

Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung

REINHOLD GUTSER, THOMAS EBERTSEDER, MARTINE SCHRAML, SABINE VON TUCHER,
URS SCHMIDHALTER

1 Einleitung

Die Stickstoffwirkung organischer Dünger ist weit komplexer und damit schwieriger zu prognostizieren als die der Mineraldünger. Dieser Beitrag soll Grundkenntnisse über die Stickstoffwirkung organischer Dünger vermitteln. Er fasst im Wesentlichen eigene, früher bereits publizierte Ergebnisse zu diesem Themenbereich zusammen (GUTSER et al. 2005; GUTSER und EBERTSEDER 2002, 2005, 2006 und siehe Literaturverzeichnis) und ergänzt diese mit neueren Erkenntnissen zu Gärresten sowie mit ausgewählten Fragen der mit der Düngung hervorgerufenen Umweltbeeinträchtigung. In den Vordergrund werden die Wechselwirkungen von Aufbereitungs- und Applikationstechnologien organischer Düngemittel auf die Stickstoffeffizienz und Umweltverträglichkeit gestellt.

Die N-Effizienz ist ein wichtiger, alleine aber nicht ausreichender Indikator für die Beurteilung der Güte der ausgeübten Düngepraxis. Zur Quantifizierung des von den Pflanzen nicht verwerteten und damit verlustgefährdeten Düngerstickstoffs ist neben der N-Effizienz (von den Pflanzen verwerteter Stickstoff (N) in % der Düngierzufuhr) die mit dem Dünger zugeleitete N-Menge einzubeziehen. Zudem wird die Höhe der Düngierzufuhr auch von der für eine ausgeglichene Humusbilanz des Bodens benötigten Zufuhr an Kohlenstoff (organische Substanz) vorgegeben (VDLUFA 2004). Eine stärkere Anreicherung des Bodens ist wegen des damit verbundenen höheren Risikos für N-Austräge in die Hydro- und Atmosphäre unerwünscht.

2 Grundsätzliches zur Wirkung organischer Düngemittel

Organische Düngemittel werden sehr wesentlich durch ihre Humus- und Stickstoffwirkung charakterisiert (Abb. 1). Dünger mit guter Humuswirkung weisen zumindest kurzfristig (im Jahr der Anwendung) eine schwache N-Wirkung auf und umgekehrt.

Die gute Humuswirkung basiert auf lignifizierter organischer Substanz mit meist geringen N-Gehalten (hoher C/N-Quotient). Als Beispiele sind Komposte oder Stallmist zu erwähnen.

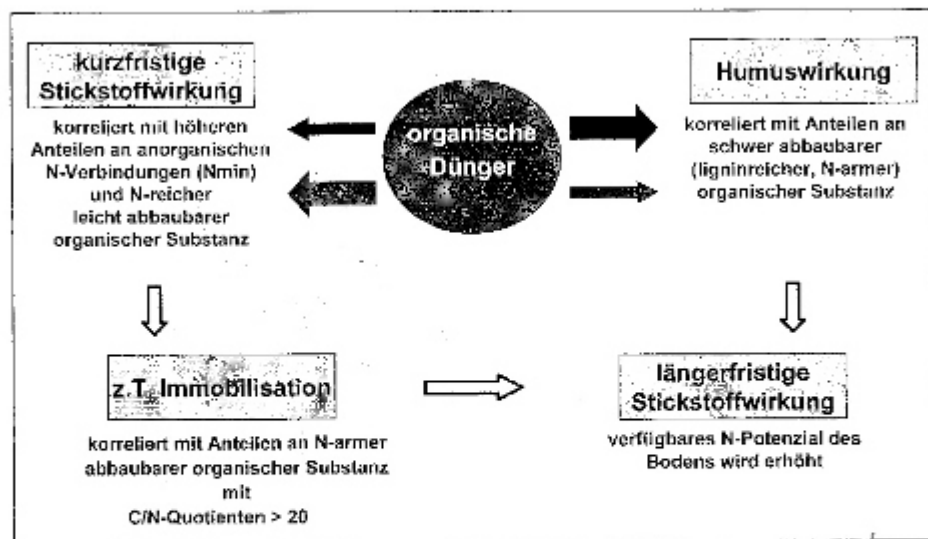


Abb. 1: Stickstoff- und Humuswirkung organischer Dünger (Gutser und Ebertseder 2006)

Eine gute kurzfristige N-Wirkung resultiert in erster Linie aus hohen Anteilen an mineralischem Stickstoff, überwiegend Ammoniumstickstoff (NH₄-N). Beispiele hierfür sind Gülle und Gärreste, insbesondere deren flüssige Separate. Entsprechend den höheren N-Gehalten liegen ihre C/N-Quotienten mehr oder weniger deutlich unter 10 (Tab. 1).

In Düngern mit hohen Anteilen an leichter umsetzbarer organischer Substanz, wie z.B. unreife Komposte, kann der enthaltene mineralische Stickstoff im Boden mikrobiell immobilisiert werden. Mit einer nennenswerten N-Verfügbarkeit für die Pflanzen ist dann erst in den Folgejahren, ergänzt mit N-Freisetzung aus humifizierten Umsetzungsprodukten, zu rechnen (langfristige N-Wirkung). N-reiche Dünger mit geringen Anteilen an umsetzbarer organischer Substanz sind für Stickstoff immobilisierende Prozesse im Boden weniger anfällig und garantieren eine stabile kurzfristige N-Wirkung (z.B. „Biogas“-Gülle, Gülleseparat).

2.1 Quantifizierung der Stickstoffwirkung

Legt man optimale Einsatzstrategien (Düngungszeitpunkt, -menge, -technik) zugrunde, so lässt sich der Stickstoff mineralischer Dünger wesentlich besser in pflanzlichen Ernteprodukten verwerten als organischer Dünger. Dies trifft sowohl für die kurzfristige Wirkung im Anwendungsjahr als auch langfristig zu (Abb. 2). Nach GUTSER und EBERTSEDER (2002) können mineralische Dünger eine Verwertung von 90 (85–95) %, organische Dünger von 65 (50–80) % erreichen.

Die Vorteile mineralischer N-Dünger resultieren im Wesentlichen aus der Möglichkeit eines gezielten Einsatzes und der somit gegebenen geringeren Gefährdung für N-Verluste. Eine detailliertere, aber dennoch pauschale Erklärung hierfür gibt Abbildung 2. Der überwiegende Teil (im Mittel 60 %) des über Mineraldünger eingesetzten N wird bereits

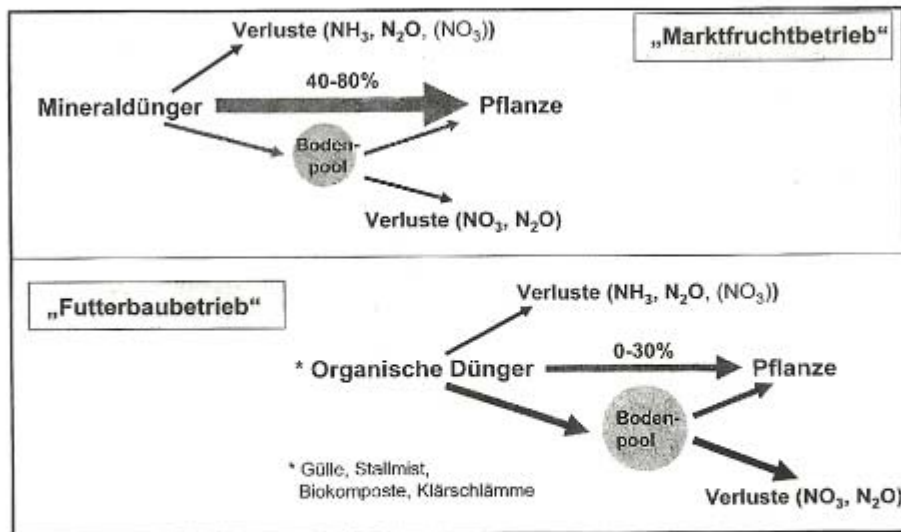


Abb. 2: Wirk- und Verlustpfade von Stickstoff aus organischen und mineralischen Düngern. (Gutser und Ebertseder 2005)

im Anwendungsjahr von den Pflanzen aufgenommen. Der N-Vorrat des Bodens wird nur wenig verändert, da sich die Immobilisation von Dünger-N und die Mobilisation von Boden-N im Mittel über die Jahre weitgehend ausgleichen. Daraus leitet sich ein begrenztes Verlustpotenzial aus dem Bodenpool ab.

Der Stickstoff der organischen Dünger wirkt im Gegensatz zur mineralischen Variante überwiegend über den N-Pool des Bodens. Wegen der langsamen Freisetzung des organisch gebundenen Stickstoffs und der mikrobiellen Immobilisation des mineralischen Stickstoffs ($\text{NH}_4\text{-N}$) ist die unmittelbare Ausnutzung im Jahr der Anwendung mit 0–30 % gering. Die Pflanze wird, allerdings kaum steuerbar, aus dem angereicherten N-Pool des Bodens versorgt. Dieser Pool stellt auch ein bedeutendes Potenzial für N-Verluste in die Hydrosphäre ($\text{NO}_3\text{-N}$) und Atmosphäre (N_2 , NO_x , N_2O) dar.

Die N-Freisetzung aus organischen Düngern wird von deren Sofort- und Nachwirkung sowie der Dauer der Anwendung vorgegeben (Abb. 3).

Dünger mit niedriger Sofortwirkung im Jahr der Anwendung bewirken stets eine deutlichere N-Anreicherung des Bodens als jene mit hoher Sofortwirkung. Mit der Dauer der Anwendung übertrifft insbesondere für erstere Dünger die Nachwirkung die Sofortwirkung. Ihre Langzeitwirkung wird jedoch als Folge der höheren Verlustgefährdung des angereicherten N-Pools und zum Teil auch der unvollständigen Mineralisation der Dünger im Boden (z.B. Huminstoff-Vorstufen in Rottemist oder Komposten) die der schneller wirkenden Dünger nicht erreichen können. Nach etwa 20–30 Jahren stellen sich weitgehend stabile Fließgleichgewichte im Boden ein. Der N-Umsatz ist mit dem C-Umsatz im Boden eng gekoppelt.

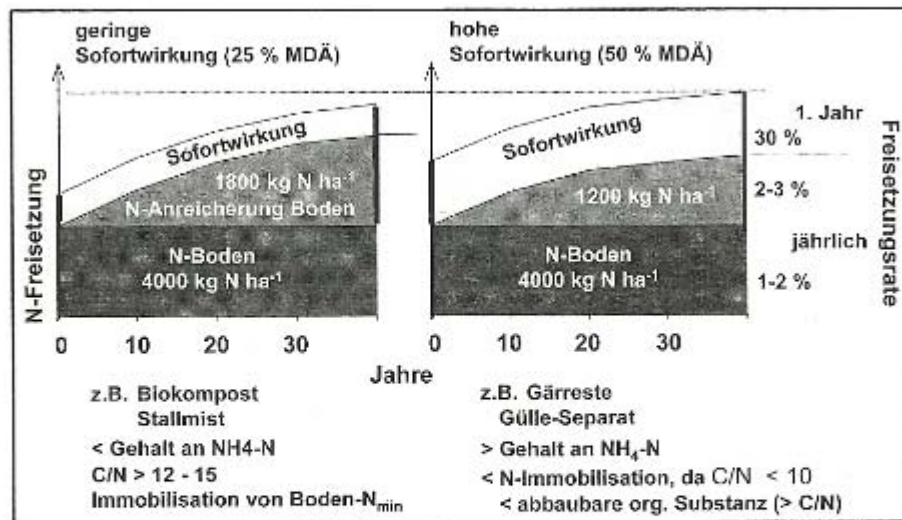


Abb. 3: N-Freisetzung (Sofort- und Nachwirkung) aus organischen Düngern nach langjähriger Anwendung – N-Gabe: 80–120 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Gutser et al. 2005)

An folgenden Kenngrößen kann die Wirkung der Dünger erkannt werden: Gesamt-N sowie Anteil $\text{NH}_4\text{-N}$; C/N-Quotient des Düngers oder seiner organischen Substanz; Stabilität der organischen Substanz; Mineraldüngeräquivalente (siehe unten).

Die N-Verfügbarkeit organischer Dünger kann durch die Art der Aufbereitung (Rotte, Kompostierung, anaerobe Fermentation, Separierung etc.) wesentlich beeinflusst werden (siehe unten). Indirekt wird über eine Minimierung des Feststoffgehaltes flüssiger Dünger die Gefährdung für NH_3 -Verluste als Folge einer schnelleren Infiltration in den Boden vermindert, was insbesondere für die Anwendung in stehenden Pflanzenbeständen vorteilhaft ist.

2.2 Mineraldüngeräquivalente

Für eine umfassende Optimierung der N-Düngung im landwirtschaftlichen Betrieb (organische Düngung plus ergänzende mineralische Düngung) sind Kenntnisse über düngerspezifische Wirkeigenschaften bezüglich der kurz- und längerfristigen Verfügbarkeit des in den organischen Düngern enthaltenen Stickstoffs erforderlich. GUTSER et al. (2005) haben aufgrund von Literaturdaten und eigenen mehrjährigen Experimenten die N-Verfügbarkeit organischer Dünger auf Basis von kurz- und längerfristigen Mineraldüngeräquivalenten (MDÄ) bewertet (Abb. 4).

Aus dem eingeführten Maßstab „Mineraldüngeräquivalent“ kann die Menge an Mineraldüngerstickstoff ermittelt werden, welche durch den zugeführten organischen Dünger kurzfristig, d.h. im Jahr der Anwendung, oder nach häufigerer Anwendung auch langfristig, aber stets gleichwertig (Ertrag oder N-Abfuhr) ersetzt werden kann. Bei einem MDÄ von 30 % können demnach durch eine Zufuhr von 100 kg N über den organischen

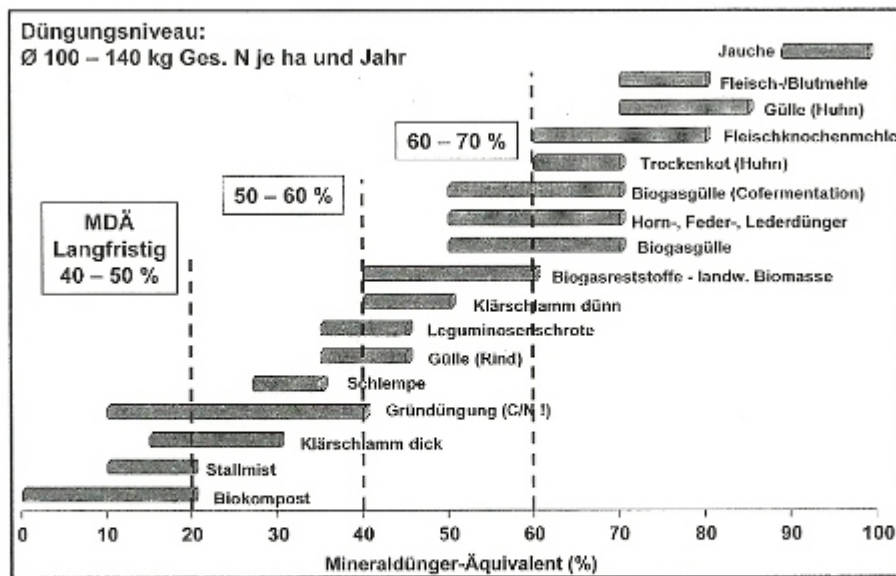


Abb. 4: N-Verfügbarkeit organischer Düngemittel im Jahr der Anwendung – Basis: Mineraldüngeräquivalente (%) (Gutser et al. 2005)

Dünger 30 kg N eines mineralischen Düngers eingespart werden. Die kurzfristige N-Verfügbarkeit organischer Dünger schwankt zwischen einem MDÄ von 0 % (z.B. Biokompost) und 100 % (z.B. Jauche) (Abb. 4). Je nach kurzfristiger Wirkung (MDÄ von 0–60 %) beträgt deren langfristiges MDÄ (z.B. nach 10–15 Jahren und mehr) 40–70 %.

Diese Bewertung der N-Verfügbarkeit organischer Dünger stellt ein wertvolles Hilfsmittel dar, mit dem der landwirtschaftliche Betrieb in seiner Düngplanung zukünftig verstärkt die Langzeitwirkung dieser Dünger berücksichtigen kann.

Diese Auswertung beinhaltet ausschließlich Ergebnisse für Ackerflächen. Trotz des höheren Risikos für NH_3 -Verluste dürften in Grünlandsystemen mindestens gleich gute Wirkäquivalente erreicht werden.

Für die praktische Umsetzung bietet sich folgende Kalkulation an (GUTSER und EBERTSEDER 2005):

Aus dem für eine Fruchtfolge benötigten Düngerbedarf (Mineraldünger) und dem für die organische Düngung kalkulierbaren Mineraldüngeräquivalent lässt sich der über mineralische Düngung noch abzudeckende N-Bedarf ermitteln. Der Düngerbedarf entspricht der N-Abfuhr mit 10 % Zuschlag. Letzterer ersetzt mit der N-Deposition die systembedingt unvermeidbaren Verluste. Die wirksame N-Menge aus organischer Düngung sowie die notwendige Ergänzung durch Mineraldüngung errechnet sich nach folgender Gleichung:

$$\text{N-Düngerbedarf} = N_{\text{organische Düngung}} \cdot \text{MDÄ}_{\text{langfristig}} + N_{\text{Mineraldüngung}}$$

Diese Angaben ermöglichen eine Grobsteuerung des Düngerbedarfs einer Fruchtfolge. N-Bilanzen lassen darüber hinaus die reale Situation der N-Überschüsse erkennen und sollten als objektive Entscheidungshilfe und Selbstkontrolle in die Düngeplanung mit einbezogen werden.

2.3 Zum optimalen Stickstoffniveau der organischen Düngung

Als Orientierung für eine optimale N-Verwertung organischer Dünger gilt für Ackerflächen im Mittel eine jährliche Zufuhr von etwa 80–120 kg N je ha (die höhere Menge für Dünger mit guter Sofortwirkung). Damit besteht in den Fruchtfolgen ausreichender Puffer für eine, das Wachstum und die Qualität steuernde Ergänzung mit mineralischen N-Düngern. Für Wirtschaftsdünger entspricht diese N-Menge einer Ausscheidung der Tiere von etwa 120–160 kg N. Die darin enthaltenen P- und K-Mengen lassen sich effizient wiederverwerten. Bei höherem Anfall an Wirtschaftsdünger bietet sich ein Export in Marktfruchtbetriebe, sofern ökonomisch vertretbar auch eine Rücknahme des Tierbestandes mit noch stärkerer Entlastung der Umwelt (klimawirksame Gase), an.

Für Grünlandssysteme dürfte diese Orientierung infolge besserer Verwertung über eine dichte Grasnarbe trotz eines höheren Risikos für NH_3 -Verluste noch etwas höher liegen.

Eine höhere N-Fracht über organische Dünger vermindert die N-Effizienz. In einem Langzeitexperiment in Weihenstephan musste für das Erzielen gleich hoher Erträge und N-Abfuhr in den Varianten mit hohen Güllegaben insgesamt deutlich mehr Düngestickstoff angeboten werden (Abb. 5). Der höhere N-Überschuss dokumentiert das höhere Risiko für N-Verluste.

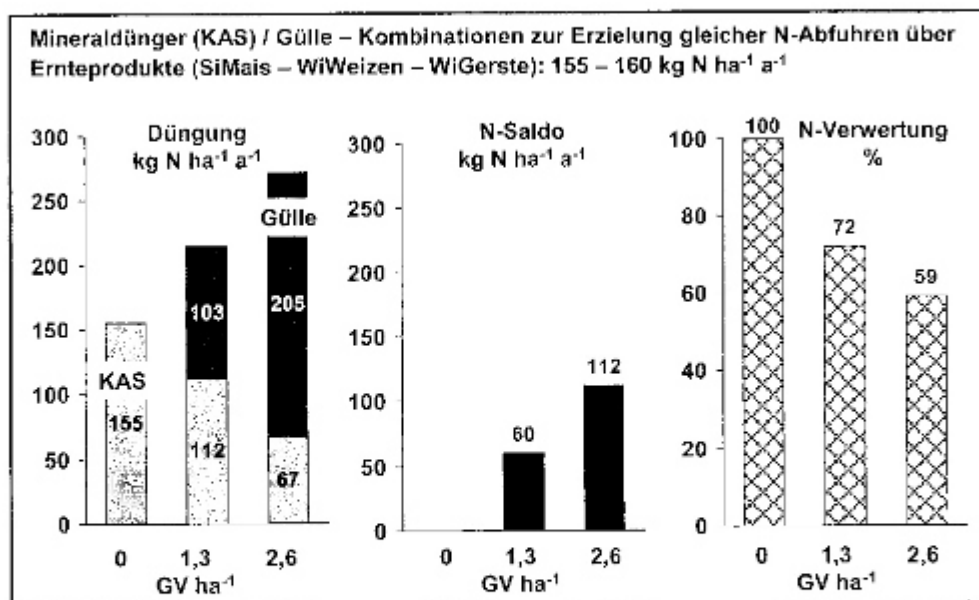


Abb. 5: Langjähriges Feldexperiment (elf Jahre) zur N-Effizienz von Rindergülle (Gutser und Ebertseder 2005)



Es besteht unbestritten eine positive Korrelation zwischen N-Überschuss (Düngung minus Abfuhr) und N Austrägen in die Umwelt (für N_2O -N siehe z.B. KAISER und RUSTER 2000). Die NH_3 -Emission korreliert eng mit der zugeführten Menge an organischen Düngern. Höhere N Zufuhren bewirken stets höhere N-Überschüsse, da die N-Effizienz organischer Dünger über den genannten Orientierungswert von jährlich 80–120 kg je Hektar hinaus nicht mehr ansteigt.

Auf die N-Anreicherung der Böden als Folge langjähriger organischer Düngung wurde bereits hingewiesen. Die Höhe dieser Anreicherung korreliert mit dem Düngungsniveau.

Ein weiteres Langzeitexperiment in Weihenstephan mit 8-jähriger Gölledüngung belegt beispielhaft die Verlustgefährdung des im Boden angereicherten Düngestickstoffs: Auch nach Unterlassung der Göllezufuhr im 9. Jahr liegt die N_2O -Emission weiterhin auf hohem Niveau (Abb. 6). Der Boden vermag sich demnach gut an die Düngungshistorie zu erinnern.

Die Einsatzmengen an organischen Düngern sollten sich an den Erfordernissen einer ausgeglichenen Humusbilanz der Böden ausrichten. Die Basis hierzu bietet die Cross-Compliance-Regelung, welche als fachlichen Bezug u.a. auf den VDLUFA-Standpunkt zur Humusbilanzierung (VDLUFA 2004) zurückgreift. Dieser Standpunkt enthält eine Anleitung für die Ermittlung und Bewertung des Humussaldo (Humusproduktion durch organische Stoffe minus Humusbedarf der Fruchtarten in der Einheit

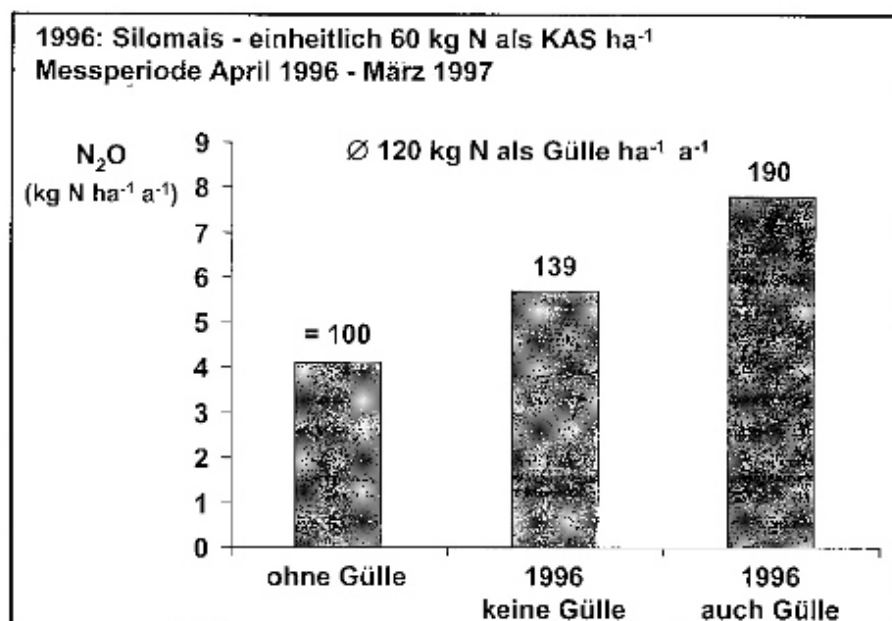


Abb. 6: N_2O -Emissionen aus langjährig mit Gülle gedüngten Flächen (seit 1988) im Jahr 1996/97 (Kilian et al. 1998)

„kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹“). Ein Saldo von < -200 wird mit „ungünstig“, -75 bis +100 mit „optimal“ und von > +300 mit „ungünstig“ (hohes Risiko für N-Verluste) bewertet.

Cross Compliance fordert mindestens einen Humussaldo der Gruppe C („optimal“) dieses VDLUFA-Standpunktes, negiert aber eine Begrenzung der Humussalden nach oben trotz der bekannt negativen Auswirkungen auf die Umwelt.

Die als Orientierung für eine optimale N-Zufuhr über organische Dünger genannte jährliche N-Menge von 80–120 kg je Hektar ist mit einer Reproduktion von ca. 400–600 kg Humus-C je Hektar und Jahr in der Regel ausreichend für eine ausgeglichene Humusbilanz (auch für C-arme organische Dünger in Kombination mit C-reichen Ernteresten wie Stroh). Bezüglich der Wirtschaftsdünger wäre hierfür ein Tierbesatz von 1,0–1,2 GV je Hektar erforderlich.

Die in der Düngeverordnung umgesetzte EG-Nitratrichtlinie begrenzt die jährliche N-Zufuhr über Wirtschaftsdünger aus der Tierproduktion erst mit 170 kg N je Hektar (und weiteren Zuschlägen). Somit stellt diese Richtlinie einen Hemmschuh für die Umsetzung von umweltfreundlicheren Düngestrategien dar (GUTSER et al. 2008). Einerseits lässt sich mit dieser hohen N-Zufuhr keine effiziente N-Verwertung erreichen, was letztlich zu höheren N-Überschüssen auf der Fläche führt. Der ab 2009/2011 verbindliche Zielwert der Düngeverordnung für den maximalen N-Überschuss in Höhe von 60 kg je Hektar dürfte damit nicht mehr erreichbar sein. Andererseits wird mit den zugeführten hohen C- und N-Mengen ein unnötig großer N-Pool im Boden aufgebaut, der wegen seines Risikos für N-Verluste als ungünstig für die Umwelt einzustufen ist. Die Höchstfracht der Nitratrichtlinie von 170 kg N je Hektar stellt, und zwar auch gewollt, eine politische Grenze dar, um in viehstarken Regionen eine weitere Zunahme der N-Überschüsse zu verhindern. Sie ist allerdings nicht geeignet, N-Überschüsse in der Landwirtschaft auf ein tolerierbares Maß abzubauen.

Für eine ausgeglichene Humusbilanz wird im Mittel etwa eine Reproduktion von ca. 500 kg C je Hektar und Jahr benötigt. Aus dem Humifizierungskoeffizienten und dem N-Gehalt der organischen Dünger lässt sich die hierfür benötigte Zufuhr an Dünger (Frischsubstanz) und Stickstoff berechnen (Tab. 1).

Für Komposte und Stallmist gibt es keinerlei Probleme bezüglich der verwendeten Bemessungsbasis. Für Gülle (ohne Stroh) kann der Humusersatz wegen der zu hohen N-Fracht nicht erreicht werden. Gleiches gilt auch für Gärreste und hier insbesondere für deren N-reiche Varianten. Ein plausibel erscheinender niedrigerer Humifizierungskoeffizient (0,35; siehe Tab. 1) verschärft diese Aussage. Klärschlamm erreicht mit üblichen Dünger- oder N-Gaben nur eine geringe Humusproduktion.

Tab. 1: Für die Humusreproduktion notwendige Dünger- und Stickstofffracht (Gutser und Ebertseder 2006, modifiziert)

Dünger	C/N-Quotient	Humifizierungskoeffizient Humus-C/Dünger-C	Bedarf für 500 kg C Humusreproduktion t Dünger-C ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹
Kompost	15	0,45	7	75
Stallmist	14	0,35	17	100
Gülle (ohne Stroh)	8	0,22	70	280
Gärreste	8*	0,40 (0,35)	35 (40)	160 (180)
(Ø C/N = 6)	4**	0,40 (0,35)	50 (60)	310 (370)
Klärschlamm	5	0,17	400	580

* 4,5 kg N je m³; ** 6,0 kg N je m³

Für sämtliche organische Dünger mit niedrigeren C/N-Quotienten als 10–12 kann die für die Humusreproduktion benötigte Düngermenge wegen der Begrenzung über die N-Fracht nicht verabreicht werden. Für einen ausreichenden Humusersatz sind demnach weitere C-Quellen oder angepasste Fruchtfolgen erforderlich.

3 Modifizierung der Düngewirkung durch Aufbereitung und Applikationstechnik

Der in Gülle enthaltene Ammoniumstickstoff kann im Jahr der Anwendung in quantitativ stark streuenden Anteilen verschiedene Wirkpfade nehmen (Abb. 7).

Ursache hierfür sind neben Standorteigenschaften, Düngungszeitpunkten und Aufwandmengen insbesondere unterschiedliche Aufbereitungs- und Applikationstechniken. Neben monokausalen Abhängigkeiten sind für dieses abweichende Verhalten überwiegend Wechselwirkungen mit multiplen Abhängigkeiten verantwortlich. Nachfolgend

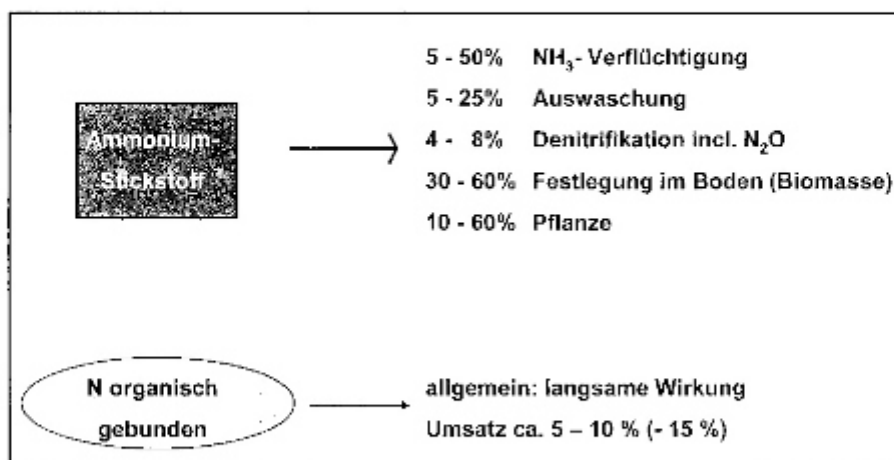


Abb. 7: Wirkpfade des Güllestickstoffs im Anwendungsjahr

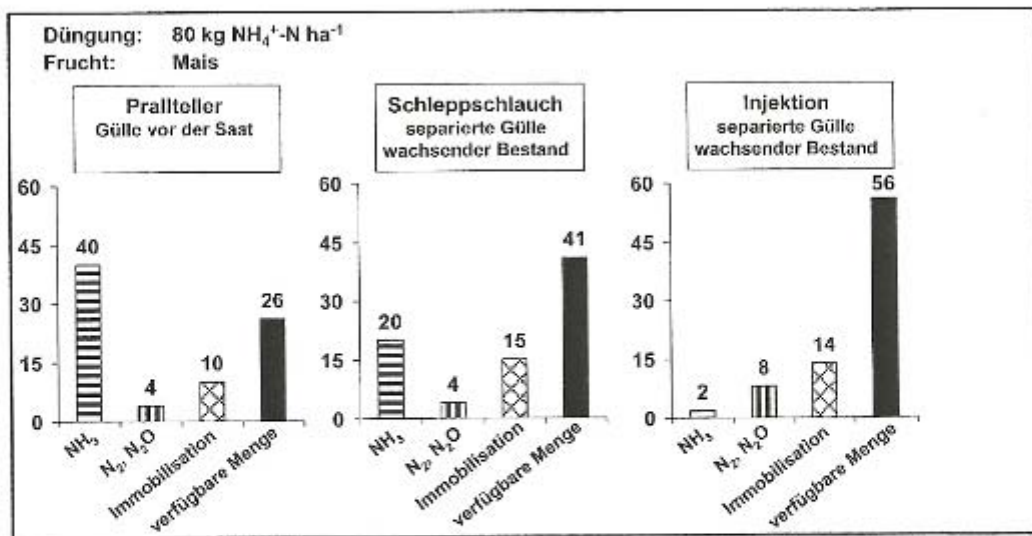


Abb. 8: Verbleib des Güllestickstoffs (NH₄⁺-N) nach unterschiedlichen Anwendungsstrategien – Verluste, Festlegung, Verwertungspotenzial (Dosch und Gutser 1996)

werden Ergebnisse aus Modell-, Gefäß- und Feldexperimenten mitgeteilt, in denen Wechselwirkungen gezielt geprüft und hinsichtlich N-Wirkung und Umweltbeeinträchtigung ausgewertet wurden.

Von den durch die Applikationstechnik stark verminderten NH₃-Emissionen profitieren in erster Linie die Pflanzen (höhere N-Aufnahmen), allerdings auch die N-Immobilisation im und die Emission an N₂ und N₂O aus dem Boden (Abb. 8).

Die richtige Konsequenz wäre die Rücknahme der eingesetzten Düngermenge, abgestimmt auf die verbesserte N-Effizienz.

Nach DOSCH und GUTSER (1996) setzt die Wechselwirkung zwischen der NH₃- und N₂O-Emission sehr schnell nach der Gölledüngung ein und wird durch praxisübliche Applikationstechniken spezifisch verändert. So konnte durch den Einsatz von C-reduzierter Gülle die Wechselwirkung NH₃/N₂O zu Ungunsten von N₂O etwas entlastet werden (siehe unten).

Unsere Ergebnisse decken sich voll mit denen von WULF et al. (2002): Die Applikationstechnik kann den Anstieg an klimawirksamen Gasen nur unwesentlich verändern (Abb. 9). Demnach verbleibt als einzig wirksame Maßnahme nur die Begrenzung der applizierten N-Menge; wegen der höheren Effizienz des Güllestickstoffs wird dadurch die Ertragssicherheit nicht gefährdet.

In Modellexperimenten konnte gezeigt werden, dass sich durch die Reduzierung der C-Gehalte von Rindergülle mittels Separierung und Vergärung Vorteile für die N-Effizienz und Minimierung von Umweltbeeinträchtigungen erzielen lassen, verbunden allerdings auch mit Nachteilen für die Humuswirkung.

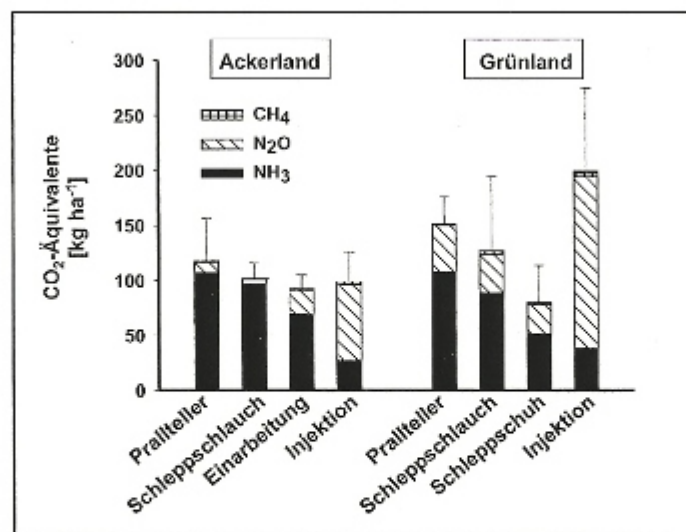


Abb. 9: Einfluss der Ausbringtechnik auf Gasemissionen nach Gülleapplikation (Wulf et al. 2002)

So wurde in einem Gefäßversuch mit C-reduzierter Gülle eine gegenüber unbehandelte Gülle deutlich erhöhte N-Aufnahme von Grünmais nachgewiesen, wodurch die hohe Verfügbarkeit des enthaltenen Ammoniumstickstoffs belegt wird (Tab. 2). Mit einer wesentlichen Ursache hierfür liegt in einer merklich verminderten Immobilisation des über die C-reduzierte Gülle angebotenen Ammoniumstickstoffs (Tab. 3). Dieser bleibt somit längere Zeit für Pflanzen aufnehmbar.

 Tab. 2: Stickstoffwirkung von kohlenstoffreduzierter Rindergülle Gefäßversuch: N-Basis für Gülle NH₄⁺-N (Bezug für das Mineraldüngeräquivalent MDÄ) (Gutser und Dosch 1996)

Düngung 0,3 g N Gefäß ⁻¹	Applikation	N-Entzug mg N Gefäß ⁻¹	MDÄ %
ohne N		59	-
Rindergülle	sofortige	197	69
Rindergülle, C-reduziert	Einarbeitung	279	110
Kalkammonsalpeter (KAS)		259	100

 Tab. 3: Abhängigkeit der N-Immobilisation vom C-Gehalt der Gülle – Modellversuch mit ¹⁵N auf zwei Böden (Gutser und Dosch 1996)

Düngung	% C Fr.S.	Immobilisation	
		Sand	Löss
		% Düngung	
Rindergülle	4,4	24	44
	2,0	16	34
	0,6	13	30
KAS		7	13

Die N-Immobilisation ist überwiegend mikrobiell verursacht. Die mikrobielle Biomasse des Bodens wächst nach Zufuhr von Normalgülle zumindest als Kurzzeiteffekt wesentlich stärker an als in der Variante mit C-reduzierter Gülle (Abb. 10). Zudem wurde innerhalb von vier Wochen nach der Düngung mit C-reduzierter Gülle im Boden eine deutlich niedrigere Denitrifikationsrate mit entsprechend geringerer N_2O -Emission nachgewiesen als auf dem Vergleichsglied (Abb. 10).

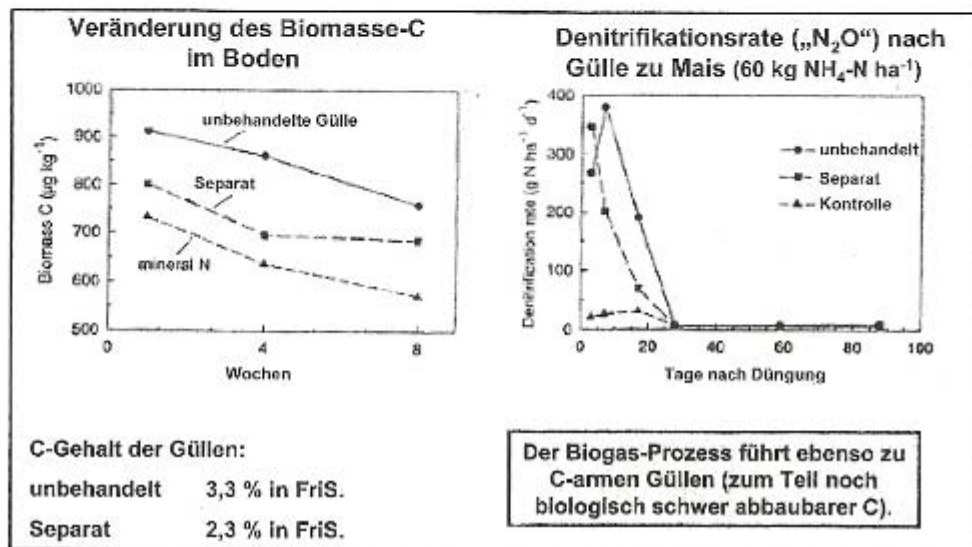


Abb. 10: N-Immobilisation und Biologische Aktivität im Boden nach Zufuhr C-reduzierter Gülle (Dosch und Gutser 1996)

Auf Nachteile für die Humuswirkung wird in Kapitel 4 (Zur Stickstoff- und Humuswirkung von Gärresten) hingewiesen.

Diese in Modellexperimenten festgestellten Vorteile der C-Reduktion von Gülle konnten zumindest für die N-Effizienz in einem Feldexperiment zu Winterweizen bestätigt werden (Abb. 11).

Nitrifikationshemmstoffe eignen sich insbesondere auf Ackerflächen für die Verbesserung und Stabilisierung der N-Effizienz flüssiger organischer Dünger. Sie erweitern den Zeitraum für eine sachgerechte umweltschonende Anwendung mit bevorzugter Düngung in der kühleren Jahreszeit (Februar bis April). Die verbesserte N-Effizienz der Dünger sollte in einer Rücknahme der Güllegabe umgesetzt werden.

Besonders gute Ergebnisse werden in Kombination mit platziert applizierter Gülle erreicht. In einem Modellexperiment wurden die Vorteile dieses Düngungssystems auch für flüssige Gärreste belegt (Abb. 12, 13). Als Folge einer stärkeren und länger anhaltenden Verzögerung der Nitrifikation des zugeführten Ammoniumstickstoffs wird deutlich weniger N_2O -Stickstoff emittiert.

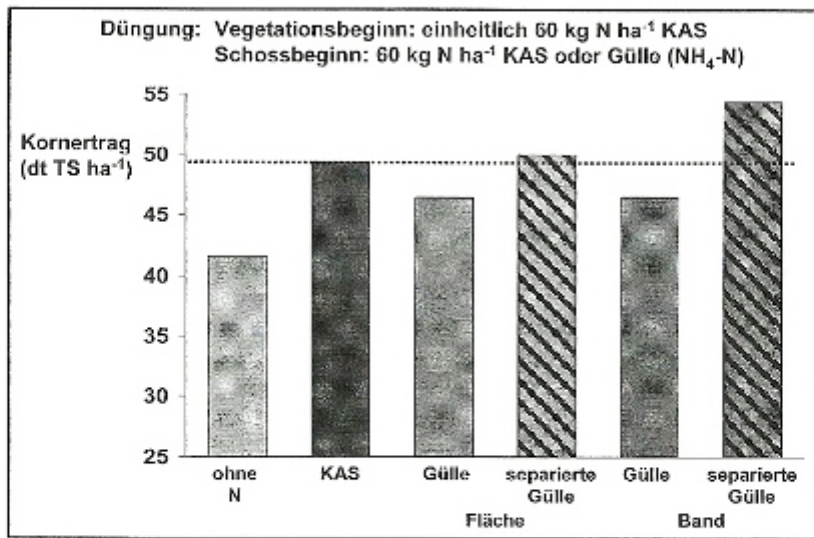


Abb. 11: Einfluss der Ausbringtechnik und der Separierung auf die N-Wirkung von Gülle im Feldversuch zu Winterweizen (Gutser und Dosch 1992)

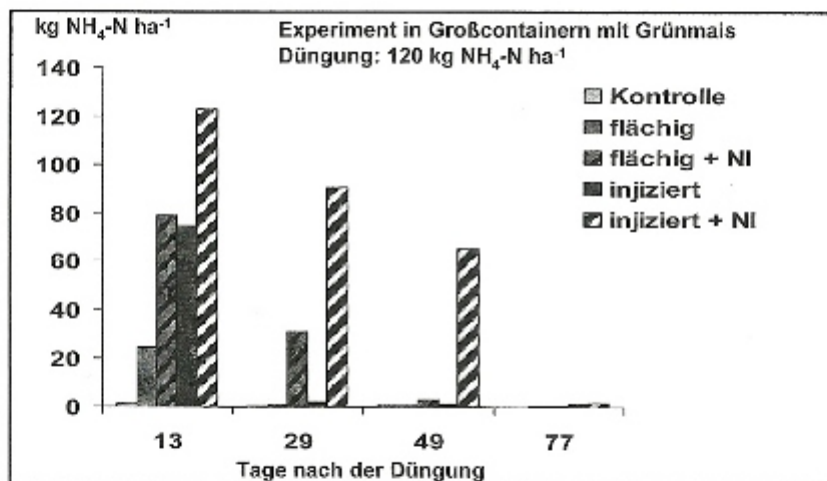


Abb. 12: Abnahme der Ammoniumgehalte im Boden nach flächiger und platzierter Einarbeitung von Gärrest ohne und mit Nitrifikationsinhibitor (NI) (Schraml und Schmidhalter, in Vorbereitung)

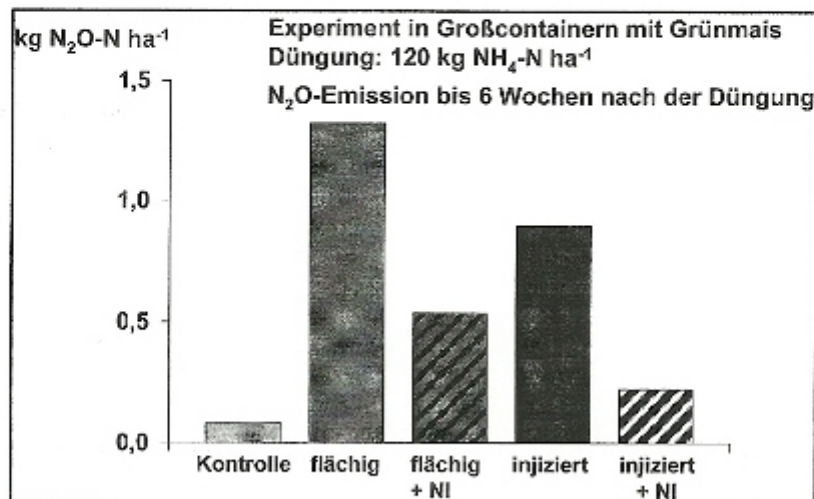


Abb. 13: N₂O-Emission nach flächiger und platzierter Einarbeitung von Gärrest ohne und mit Nitrifikationsinhibitor (NI) (Schraml und Schmidhalter, in Vorbereitung)

4 Zur Stickstoff- und Humuswirkung von Gärresten

Die Energiegewinnung aus nachwachsenden Rohstoffen sowie kommunalen und landwirtschaftlichen Abfall(Rest)-Stoffen mittels Biogastechnologie hat im letzten Jahrzehnt einen beachtlichen Aufschwung erfahren. Die dabei anfallenden Gärreste eignen sich, sofern sie vorgegebenen Qualitätsstandards entsprechen, für ein Recycling in der Landwirtschaft.

Bedingt durch die sehr unterschiedliche Zusammensetzung der Inputmaterialien (Wirtschaftsdünger, pflanzliche Biomasse etc.) weisen Gärreste eine große Schwankungsbreite an Nährstoffen und organischer Substanz auf. In Tabelle 4 sind die für die N-Wirkung entscheidenden Parameter wiedergegeben.

Tab. 4: Trockenmasse, organische Substanz und Stickstoff in Gärresten (Ebertseder 2007, ergänzt)

	TM % Fr.M	Org. S. % TM	N _{gesamt} % TM	NH ₄ -N % N _{gesamt}	C/N _{gesamt}	C/N _{org}
Mittel	7	73	8,6	63	6	15
Spanne	3-13	51-83	4-20	37-77	2-9	6-28

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Pilotanlagen 2006-2008

Deutliche Unterschiede in den Gehalten und Anteilen an Ammoniumstickstoff sowie C/N-Quotienten sowohl im Dünger insgesamt als auch in der enthaltenen organischen Substanz prognostizieren folglich auch Unterschiede in der kurz- und längerfristigen N-Wirkung.

Auf Basis einer einheitlichen Zufuhr an Ammoniumstickstoff erzielen Dünger mit höheren Anteilen an Ammoniumstickstoff sowie niedrigeren C/N-Quotienten ihrer organischen Substanz kurzfristig Vorteile in der N-Aufnahme der ersten drei Aufwüchse von Weidelgras (Abb. 14, 15) (FOUDA et al., in Vorbereitung). Der zugeführte Ammoniumstickstoff kommt demnach besser zur Wirkung, das ist zurückzuführen auf eine geringere Immobilisation im Boden.

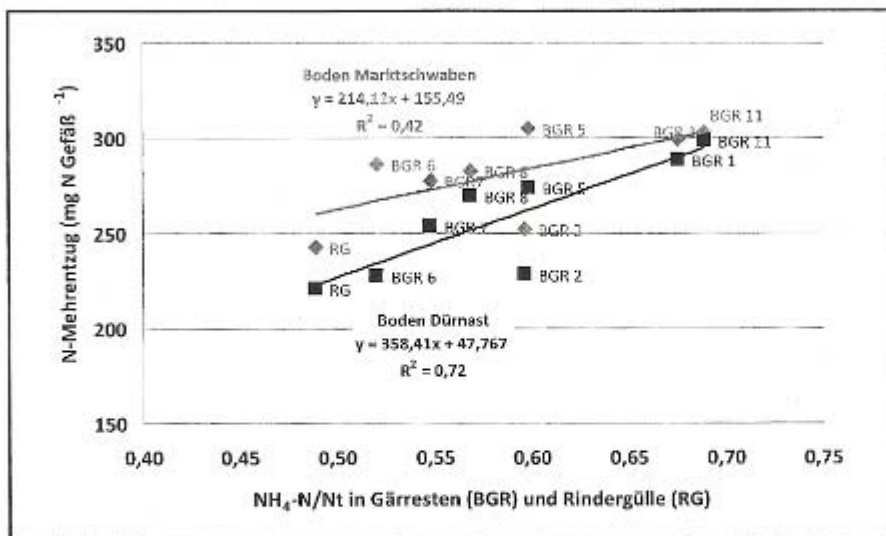


Abb. 14: Kurzfristige N-Wirkung von Gärresten in Abhängigkeit von deren Ammoniumanteil am Gesamt-N – Gefäßversuch, drei Schnitte Weidelgras, Düngung: 0,3 g NH_4^+ -N je kg Boden (Fouda et al., in Vorbereitung)

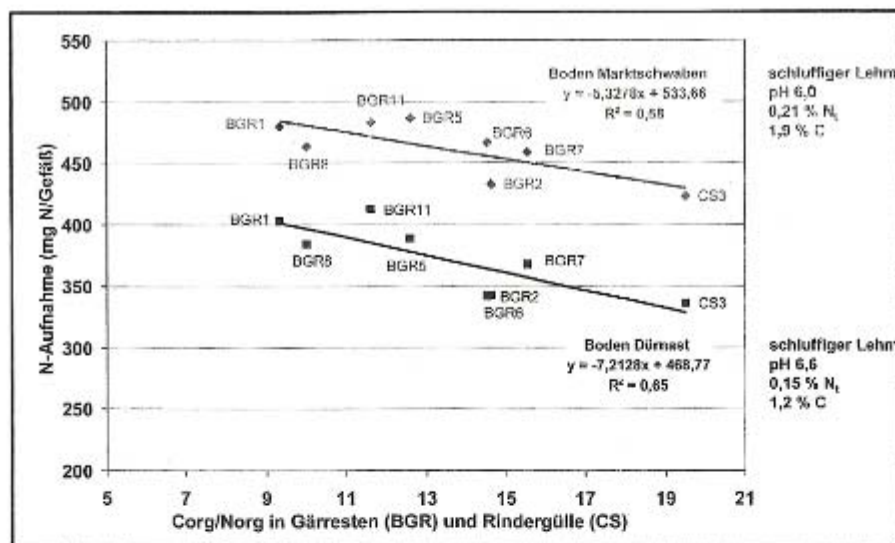


Abb. 15: Kurzfristige N-Wirkung von Gärresten in Abhängigkeit von deren $\text{C}_{\text{org}}/\text{N}_{\text{org}}$ -Quotienten – Gefäßversuch, drei Schnitte Weidelgras, Düngung: 0,3 g NH_4^+ -N je kg Boden (Fouda et al., in Vorbereitung)

In der längerfristigen N-Wirkung (8. und 9. Aufwuchs nach fünf Düngerapplikationen) gleichen sich die Gärreste unabhängig von ihren C/N-Quotienten weitgehend an (Abb. 16). Offensichtlich werden die Unterschiede in der Sofortwirkung durch die N-Freisetzung aus dem angereicherten N-Pool des Bodens ausgeglichen. Damit bestehen deutliche Parallelen zu anderen, kurzfristig gut wirkenden organischen Düngern.

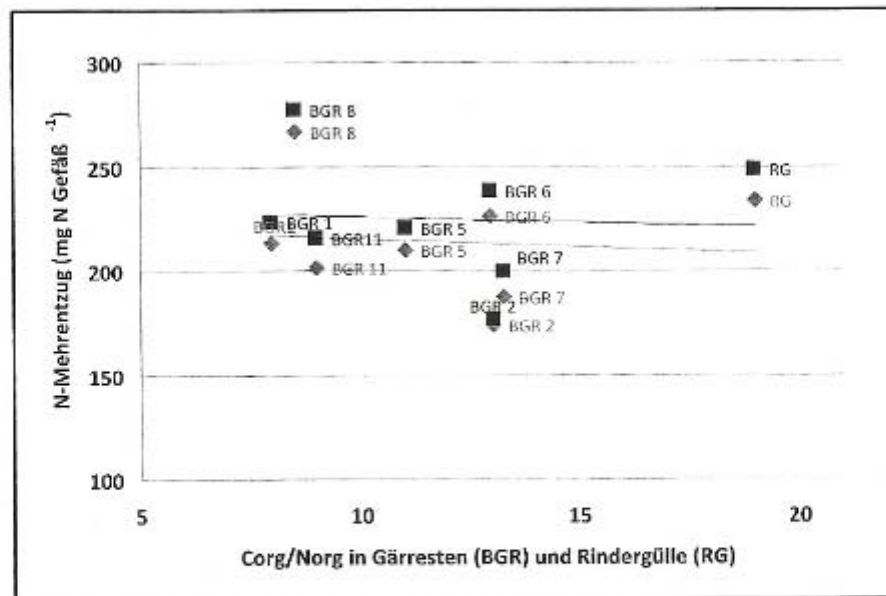


Abb. 16: Langfristige N-Wirkung von Gärresten in Abhängigkeit von deren C_{org}/N_{org} -Quotienten – Gefäßversuch, 8. und 9. Aufwuchs Weidelgras, nach fünf Düngungen mit $0,3 \text{ g NH}_4^+-\text{N}$ je kg Boden (Fouda et al., in Vorbereitung)

Bezüglich der Einschätzung der Humuswirkung von Gärresten bestehen noch offene Fragen. Der VDLUFA-Standpunkt zur Humusbilanzierung (VDLUFA 2004) wird derzeit überarbeitet.

Eine häufig diskutierte Frage ist, inwieweit eine, aus Silomais erzeugtem Gärrest nach vollständiger Rückführung auf die Anbaufläche, ausgeglichene Humusbilanz möglich wird. Eine Modellkalkulation verdeutlicht, dass nur auf Gunstlagen mit hohen Maiserträgen in etwa der mit dem Anbau verbundene Humusabbau ausgeglichen werden kann (Abb. 17).

Interessant ist der Befund über die für dieses Anbausystem kalkulierten N-Flüsse (Abb. 18). Für die Sicherung hoher Maiserträge ist ein deutlich höherer N-Umsatz erforderlich als auf der Vergleichsvariante. Den N-Abfuhr von 170 bzw. 250 kg stehen N-Zufuhren über Gärrest plus Mineraldünger von 239 bzw. 330 kg je Hektar gegenüber. In beiden Systemen wird mit dieser „optimierten“ Düngerteilung eine N-Effizienz von 75 % erreicht. Der Unterschied ergibt sich in den N-Verlusten, die in der ertragsstarken Gunstlage um 20 kg je Hektar höher liegen. Die Sicherung der Erträge und der Humusreproduktion kann in diesem extremen Anbausystem nur mit höherer Umweltbelastung erkauft werden, die unter üblichen Bedingungen der Praxis sicherlich noch deutlicher ausfallen dürfte. Dies gilt insbesondere unter Einbeziehung der N_2O -Emissionen, die in dieser N-Bilanz quantitativ nicht ins Gewicht fallen, aber für den Klimaeffekt übergeordnete Bedeutung einnehmen.

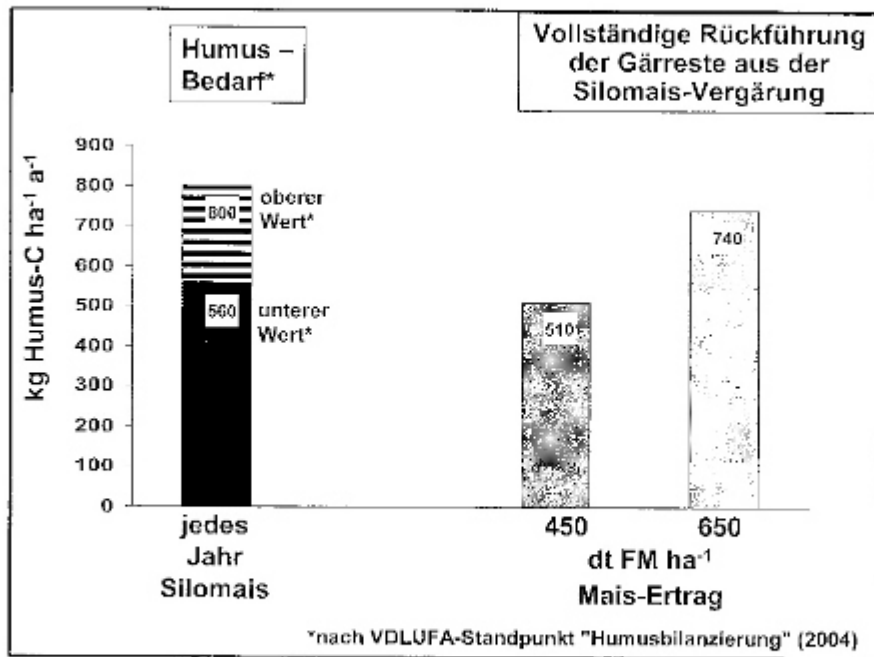


Abb. 17: Humusbedarf eines jährlichen Silomaisanbaus sowie Humusreproduktion durch Rückführung der Gärreste (Ebertseder 2007)

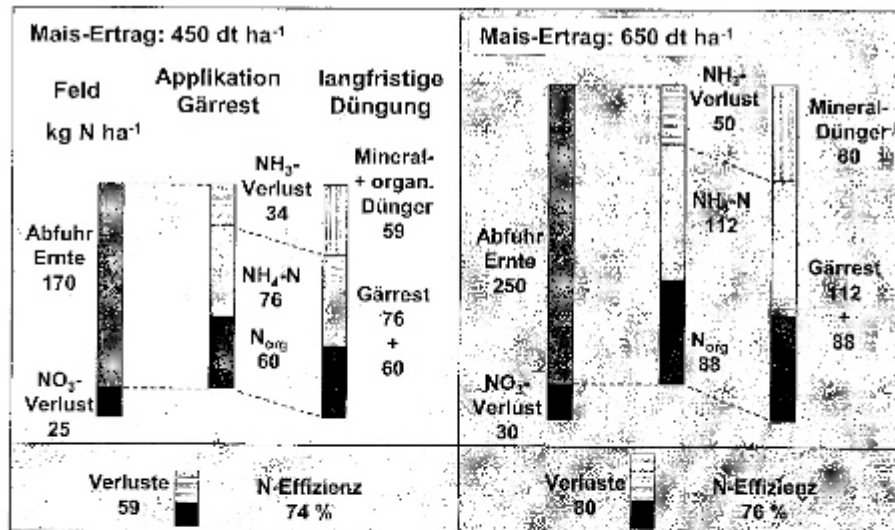


Abb. 18: N-Flüsse im System Silomaisanbau zur Biogasproduktion mit vollständiger Rückführung der Gärreste (Ebertseder 2007)

5 Schlussfolgerungen

Die optimale Verwertung organischer Dünger ist nicht alleine über eine gute N-Effizienz zu definieren, sondern ist wesentlich abhängig von der Realisierung einer an Standort und Bewirtschaftung angepassten Humusproduktion des Bodens und letztlich auch von dem Ausmaß umweltrelevanter N-Austräge.

Die N-Wirkung organischer Dünger ist weit komplexer und damit schwieriger zu prognostizieren als die der mineralischen N-Dünger. Organische Dünger wirken im Gegensatz zu mineralischen N-Düngern überwiegend über den N-Pool des Bodens. Ihre Sofort- und Nachwirkung lässt sich über ihre Gehalte an Ammoniumstickstoff und an abbaubarer organischer Substanz unter Berücksichtigung der C/N-Quotienten abschätzen und mittels Mineraldüngeräquivalente einstufen. Für Ackerkulturen beträgt die Schwankungsbreite der kurzfristigen Wirkäquivalente wichtiger Dünger 10–60 %, die der langfristigen Äquivalente 40–70 %.

Organische Dünger werden optimal bis zu jährlichen N-Gaben von etwa 120 kg je Hektar verwertet. Für Grünland dürfte dieser Orientierungswert trotz stärkerer Gefährdung für NH_3 -Verluste noch etwas höher liegen.

Eine effiziente N-Verwertung „schnell“ wirkender organischer Dünger (höhere NH_4 -Gehalte) erfordert NH_3 -konservierende Applikationstechniken. Diese bewirken häufig einen umweltrelevanten Anstieg der N_2O -Emission. Zudem steigt auch die zumindest kurzfristig im Boden immobilisierte N-Menge an. Demnach lässt sich die durch die organische Düngung bewirkte Emission an klimawirksamen Gasen meist nur durch eine Rücknahme der ausgebrachten N-Menge vermindern.

Mittels Separations- und Gärtechnik und der damit erreichten Reduzierung der Gehalte an organischer Substanz im Dünnseparat und darüber hinaus auch des abbaubaren Anteils im Gärrest lässt sich sowohl die erwähnte Wechselwirkung $\text{NH}_3/\text{N}_2\text{O}$ abschwächen als auch über eine verminderte Immobilisation des gedüngten NH_4 -N die Ertragssicherung trotz Rücknahme der Düngermenge gewährleisten.

Nitrifikationsinhibitoren erweitern auf Ackerflächen den Zeitraum für eine umweltschonende Anwendung mit Verlagerung in die frühere Vegetationszeit. Die Verzögerung der Nitrifikation des in Gülle und Gärresten enthaltenen NH_4 -Stickstoffs mindert nicht nur dessen Auswaschungsgefährdung, sondern auch nicht unerheblich die kurzfristig nach der Düngerapplikation einsetzende N_2O -Emission. Besondere Vorteile bringt die Kombination mit einer platzierten, insbesondere injizierenden Applikationstechnik.

Die durch den Energiepflanzenanbau in den letzten Jahren vermehrt anfallenden Gärreste lassen sich bezüglich ihrer N-Wirkung mittels des bekannten Wissensstandes über organische Dünger bewerten. Die starke Streubreite der Inhaltsstoffe in Gärresten als Folge des variierenden Inputmaterials erfordert eine anlagenspezifische Untersuchung



wichtiger Wirkparameter. In intensiv geführten Energiebetrieben lässt sich die Humusreproduktion ausschließlich mit Gärresten wegen dem nicht zu tolerierenden hohen Verlustpotenzial für Stickstoff nicht erreichen.

6 Literatur

- Dosch, P.; Gutser, R. (1996): Reducing N losses (NH_3 , N_2O , N_2) and immobilization from slurry trough optimized application techniques. *Fert. Res.* 43: 165-171
- Ebertseder, T. (2007): Humusbildung und Nährstoffbetrachtungen von Bioabfallkompost und Gärrückständen im Vergleich. In: Wiemer, K.; Keru, M. (Hrsg.): Weiterentwicklung der biologischen Abfallbehandlung vor dem Hintergrund von TA Luft und EEG. Witzenshausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, Witzenshausen, 219-234
- Fouda, S.; von Tucher, S.; Schmidhalter, U.: Nitrogen offtake from biogas effluents and cattle slurry applied to rye grass. (in Vorbereitung)
- Gutser, R.; Dosch, P. (1992): Strategien zur Optimierung der Stickstoffwirkung von Flüssigmist. Tagungsband Landtechnik Weihenstephan "Neue Techniken zum umweltgerechten und wirtschaftlichen Einsatz von mineralischen und organischen Düngern", 11.11.1992, Neumarkt, 38-48
- Gutser, R.; Dosch, P. (1996): Cattle-slurry - 15N turnover in a long-term lysimeter trial. *Proceed. of Int. Symposium Fertilizers and Environment* 345-350
- Gutser, R.; Ebertseder, T. (2002): Steuerung der Stoffkreisläufe landwirtschaftlicher Betriebe durch effiziente Verwertung der Wirtschaftsdünger. In: Neue Wege in der Tierhaltung. *KTBL-Schrift* 408: 153-168
- Gutser, R.; Ebertseder, T. (2005): Grundregeln der guten fachlichen Praxis für den Einsatz organischer Düngemittel. In: Bundesarbeitskreis Düngung (BAD) (Hrsg.): Nährstoffmanagement, Bodenfruchtbarkeit und nachhaltige Landwirtschaft. BAD, Frankfurt: 43-59
- Gutser, R.; Ebertseder, T.; Weber, A.; Schraml, M.; Schmidhalter, U. (2005): Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168: 439-446
- Gutser, R.; Ebertseder, T. (2006): Die Nährstoffe in Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern - ein unterschätztes Potenzial im Stoffkreislauf landwirtschaftlicher Betriebe. In: Verwertung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern in der Landwirtschaft - Nutzen und Risiken. *KTBL-Schrift* 444: 7-22
- Gutser, R.; Ebertseder, T.; Holz, F. (2008): Reicht das Fachrecht für die Umsetzung der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie aus? In: *agrar spektrum*, Schriftenreihe des Dachverband Agrarforschung (DAF), Band 41 (Landnutzung und Wasserqualität - Herausforderung bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie): 39-60
- Kaiser, E.A.; Ruser, R. (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany - an evaluation of six long-term field experiments. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 249-260
- Kilian, A.; Gutser, R.; Claassen, N. (1998): N_2O -emissions following long-term organic fertilization at different levels. *Agribiol. Res.* 51: 27-36



- Schraml, M.; Schmidhalter, U.: Optimierter Einsatz von Gärresten und Rindergülle mit Nitrifikationshemmstoff ("Piadin") zur Minimierung der Emission von Lachgas. In Vorbereitung
- VDLUFA (2004): VDLUFA-Standpunkt Humusbilanzierung - Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (Hrsg.), VDLUFA, Bonn, 12 S.
- Wulf, S.; Maeting, M.; Clemens, J. (2002): Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: II. Greenhouse gas emissions. *J. Environ. Qual.* 31: 1795-1801