu werden und die umweltbelastenden Nährstoffverluste aus Wirtschaftsdüngern auf ein Mindestmaß zu beschränken, müssen künftig auch Wirtschaftsdünger stärker "bilanzorientiert" eingesetzt werden, eine befriedigende Ausnutzung der darin enthaltenen Nährstoffe ist nur dann zu gewährleisten, wenn sich deren Bemessung an dem tatsächlichen Nährstoffentzug der Kulturpflanzen orientiert.</p>																																		

AUTOREN	CHENEY, D., NICOLARDOT, B., GODEN, B. & PENNINGCKX, M.; Laboratoire de Microbiologie des Sols, Dijon (France) & Université Libre de Bruxelles, Belgium.
JAHR	1994
TITEL	Mineralization of composted ¹⁵N-labelled farmyard manure during soil incubations
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Untersuchung der C- und N-Mineralisation von kompostiertem Wirtschaftsdünger bei Boden-Inkubation. Der Kompost wurde mit ¹⁵ N markiert, um die Stickstoffnachlieferung in zwei Belgischen Böden, die jahrelang biologisch bewirtschaftet wurden, zu messen.
METHODEN	Zwei schluffige Böden von seit 20 Jahren biologisch bewirtschafteten Feldern: 0-20 cm Bodenschicht ¹⁵ N markierter Rindermistkompost Input von 7,3 g TM/kg Boden-TM (entspricht 6 Tonnen Frischkompost/ha) Inkubation bei 28°C => Mineralisierung von C (freigesetztes CO ₂) und N (Nitrat, Nitrat und Ammonium) wurde bestimmt
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Zwischen 25% und 34% des Kompost-N wurde in einem Jahr mineralisiert - Zwischen 24% und 35% des Kompost-C wurde in einem Jahr mineralisiert. Nach einem Jahr Inkubation bei 28°C waren rund 95% der labilen N-Fraktion mineralisiert- - Es traten keine Immobilisierungsprozesse auf (die C- und N-Verfügbarkeit ist geringer bei kompostiertem Mist als bei Frischmist).
SCHLUSS- FOLGERUNGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Rund 1/3 des Kompost-C und Kompost-N kann als verfügbar betrachtet werden. - Faktoren, die die N-Mineralisierung beeinflussen: Typ und Alter des Viehs, Art der Einstreu, Bedingungen der Mistlagerung, Dauer, Methode und Zustand der Kompostierung (Feuchtigkeit, Belüftung), sowie Bodentyp und Klimafaktoren. Die Autoren schließen daraus, daß in situ-Experimente mit markiertem ¹⁵N notwendig sind, um ihren Beitrag zur Pflanzenernährung und zu möglichen N-Verlusten durch Auswaschung abschätzen zu können.
THESEN	
NEUE FRAGEN	

5 GARTEN- UND LANDSCHAFTSBAU

AUTOREN	DELSCHEN, T.; KÖNIG, W. LEUCHS, W. & BANNICK, C. (Umweltbundesamt Berlin)
JAHR	1996
TITEL	Begrenzung von Nährstoffeinträgen bei der Anwendung von Bioabfällen in Landschaftsbau und Rekultivierung
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Einmalige Gaben von Klärschlamm und Biokompost im Landschaftsbau, bei der Anlage von Sport- und Golfplätzen, Rekultivierung von Abgrabungen, Halden, Deponien => Begrenzung durch Zufuhr an Nährstoffen (N, P, K, Mg), nicht Schadstoffen.
METHODEN	Theoretische Abhandlung: Faktoren, die bei einmaligen hohen Gaben berücksichtigt werden müssen
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Die Höhe des im ersten Jahr pflanzenverfügbaren N (=mineralischer N (NH₄-N + NO₃-N)) + ein Teil des organischen N, der kurzfristig durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden mineralisiert wird) hängt u.a. von der Art und den Eigenschaften der im Abfall enthaltenen organischen Substanz, aber auch von Standortfaktoren (z.B. Bodenart, Witterungsverlauf) ab. - maximal zulässige Frachten an verfügbarem Stickstoff bei einmaliger Anwendung biologisch abbaubarer Abfälle im Bereich Landschaftsbau/Rekultivierung (kg N/ha): (in Abhängigkeit vom standörtlichen Verlagerungsrisiko (Parameter: Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bei Feldkapazität im effektiven Wurzelraum)): Strapazierrasen, Zierrasen: 130-27 kg N/ha Gebrauchsrasen, Rosenbeete: 70-130 kg N/ha Landschaftsrasen, Staudenbeete, Gehölzflächen: 30-70 kg N/ha Landschaftsgehölze, Begrünung von Landschaftsbauwerken, Schaffung nährstoffarmer Standorte: 0-50 kg N/ha Landwirtschaftliche Rekultivierung: 120-220 kg N/ha Forstliche Rekultivierung: 3-70 kg N/ha - Fertigkomposte aus Bioabfall: im ersten Jahr nach ihrer Anwendung sind 15% des Gesamtstickstoffgehaltes (rund 1,1% in der TM) als verfügbar anzurechnen (Verweis auf FRICKE et al. (1991, 1992): 5-15%). - Im Vergleich zu anderen organ. Düngemitteln (z.B. Gülle, Klärschlamm) ist der organ. gebundene N in Biokomposten nur in geringem Maß mikrobiell freisetzbar, da Stickstoff während des Kompostierungsprozesses in komplexe, gegen mikrobiellen Abbau im Boden vergleichsweise resistente organische Verbindungen eingebaut wird.
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Der Anteil des organischen Stickstoffs, der im Jahr nach der Ausbringung im Boden mineralisiert wird (N_{verfügbar}) liegt zwischen 5-15% des Gesamtstickstoff (N_t). Es wurden 15% angenommen. - Maximal zulässige Aufbringungsmengen bei einmaliger Anwendung von Fertigkomposten aus Bioabfall im Bereich Landschaftsbau/Rekultivierung, bei deren Einhaltung ohne Einzelnachweis von einer umweltverträglichen Nährstoffzufuhr auszugehen ist: Strapazierrasen, Zierrasen: 65 t TM/ha Gebrauchsrasen, Rosenbeete: 30 t TM/ha Landschaftsrasen, Staudenbeete, Gehölzflächen: 20 t TM/ha Landschaftsgehölze, Begrünung von Landschaftsbauwerken, Schaffung nährstoffarmer Standorte: 5 t TM/ha Landwirtschaftliche Rekultivierung: 65 t TM/ha Forstliche Rekultivierung: 20 t TM/ha

AUTOREN	JAUCH, M. & FISCHER, P.																																		
JAHR	1994																																		
TITEL	Kompost richtig dosiert																																		
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Einsatz von Grüngut- und Bioabfallkomposten im Garten- und Landschaftsbau, Aufwandsmengen ohne Grundwassergefährdung und Qualitätseinbußen																																		
METHODEN	Überblick über Ergebnisse von Versuchen des Instituts für Bodenkunde der Fachhochschule Freising-Weihenstephan in den Jahren 1988 bis 1993																																		
ERGEBNISSE	<p>Anwendungsempfehlungen für Kompostgaben, mit denen die Nährstoff- und Salzzufuhr in einem für die Pflanzen nützlichen beziehungsweise verträglichen Bereich liegt und eine Nährstoffanreicherung im Boden oder ein übermäßiger Nährstoffaustrag vermieden wird:</p> <p>Einsatzbereich Aufwandsmenge</p> <table border="0" style="width: 100%;"> <thead> <tr> <th></th> <th style="text-align: center;">salz- und nährstoff- armer Kompost (< 4 g Salz/l)</th> <th style="text-align: center;">salz- und nährstoff- reicher Kompost (4-8 g Salz/l)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Substrate:</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Lärmschutzwände, Rasengittersteine, Pflanzgefäße, Intensive Dachbegrünungen</td> <td style="text-align: center;">bis zu 30 Vol.%</td> <td style="text-align: center;">bis zu 15 Vol.%</td> </tr> <tr> <td>Pflanzlochgabe</td> <td style="text-align: center;">bis zu 30 Vol.%</td> <td style="text-align: center;">bis zu 15 Vol.%</td> </tr> <tr> <td>Bodenpflege und Düngung (jährl. Gabe):</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Rasen</td> <td style="text-align: center;">15-35 m³/ha</td> <td style="text-align: center;">10-25 m³/ha</td> </tr> <tr> <td>Stauden</td> <td style="text-align: center;">20-30 m³/ha</td> <td style="text-align: center;">10-20 m³/ha</td> </tr> <tr> <td>Gehölze</td> <td style="text-align: center;">10 m³/ha</td> <td style="text-align: center;">5 m³/ha</td> </tr> <tr> <td>Bodenverbesserung (einmalige Gabe):</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Rekultivierung</td> <td style="text-align: center;">bis zu 500 m³/ha</td> <td style="text-align: center;">bis zu 300 m³/ha</td> </tr> <tr> <td>Pflanzflächen</td> <td style="text-align: center;">300-400 m³/ha</td> <td style="text-align: center;">200-300 m³/ha</td> </tr> </tbody> </table>			salz- und nährstoff- armer Kompost (< 4 g Salz/l)	salz- und nährstoff- reicher Kompost (4-8 g Salz/l)	Substrate:			Lärmschutzwände, Rasengittersteine, Pflanzgefäße, Intensive Dachbegrünungen	bis zu 30 Vol.%	bis zu 15 Vol.%	Pflanzlochgabe	bis zu 30 Vol.%	bis zu 15 Vol.%	Bodenpflege und Düngung (jährl. Gabe):			Rasen	15-35 m ³ /ha	10-25 m ³ /ha	Stauden	20-30 m ³ /ha	10-20 m ³ /ha	Gehölze	10 m ³ /ha	5 m ³ /ha	Bodenverbesserung (einmalige Gabe):			Rekultivierung	bis zu 500 m ³ /ha	bis zu 300 m ³ /ha	Pflanzflächen	300-400 m ³ /ha	200-300 m ³ /ha
	salz- und nährstoff- armer Kompost (< 4 g Salz/l)	salz- und nährstoff- reicher Kompost (4-8 g Salz/l)																																	
Substrate:																																			
Lärmschutzwände, Rasengittersteine, Pflanzgefäße, Intensive Dachbegrünungen	bis zu 30 Vol.%	bis zu 15 Vol.%																																	
Pflanzlochgabe	bis zu 30 Vol.%	bis zu 15 Vol.%																																	
Bodenpflege und Düngung (jährl. Gabe):																																			
Rasen	15-35 m ³ /ha	10-25 m ³ /ha																																	
Stauden	20-30 m ³ /ha	10-20 m ³ /ha																																	
Gehölze	10 m ³ /ha	5 m ³ /ha																																	
Bodenverbesserung (einmalige Gabe):																																			
Rekultivierung	bis zu 500 m ³ /ha	bis zu 300 m ³ /ha																																	
Pflanzflächen	300-400 m ³ /ha	200-300 m ³ /ha																																	
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Komposte müssen den Gütebestimmungen der Bundesgütegemeinschaft Kompost entsprechen; - Kompost nicht zu kalkfliehenden Pflanzen geben; - Kompostgaben möglichst nur während der Vegetationsperiode; - hohe Kompostgaben möglichst nur, wenn sofortige Begrünung sichergestellt ist; - die meist relativ geringe Stickstoffwirkung von Kompost kann eine ergänzende Stickstoffgabe nötig machen; - zusätzliche Düngung bzw. Kalkung sind bei den angegebenen Kompostmengen nicht sinnvoll; - bei der Bodenverbesserung und vor allem im Substratbereich möglichst nur reife Komposte verwenden; - bei schweren Böden Kompost nicht tiefer als 20 cm einarbeiten, bei leichten Böden nicht tiefer als 30 cm. 																																		

6 ANALYTISCHE METHODEN ZUR ABSCHÄTZUNG DER N-NACHLIEFERUNG BEI KOMPOSTANWENDUNG

AUTOREN	EBERTSEDER, T., GUTSER, R., CLAASSEN, N.; Lehrstuhl f. Pflanzenernährung, TU München
JAHR	1994
TITEL	Parameter zur Abschätzung der Wirkung von Bioabfallkomposten auf das Pflanzenwachstum.
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Für den gezielten Einsatz von Bioabfallkomposten in der Landwirtschaft ist eine Abschätzung ihrer kurzfristigen N-Wirkung (Mineralisation, Immobilisation) notwendig. Die übliche Kompostuntersuchung, wie sie z.B. das "Gütezeichen Kompost" fordert (RAL-GZ 251) enthält keine geeigneten Parameter. Daher wurde eine einfache chemische Methode gesucht, die eine Beurteilung der N-Wirkung unabhängig von Ausgangsmaterial und Rottebedingungen erlaubt.
METHODEN	<p>Gefäßversuche: in zwei Gefäßversuchen wurde die N-Wirkung stark unterschiedlicher Bioabfallkomposte ermittelt: Mitscherlich-Gefäße, Boden: uL, pH 6,1; 6,0 kg Boden/Gefäß, keine mineralische Ergänzungsdüngung; Pflanzen: Grünhafer, Weidelgras, einmal 40 resp. 41 verschiedene Komposte.</p> <p>Feldversuche: 2 Feldversuche mit Silomais; 7 Bioabfallkomposte, Düngung: 510 kg N_t als Kompost/ha, keine mineral. Ergänzungsdüngung, Kompostausbringung: vor Saat, Einarbeitung: 5-8 cm.</p> <p>Kompostanalysen: Rottegrad (T_{max}), N_t, C_t, N_{min}, C_{sulfacet.}, Leicht lösliche C- und N-Fractionen: H₂O-Extrakt, K₂SO₄-Extrakt.</p>
ERGEBNISSE	– Zur Beurteilung der N-Wirkung der Komposte dienen die N-Entzüge der Pflanzen . Das C/N-Verhältnis des K₂SO₄-Extraktes korrelierte in allen Versuchen gut mit der N-Wirkung ($r = -0,75$). Die enge Beziehung bestand im Gegensatz zu anderen Parametern selbst bei Verwendung sehr unterschiedlicher Komposte (Ausgangsmaterial, Rottebedingungen).
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<p>– Das C/N-Verhältnis des K₂SO₄-Extraktes ist somit ein geeigneter Parameter zur Beurteilung der Kompostqualität, d.h. der N-Wirkung der Komposte im Anwendungsjahr.</p> <p>– Komposte mit C/N_{K₂SO₄} < 5 führen zu einer zunehmenden Nettomineralisation im Boden, während beim Einsatz von Komposten mit C/N_{K₂SO₄} > 5 die Gefahr einer N-Immobilisation besteht.</p>

AUTOREN	POPP, L., EBERTSEDER, T., GUTSER, R., FISCHER, P., CLAASSEN, N. TU München, Lehrstuhl f. Pflanzenernährung; Uni Göttingen
JAHR	1996
TITEL	Prognose der kurzfristigen N-Wirkung von Komposten durch Kombination chemischer und biologischer Parameter.
LANGTITEL FRAGE-STELLUNG	
METHODEN	<p>Komposte: über 90 Komposte aus bayerischen Praxisanlagen und aus Modellversuchen (Helm, 1995).</p> <p>Gefäßversuche: 3 Versuche in Mitscherlichgefäßen, schluffiger Lehm, pH 6,1; 1,2 g Kompost-Gesamt-N/6 kg Boden, keine Ergänzungsdüngung, Grünhafer.</p> <p>Chemische Parameter: C_t/N_t; $C/N_{K_2SO_4}$; N_{min}; N_{org}</p> <p>Biologische Parameter: T_{max}; $A_{i_{max}}$ (Atmungsintensität); Eh_{5h} (Redoxpotentialabnahme nach 5stündiger anaerober Bebrütung); pH_{5h} (pH-Abnahme nach 5stündiger anaerober Bebrütung); DMSO (Dimethylsulfoxidreduktion modifiziert nach Alef (1991)).</p>
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Mit C_t/N_t, T_{max}, $A_{i_{max}}$, und pH_{5h} läßt sich der Rottefortschritt von Komposten gut dokumentieren. Mit C_t/N_t; $C/N_{K_2SO_4}$ und pH_{5h} kann außerdem die N- und Ertragswirkung von Komposten gut prognostiziert werden. Die Prognose wird deutlich verbessert durch die Kombination mehrerer chemischer und biologischer Parameter, wobei dazu für Fertigungskomposte allein die Verwendung von $C/N_{K_2SO_4}$ und N_{min} ausreichend genaue Ergebnisse liefert. - Zur Identifikation von Fertigungskomposten kann der mehrere Tage dauernde Selbst-erhitzungstest durch die Messung der pH-Abnahme nach 5stündiger anaerober Bebrütung ersetzt werden.
SCHLUSS- FOLGERUNGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Wesentliche Mindererträge sind mit hoher Wahrscheinlichkeit auszuschließen, wenn $C_t/N_t < 15$, $C/N_{K_2SO_4} < 4$ und $pH_{5h} > 7,4$.
THESEN	
NEUE FRAGEN	

AUTOREN	BERNER, A., WULLSCHLEGER, J., ALFÖLDI, T.
JAHR	1995
TITEL	Abschätzung der N-Mineralisierung von Grünabfallkomposten mit einfachen und raschen Methoden.
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Richtiger Reifezustand und N-Mineralisierung sind bei der Anwendung von Grünabfallkomposten kritische Punkte. Einfache und rasche, chemische und biologische Methoden werden mit Standardmethoden verglichen.
METHODEN	Probematerial: 38 Grünabfallkomposte des Kantons Aargau, erhobene Parameter: M_{\min} Brutversuch, N-Mineralisierung, C-Gehalt, N_{kj} , $C_{lös}$, N_{tot} lös, N_{org} lös, Atmung, Ammonium- und Nitratgehalt, NH_4 -Gehalt, Kressetests (offen bei 100% und 50% Kompost, auf 100% Kompost in geschlossenen Gefäßen), Wassergehalt W_{40° , Absorption von frischen Wasserextrakten, Absorption von Extrakten von gelagerten Kompost/Wasseraufschlämmungen, Absorption von frischen EDTA-Extrakten, Mientemperatur in 20 cm Tiefe.
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Im N_{\min} Brutversuch wurde festgestellt, daß die Grünabfallkomposte eine geringe N-Menge freisetzen. 50% der Kompost immobilisierten Stickstoff, 13% würden im Feld zu Stickstoffsperrern führen. - Die höchsten Korrelationen zum N_{\min} Brutversuch weisen Atmung, C und W_{40° mit r^2 Werten zwischen 0.38 und 0.45 auf. Keine der Methoden wies für sich alleine genügend hohe Korrelationen auf, um als Ersatz für den Brutversuch zu dienen.
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - Das N-Freisetzungsvermögen der Komposte muß vor ihrem Einsatz besser eingeschätzt werden. - Keine der Methoden wies für sich alleine genügend hohe Korrelationen auf, um als Ersatz für den Brutversuch zu dienen. - Die Aussagesicherheit erhöht sich durch die Kombination mehrerer Kenngrößen deutlich. - Bei multiplen Korrelationen ergaben sich die höchsten Koeffizienten zwischen N_{\min}-Brutversuch-Ergebnissen und optischen Methoden. Optische Kenngrößen (opt. Dichte des Wasserextraktes des Kompostes bei 210-700 nm Wellenlänge) erlauben somit eine bessere Voraussage der N-Wirkung als chemische Analysen und der Kressetest (Reife Komposte sind weniger wasserlöslich. Komplexere, mit Ringstrukturen gebaute Moleküle absorbieren Licht bei höheren Wellenlängen). Analytischer Aufwand ist gering, Ergebnisse nach einer Woche.

AUTOREN	CAPRIEL, P., EBERTSEDER, T., POPP, L., GUTSER, R. Bayerische Landesanstalt f. Bodenkultur u. Pflanzenbau, Freising und TU München-Weihenstephan
JAHR	1998
TITEL	IR-Spektroskopie: Eine Schnellmethode zur Prognose der N-Wirkung und relevanten Parametern von Biokomposten.
LANGTITEL FRAGESTELLUNG	Die Diffuse Reflexion Fourier Transform Infrarot Spektroskopie (DRIFT) stellt eine schnelle, genaue und einfache Meßtechnik dar, um die gesamte organische und anorganische Substanz komplexer Matrices nicht-destruktiv zu erfassen und wurde u.a. zur Untersuchung von Torfen, Komposten und Böden eingesetzt. IR-Spektren der von Ebertseder (1997) und Popp (1997) untersuchten Komposte wurden mit deren N-Wirkung und relevanten Parametern - C_t , N_t , C_t/N_t , pH_{5h} - kalibriert, um IR-Modelle zur einfachen und schnellen Abschätzung dieser Parameter zu erstellen.
METHODEN	81 Kompostproben aus Praxisanlagen und einem Kompostierungsversuch homogenisiert, N-Wirkung in Mitscherlich-Gefäßen getestet, ca. 400 kg N_t/ha , Versuchspflanzen Hafer und Weidelgras, Trockensubstanz-Mehrerträge und Stickstoff-Mehrentzüge gegenüber ungedüngter Kontrolle bei 15 cm Wuchshöhe bestimmt. C_t und N_t -Gehalte nach der Dumas-Methode, DRIFT-Messungen Wellenzahlbereich 4000 - 400 cm^{-1} , Multivariate Kalibrierung mittels PLS-Methode (Partial Least Squares).
ERGEBNISSE	<ul style="list-style-type: none"> - Große Schwankungsbreite der C- und N-Gehalte, kurzfristige Stickstoff-Wirkung variiert in einem weiten Bereich, durchschnittlich waren ca 4% des Kompost-Stickstoffs pflanzenverfügbar, Maximum bei 14%. - Die Güte eines IR-Modells hängt von folgenden Faktoren ab: Genauigkeit der Referenzwerte für die Kalibrierung, Zahl, Zusammensetzung und Konzentrationsbereich der Eichproben, Reproduzierbarkeit der IR-Messung. - Verglichen mit chemischen und biologischen Modellen ermöglicht lediglich der Parameter C/NK_2SO_4 eine ebenso gute Abschätzung der N-Wirkung wie das IR-Modell. - Die IR-Spektroskopie erlaubt auch eine genaue Prognose ($r^2 = 0.74$) der Ertragswirkung von Biokomposten.
SCHLUSS- FOLGERUNGEN THESEN NEUE FRAGEN	<ul style="list-style-type: none"> - IR-Modelle sind den chemischen oder biologischen überlegen, da wesentlich schneller, kostengünstiger und umweltfreundlicher und für den Routinebetrieb geeignet. Allerdings ist die IR-Technik - ebenso wie konventionelle Analyseverfahren - abhängig von einer repräsentativen Probenahme und einer sorgfältigen Aufbereitung der Laborprobe.

7 LISTE DER LITERATURZITATE

- ASCHE, E., STEFFENS, D., MENGEL, K. (1994): Fertilizer action and soil structure effects of the application of bio refuse compost on agricultural crop areas. Düngewirkung und Bodenstruktureffekte durch den Einsatz von Bioabfallkompost auf landwirtschaftlichen Kulturfleichen. Alternativen in der Flächennutzung, der Erzeugung und Verwertung landwirtschaftlicher Produkte. Nachwachsende Rohstoffe, Extensivierung, Stilllegung. Vorträge zum Generalthema des 106. VDLUFA-Kongresses vom 19.-24.9.1994 in Jena, Kongressband. 321 – 324.
- BERNER, A., WULLSCHLEGER, J., ALFÖLDI, T. (1995): Abschätzung der N-Mineralisierung von Grünabfallkomposten mit einfachen und raschen Methoden. Beitr. 3. Wiss.-Tagung Ökol. Landbau, Kiel 265 – 268.
- CAPRIEL, P., EBERTSEDER, T., POPP, L., GUTSER, R. (1998): IR-Spektroskopie: Eine Schnellmethode zur Prognose der N-Wirkung und relevanten Parameter von Biokomposten. in press: Agrobiological Research.
- CHENEBY, D., NICOLARDOT, B., GODDEN, B., PENNINGCKX, M. (1994): Mineralisation of Composted 15N-Labelled Farmyard Manure During Soil Incubations. Biological Agriculture and Horticulture Vol.10: A B Academic Publishers GB 255-264.
- DELSCHEN, T., KÖNIG, W., LEUCHS, W., BANNICK, C. (1996): Begrenzung von Nährstoffeinträgen bei der Anwendung von Bioabfällen in Landschaftsbau und Rekultivierung. EP 12/96 12: 19-24.
- DIEZ, T., KRAUSS, M. (1997): Wirkung langjähriger Kompostdüngung auf Pflanzenertrag und Bodenfruchtbarkeit. Effect of Long-Term Compost Application on Yield and Soil Fertility. Agrobiological Research 50(1): 78-84.
- DOEHLER, H., SCHULTHEISS, U. (1994): Grundwasserschonender Einsatz von Wirtschaftsdüngern. Konferenz: Strategien zur Verminderung der Nitratauswaschung in Wasserschutzgebieten (KTBL/HMUB-Fachgespräch, Duderstadt, 1994). 206: KTBL Arbeitspapier Landwirtschaftsverlag Münster 20 – 31.
- EBERTSEDER, TH., GUTSER, R., CLAASSEN, N. (1994): Parameter zur Abschätzung der Wirkung von Bioabfallkomposten auf das Pflanzenwachstum. VDLUFA-Schriftenreihe 38, Kongressband 1994 (Jena), 325 – 328.
- FREI MING, U., CANDINAS, T. & BESSON, J.-M.; (1997): Kompost - ein wertvoller Dünger und Bodenverbesserer. Agrarforschung 4(11-12): 463 – 466.
- GREILICH, J., JANICKE, 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 unaufbereiteten Hausmüll und Gülle im Vergleich zu Stallung und Mineralstickstoff. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde Vol. 32, No. 3: 197 – 203.
- GUTSER, R. (1996): Klärschlamm und Biokompost als Sekundärrohstoffdünger. VDLUFA-Schriftenreihe 44, Kongressband, 29 – 43.

- GUTSER, R., CLAASSEN, N. (1997): Langzeitversuche zum N-Umsatz von Wirtschaftsdüngern und kommunalen Komposten. *Mitteilungen Dtsch. Bodenkundlichen Gesellsch.* 73: 47 – 50.
- HADAS, A., PORTNOY, R. (1997): Rates of Decomposition in Soil and Release of Available Nitrogen from Cattle Manure and Municipal Waste Composts. *Compost Science and Utilization* Vol.5, No.3 48-54.
- INSAM, H., MERSCHAK, P. (1997): Nitrogen leaching from forest soil cores after amending organic recycling products and fertilizers. *Waste Management & Research* 15: 277 – 292.
- JAKOBSEN, S.T. (1996): Leaching from nutrients from pots with and without applied compost. *Resources, Conservation and Recycling* Vol. 17, No. 1: 1 – 11.
- JAUCH, M., FISCHER, P. (1994): Kompost richtig dosiert. *Garten und Landschaft* 104(9): 14 – 17.
- KILIAN, A., GUTSER, R., CLAASSEN, N. (1997): Erhöhte N₂O- Emissionen durch Kohlenstoffanreicherung von Ackerböden infolge organischer Düngung? *Beitr. 4. Wiss.-Tagung Ökol. Landbau Bonn* 70 – 76.
- KÖGEL-KNABNER, I., SIEBERT, S., LEIFELD, J. (1996): Humifizierungsprozesse von Kompost nach der Ausbringung auf den Boden. *Neue Techniken der Kompostierung, Dokumentation des 2. BMBF-Statusseminars "Neue Techniken der Kompostierung" in Hamburg vom 6. - 8. Nov. 1996* Hamburger Berichte II R.Stegmann (Hrsg.), Technische Universität Hamburg-Harburg, Abfallwirtschaft Economica Verlag Bonn 73 – 87.
- KRANEBITTER, B., INSAM, H. (1996): Schadstoffaustrag aus alpinen Böden nach Düngung mit organischen Reststoffen. *Österr. Forstzeitung* 7: 51 – 53.
- LEVI-MINZI, R., RIFFALDI, R. SAVIOZZI, A. (1990) Carbon mineralisation in soil amended with different organic materials. *Agric.Ecosystems Environ.* 32: Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam 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.
- MAYNARD, A.A. (1993): Nitrate leaching from compost-amended soils. *Compost Science and Utilization* Vol.1, No.2: 65-72.
- MAYNARD, A.A. (1994): Effect of annual amendments of compost on nitrate leaching in nursery stock. *Compost Science and Utilization*, Vol.2, No.3: 54-55.
- PETERSEN, U., GOTTSCHALL, R., KÖLSCH, E., PFOTZER, G.H., SCHÜLER, C., STÖPPLER-ZIMMER, H., VOGTMANN, H. (1996): Komposteinsatz im ökologischen Landbau - Pflanzenbauliche Ergebnisse aus einem zehnjährigen Feldversuch. *VDLUFA-Schriftenreihe 44/1996* Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten VDLUFA-Verlag Darmstadt 4 S.
- PETERSEN, U., STÖPPLER-ZIMMER, H. (1996): Anwendungsversuche mit Komposten unterschiedlichen Rottegrades. *Neue Techniken der Kompostierung, Dokumentation des 2. BMBF-Statusseminars "Neue Techniken der Kompostierung" in Hamburg vom 6. - 8. Nov. 1996*, Bd.

- 11: R.Stegmann (Hrsg.), Technische Universität Hamburg-Harburg, Abfallwirtschaft Bonn, 21 – 36.
- POLETSCHNY, H. (1995): Bewertung von Sekundärrohstoffdüngern vor dem Hintergrund der Düngerverordnung. DLG-Arbeitsunterlagen: Recycling von kommunalen und gewerblichen Abfällen- Welchen Beitrag kann die Landwirtschaft leisten. (DLG-Kolloquium 6.-7. Dez 1995).DLG Frankfurt am Main, Berlin, 34 – 42.
- POPP, L., EBERTSEDER, T., GUTSER, R., FISCHER, P., CLAASSEN, N. (1996): Prognose der kurzfristigen N-Wirkung von Komposten durch Kombination chemischer und biologischer Parameter. Kongreßband , VDLUFA-Schriftenreihe 44 , 397 – 400.
- SAUERBECK, D. (1992): Umwelt- und pflanzenverträglicher Einsatz von Gülle und Stallmist. In: Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft. Wissenschaftliche Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode (FAL), Sonderheft 132.
- SCHECHTNER, G. (1992): Pflanzenbauliche Bewertung des Wirtschaftsdüngerstickstoffes. Der Förderungsdienst / Beratungsservice - Bodengesundheit, Folge 3, Heft 3, 40. Jg.: 13 – 24.
- 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. Agrobiological Research Vol. 49, No. 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.
- STÖPPLER-ZIMMER, H., PETERSEN, U. (1996): New results concerning the application of compost in plant cultivation. 1. International Symposium: "Biological Waste Management - A Wasted Chance?".
- VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (1996): Standpunkt „Landbauliche Verwertung von geeigneten Abfällen als Sekundärrohstoffdünger und Bodenhilfsstoffe“. Darmstadt.
- VOGTMANN, H., FRICKE, K. (1989) Nutrient Value and Utilization of Biogenic Compost in Plant Production. Agriculture, Ecosystems and Environment 27: 471-475.
- WIMMER, J., BERNKOPF, S., MAYR, R. (1997) Prüfung von Bioabfall-, Grünschnitt- und Mistkomposten auf Pflanzenverträglichkeit und Nährstoffverfügbarkeit im Feldversuch (1991-2001). Projekt Nr. BAB 2/91 Pflanzenbauliches Versuchswesen, Jahresbericht 1997, BA f. Agrarbiologie 56-57.

RUNDER TISCH KOMPOST - RTK

Wien, 29. - 30. September 1998

**Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost -
Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert**

VI. Teilnehmerliste



Teilnehmerliste

Titel	Nachname	Vorname	Institution 1	Institution 2	Land-PLZ	Ort	Strasse	Tele.Nr.	Fax.Nr.	e-mail-Adresse
Dr.	Aichberger	Karl	Bundesamt für Agrarbiologie		A-4025	Linz	Wieninger Straße 8	0732-381261-240	0732-385482	Aichberger@agrobio.bmlf.gv.at
Dipl. Ing.	Amlinger	Florian	Kompost - Entwicklung und Beratung		A-2380	Perchtoldsdorf	Hochbergstr. 3	01-8656084	01-8656084-2	f.amlinger@magnet.at
Mag.	Bartl	Barbara	Forschungszentrum Seibersdorf GmbH	Hauptabteilung Umweltforschung	A-2444	Seibersdorf		02254-780-3658	02254-780-3653	
Dr.	Baumgarten	Andreas	Höhere Bundeslehr- u. Versuchsanstalt für Gartenbau Schönbrunn		A-1130	Wien	Grünbergstr. 24	01-8135950-316	01-8135950-99	baumgarten@boku.ac.at
Dipl. Ing.	Berner	Alfred	Forschungsinstitut für biologischen Landbau		CH-5070	Frick	Ackerweg	0042-02-86572-72	0042-02-86572-73	berner@fibl.ch
Dr.	Buchgraber	Karl	Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft - Gumpenstein		A-8952	Irdning		03682-22451-277	03682-2461488	bal.gump@computerhaus.at
Dipl. Ing. Dr.	Dachler	Michael	Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft	Institut für Agrarökologie	A-1220	Wien	Spargelfeldstr. 191	01-732 16-3159	01-732 16/-3107	mdachler@bfl.at
Dr.	Erhart	Eva	Ludwig Boltzmann Institut für biologischen Landbau und angewandte Ökologie		A-1110	Wien	Rinnböckstraße 15	01-79514-97943	01-79514-99-97940	
Dipl. Ing.	Fetschinger	Franz	Bundesamt für Wasserwirtschaft	Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt	A-3252	Petzenkirchen	Pollnbergstr. 1	07416-52108-24	07416-52108-3	ikt@baw.bmlf.gv.at
Univ.Doz. Dr.	Gerzabek	Martin	Forschungszentrum Seibersdorf GmbH	Hauptabteilung Umweltforschung	A-2444	Seibersdorf		02254-780-3658	02254-780-3653	martin.gerzabek@ares.ac.at
Mag.	Götz	Bettina	Umweltbundesamt	Abt. Terrestrische Ökologie	A-1090	Wien	Spittelauer Lände 5	01-31304-3691	01-31304-5400	goetz@ubawie.gv.at
Dr.	Gutser	Reinhold	Technische Universität München	Lehrstuhl für Pflanzenernährung	D-85350	Freising-Weißenstephan	Vöttingerstr. 38	0049-8161-715004	0049-8161-714500	peanut@pollux.cdv-agrar.tu-muenchen.de

Teilnehmerliste

Titel	Nachname	Vorname	Institution 1	Institution 2	Land-PLZ	Ort	Straße	Tel.Nr.	Fax.Nr.	e-mail-Adresse
Dr.	Hardt	Wilfried	Ludwig Boltzmann Institut für Biologischen Landbau und angewandte Ökologie		A-1110	Wien	Rinnböckstraße 15	01-795 14-97943	01-79514-99-97940	wilfried.hardt@univie.ac.
Univ.Doz. Dr.	Husz	Georg-Stefan	Ökodaten-Service Ges.m.b.H.		A-1190	Wien	Budinskyg. 18	01-3681513	01-3691487	office@oeko-datenservice.com
Univ.Doz. Dr.	Insam	Heribert	Universität Innsbruck	Institut für Mikrobiologie	A-6020	Innsbruck	Technikerstr. 25	0512-507-6009	0512-507-2928	heribert.insam@uibk.ac.at
Dipl. Ing.	Reischauer	Ernst	Niederösterreichische Landes-Landwirtschaftskammer		A-1014	Wien	Löwelstr. 16	01-53441-482	01-53441-273	reischauer@lk-noc.at
Mag.	Riß	Alanich	Umweltbundesamt	Abt. Terrestrische Ökologie	A-1090	Wien	Spittelauer Lände 5	01-31304-3650	01-31304-5400	riess@ubavie.gv.at
	Schott	Wolfgang	Ludwig Boltzmann- Institut für biolog. Landbau und angewandte Ökologie		A-1110	Wien	Rinnböckstraße 15	01-79514-97946	01-79514-99-97940	
Dipl. Ing. Dr.	Stöppler-Zimmer	Holger	PlanCoTec		D-37249	Neu-Eichenberg	Karlbrunnenerstraße 11b	0049-5542-9319-0	0049-5542-9319-79	plancotec@t-online.de
Dipl. Ing.	Wieser	Irmgard	ARF Austria Biogammitie		A-2202	Enzersfeld	Königsbrunnerstraße 8	02262-672212-12	02262-674143	abg-nw@ris.at
Dir. Dipl. Ing.Dr.	Wimmer	Josef	Bundesamt für Agrarbiologie		A-4025	Linz	Wieninger Straße 8	0732/38126 1-0	0732/3854 82	wimmer@agrobio.lmlf.gv.at
Dipl. Ing.	Zethner	Gerhard	Umweltbundesamt	Abt. Terrestrische Ökologie	A-1090	Wien	Spittelauer Lände 5	31304/3610, 3720	01/31304/5400	zethner@ubavie.gv.at