

Systemwirkungen einer "Biogaswirtschaft" im ökologischen Landbau: Pflanzenbauliche Aspekte, Auswirkungen auf den N-Haushalt und auf die Spurengasemissionen¹

Dr. Kurt Möller, Professur für Organischen Landbau, Universität Gießen, Karl Glöckner-Str. 21c, 35394 Gießen, kurt.a.moeller@agrار.uni-giessen.de

Einleitung:

Seit der Verbesserung der politischen und ökonomischen Rahmenbedingungen für Bau und Betrieb von Biogasanlagen durch das Erneuerbare Energien Gesetz interessieren sich viele Landwirte für den Bau von Biogasanlagen. Neben den ökonomischen und technischen Fragestellungen im Zusammenhang mit dem Bau einer Biogasanlage stellen sich für die ökologisch wirtschaftenden Landwirte, die den Bau einer Biogasanlage in Erwägung ziehen, eine Vielzahl von Fragen nach den möglichen Auswirkungen auf den landwirtschaftlichen Betrieb. Denn die Biogasgülle enthält aufgrund des mikrobiellen Abbaus von den leicht abbaubaren Kohlenstoffgerüsten (Fette, organische Säuren, Eiweiße, Zellulosen, Hemizellulosen, etc.) weniger Kohlenstoff und damit auch gleichzeitig weniger Trockensubstanz. Der mikrobielle Abbau von C-Gerüsten im Fermenter bewirkt gleichzeitig einen Anstieg der Nährstoffkonzentration bezogen auf die Trockensubstanz, eine Abnahme des Anteils des organisch gebundenen Stickstoffs und eine Zunahme des Anteils des mineralischen Stickstoffs (Ammonium) im Vergleich zum Gehalt in herkömmlicher Gülle (MEßNER, 1988; WELLINGER et al., 1991). Anders als bei herkömmlicher Lagerung von Stallmist und Gülle treten zudem in einem Biogasreaktor so gut wie keine Stickstoffemissionen als Ammoniak und Lachgas auf.

Ferner erlaubt ein Biogasreaktor die energetische Nutzung einer Vielzahl von betriebseigenen Reststoffen (z.B. Aufwüchse von Zwischenfrüchten und Rotationsgrünbrachen, Stroh von Körnererbsen, etc.), die sonst in der Regel keine direkte Verwendung im Betrieb haben und deshalb auf dem Feld verbleiben bzw. von betriebsfremden Stoffen wie z.B. Biomüll. Hieraus ergeben sich eine Vielzahl von Möglichkeiten zur Veränderung des pflanzenbaulichen Betriebsmanagements.

Aus den Veränderungen von Gülle bzw. Stallmist bei der Vergärung sowie aus den Möglichkeiten auch andere Stoffe als nur die Ausscheidungen aus dem Stall zu vergären ergeben sich eine Vielzahl von Fragen pflanzenbaulicher Art, insbesondere hinsichtlich den langfristigen Auswirkungen einer "Biogaswirtschaft" auf den N- und C-Kreislauf auf der Gesamtbetriebsebene und damit zusammenhängend auf die Erträge und auf die N-Emissionen (Lachgas, Ammonium, Nitrat).

Pflanzenbauliche Auswirkungen:

Die bisher vorliegenden Untersuchungen und Erkenntnisse über die direkten pflanzenbaulichen Auswirkungen des Einsatzes fermentierter organischer Dünger aus Biogasanlagen beschränken sich im Wesentlichen auf die Analyse der durch die Vergärung induzierten stofflichen Verände-

¹ Zusammenfassung einiger wichtiger Aspekte und Fragestellungen eines von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Forschungsvorhabens "Biogas im ökologischen Landbau" an der Professur für Organi-

rungen der Biogasgülle gegenüber einer herkömmlichen Gülle bzw. Stallmist sowie auf die Beschreibung der direkten Auswirkungen auf die Kulturpflanzen, die mit vergorenen organischen Düngern behandelt wurden (u.a. MERZ, 1988; MEßNER, 1988). Bekannt ist z.B. dass der Stickstoff in der Biogasgülle im Vergleich zum Stickstoff im Stallmist bzw. in einer "normal" gelagerten Gülle für die Pflanzen schneller verfügbar ist und somit stärker zur direkten N-Ernährung der Pflanze beiträgt. Vergleichbares gilt auch für den Phosphor (MEßNER, 1988).

Exakte Untersuchungen zu den pflanzenbaulichen Auswirkungen der Biogasvergärung auf der Gesamt-Betriebsebene wurden dagegen bisher nicht durchgeführt. Dies gilt sowohl für den konventionellen als auch den ökologischen Landbau. Daher liegen keine Ergebnisse darüber vor, wie stark die Auswirkungen auf die Flächenproduktivität der Ackerflächen im Gesamtsystem unter Einbeziehung möglicher Nachwirkungen sind. Dies führt dazu, dass große Unsicherheiten über die Auswirkungen insbesondere auf die mittel- und langfristigen Erträge vorliegen. Dies geht u.a. aus der vorliegenden Literatur hervor, wo sich die theoretischen Abhandlungen in ihren Aussagen teilweise widersprechen (u. a. LAMPKIN, 1990; HEILMANN, 1992; HAMPL, 1998; KÖTTNER, 1998; SCHAUMANN, 1998). Die offenen Fragen führen dazu, dass in der Praxis große Planungsunsicherheit besteht, wie sich die Vergärung der organischen Rückstände in der Biogasanlage auf den übrigen Betrieb und insbesondere auf die Wirtschaftlichkeit des Betriebs auswirkt. Diese Unsicherheiten gehen soweit, dass LAMPKIN (1990) sogar von der Vergärung der Tierausscheidungen in Biogasanlagen abrät ("*the end product may not be very suited for use in organic systems*"). Dabei sind eine Vielzahl von möglichen Auswirkungen insbesondere auf den N-Haushalt und auf die N-Verluste denkbar, die sich auf die Flächenproduktivität insbesondere im ökologischen Landbau auswirken dürften. Dabei ist zwischen viehhaltenden Betrieben und solchen Betrieben mit nur geringer oder keiner Viehhaltung zu unterscheiden:

a) Biogas im viehhaltenden Betrieb

Hinsichtlich der vorliegenden Untersuchungen kann auf jeden Fall davon ausgegangen werden, dass sich die Vergärung der Ausscheidungen aus dem Stall auf den "Stickstoffhaushalt" viehhaltender Betriebe auswirkt und zu einer deutlichen Senkung der unproduktiven Stickstoffverluste in der Gesamtkette Lagerung und Ausbringung führt, die zugleich eine Emissionsquelle für die angrenzenden Systeme Luft und Wasser darstellen. Dies hängt damit zusammen, dass bei jeder offenen Lagerung von Stallmist oder Gülle Stickstoff als Lachgas und Ammoniak entweicht (siehe Abb. 2). Diese Verluste können je nach Lagerdauer und Lagerverfahren beträchtlich (bei Stallmist 20% und mehr) sein (für eine ausführliche Beschreibung siehe unten). Sie wirken sich im ökologischen Landbau unmittelbar auf die Erträge aus, denn im ökologischen Landbau kommt dem N-Haushalt eine überragende Stellung zu. Oftmals ist das Wachstum selbst krankheitsanfälliger Kulturen wie Kartoffeln zuvorderst durch N-Mangel begrenzt (MÖLLER, 2001). Bei der Vergärung in einer (geschlossenen) Biogasanlage treten dagegen so gut wie keine N-Verluste auf (u.a. SCHULZ, 1996). Geringeren Verlusten während der Lagerung steht jedoch eine höhere Gefahr von Ammoniak-N-

Verlusten während der Ausbringung von Biogasgülle im Vergleich zu Stallmist gegenüber. Dagegen dürften die N-Verluste bei der Ausbringung von Biogasgülle im Vergleich zu normal gelagerter Gülle - bezogen auf die Ausgangs-N-Mengen zu Beginn der Lagerung etwa gleich hoch sein - denn Biogasgülle enthält zwar höhere Ammoniumgehalte und hat einen höheren pH-Wert als normal gelagerte Gülle (beides fördert die N-Verluste), sie ist jedoch dünnflüssiger und sickert daher schneller ein (dies reduziert die N-Verluste). Dies legen auch Ergebnisse aus Bonn nahe (CLEMENS et al., 2001).

Wird die gesamte Kette vom Stall bis zur Ausbringung betrachtet und eine hypothetische **Quantifizierung** der N-Verluste und Ertragswirkungen einer Umstellung für einen viehhaltenden Öko-Betrieb mit einer Großvieheinheit/ha (bzw. 0,7 Dungeinheiten/ha) von der heute üblichen Stallmistwirtschaft auf Biogasvergärung der Rückstände und Abfälle aus dem Stall anhand der bekannten Ergebnisse² vorgenommen, so ergibt sich das in Tabelle 1 dargestellte Bild. Werden die heute im ökologischen Landbau übliche Stallmistwirtschaft mit der Biogaswirtschaft verglichen, verbleiben nach der Ausbringung im System mit Biogasgülle bei einer GVE/ha knapp 11 kg N/ha mehr im Nährstoffkreislauf eines Betriebes als bei einem vergleichbaren Stallmistsystem, die zusätzlich für das Pflanzenwachstum zur Verfügung stehen. Wird weiterhin angenommen, dass die Stickstoffversorgung der ertragslimitierende Faktor ist und gut zwei Drittel vom zusätzlich zur Verfügung stehenden Stickstoff bei der Ausbringung direkt ertragswirksam wird – und je dt Getreide

Tabelle 1: Geschätzter N-Anfall und N-Verluste (bezogen auf die N-Ausgangsmenge vor der Lagerung/Fermentierung) in verschiedenen Ketten der Bewirtschaftung der organischen Düngung

	übliche Stall- mistwirt- schaft	Biogaswirt- schaft (allei- nige Vergä- rung von Stall- mist/Gülle)	Biogaswirt- schaft <u>mit</u> Vergärung betriebseige- ner Kosubstra- te	Biogaswirtschaft <u>auch</u> mit Vergä- rung betriebseige- ner <u>und</u> betriebs- fremder Kosub- strate
N-Anfall:				
Stallmist/Gülle	56 kg N/ha	56 kg N/ha	56 kg N/ha	56 kg N/ha
eigene Kosubstrate*	-	-	35 kg N/ha	35 kg N/ha
fremde Kosubstrate	-	-	-	40 kg N/ha
N-Verluste**:				
Lagerung/Fermentierung	30 %	1 %	1 %	1 %
Ausbringung	5 %	15 %	15 %	15 %
N-Rückführung				
davon NH ₄ -N (60 %)	36,4 kg N/ha 3,6 kg N/ha	47,0 kg N/ha 28,2 kg N/ha	76,4 kg N/ha 45,9 kg N/ha	110 kg N/ha 66 kg N/ha

* Reststoffe wie Zwischenfruchtaufwüchse, Körnererbsenstroh, etc.

** bezogen auf die N-Ausgangsmenge vor der Lagerung bzw. vor der Fermentierung

² Annahmen: durchschnittliche gasförmige N-Verluste im Stallmiststapel 30 % (GUTSER, 1991; SOMMER, 2001) (sie werden in der Düngeverordnung bis zu 40 % als unvermeidbar angesehen <Anonym 1997>), Verluste im Fermenter

2 kg Stickstoff notwendig sind – so beträgt der Produktions-Mehrwert je Hektar bei Vergärung im Vergleich zur üblichen Stallmiskette knapp 4 dt Getreide. Bei durchschnittlichen Getreideerträgen im ökologischen Landbau von 40 dt/ha würde dies Ertragssteigerungen von 10 % bedeuten.

Die Biogasanlage erlaubt jedoch nicht nur die Vergärung von Gülle und Stallmist, sie ermöglicht gleichzeitig auch die Nutzung von sonstigen Ernterückständen wie z.B. das Erbsenstroh, die Aufwüchse von Rotationsgrünbrachen und Zwischenfrüchten, etc., die sonst keine Verwendung im Betrieb finden und die für eine Kofermentation in der Biogasanlage geeignet sind. Dadurch kann den Ackerflächen im Sommer bzw. Herbst organische Substanz entnommen werden, die teilweise hohe N-Gehalte aufweist und bei frühzeitiger Mineralisation zu Emissionen ins Grundwasser (Nitrat) bzw. in die Luft (Lachgas) führen kann. Die konsequente Vergärung dieser Ernterückstände in einer Biogasanlage dürfte nicht nur zu erheblich höheren Gas- und Energieausbeuten führen, sie bewirkt zugleich eine entsprechende Steigerung der verfügbaren Menge an organischen Düngern und erhöht damit die Möglichkeiten des Betriebes zur gezielten Düngung der besonders N-bedürftigen Kulturpflanzen. Werden die diesbezüglichen Potenziale in einer üblichen Fruchtfolge eines ökologisch wirtschaftenden Gemischtbetriebes genutzt (insbesondere Zwischenfruchtaufwüchse und Körnererbsenstroh), können nochmals etwa 30 bis 40 kg N/(ha a) "eingesammelt" werden, die als zusätzliche mobile N-Quelle zur gezielten Düngung der Kulturpflanzen im Frühjahr zur Verfügung stehen (siehe Tab. 1). Unter Berücksichtigung der Verluste bei der Lagerung bzw. Ausbringung, resultiert bei einem solchen Verfahren nahezu eine Verdoppelung der zur Verfügung stehenden mobil einsetzbaren N-Düngermengen. Ferner ist zu berücksichtigen, dass der Abtransport der in der Regel sehr N-reichen Ernterückstände und ihre Vergärung in der Biogasanlage zu einer deutlichen Reduzierung der Gefahr von Nitratauswaschungsverlusten einher gehen dürfte. Wie stark die Auswirkung eines solchen Systems auf die Erträge und auf die N-Verluste sind, lässt sich derzeit nicht einschätzen, die positiven Ertragseffekte für die gesamte Öko-Fruchtfolge dürften jedoch deutlich über 10 % liegen.

Der Vollständigkeit halber soll erwähnt werden, dass ökologisch wirtschaftende Betriebe zusätzlich zu den betriebseigenen betriebsfremde Gärsubstrate in begrenzter Höhe verwenden dürfen (z.B. Import von max. 40 kg N je ha Betriebsfläche), sofern diese bestimmte Mindeststandards (Schadstoffe) einhalten. Die Verwendung solcher Gärsubstrate ermöglicht nicht nur eine Steigerung der Gaserträge und der Rentabilität der Biogasanlage (zumal häufig die Vergärung des Mülls aufgrund der damit verbundenen "Müll"-Beseitigung entlohnt wird); sie steigert auch die Menge an mobil verfügbaren Düngermengen um weitere 34 kg N/ha - bei 15 % Verlusten im Zusammenhang mit der Ausbringung auf das Feld - und kann auf diesem Wege zu einem zusätzlichen Nutzen führen. Diese Erhöhung der Düngermengen stellt einen Ausgleich für die über die Ernteprodukte exportierten Nährstoffe dar und kann so zu "geschlosseneren" Nährstoffkreisläufen führen. Untersuchungen über die Auswirkungen der Einbeziehung betriebsfremder Gärsubstrate auf die Erträge sowie auf die Nährstoffimporte und -exporte via Ernteprodukte liegen derzeit nicht vor, bei Aus-

und Lagerbehälter einer Biogasanlage 1%; N-Verluste bei optimierter Ausbringungstechnik bei Stallmist ca. 5 %, bei Biogäsgülle ca. 15 % der N-Ausgangsmenge aus dem Stall

schöpfung der erlaubten Mengen dürften die Ertragssteigerungen des Gesamtbetriebes zwischen 10 und 20 % liegen, ohne Berücksichtigung der vermuteten positiven Ertragseffekte durch die Vergärung der betriebseigenen Reststoffe (das Gesamtpotenzial dürfte bei durchschnittlich 30 % liegen). Gerade die Umweltwirkungen der auf diese Weise verfrachteten Nährstoffmengen dürften von großem Interesse sein, sind bisher jedoch ebenfalls nicht untersucht worden.

b) Biogas im viehlosen bzw. vieharmen Marktfruchtbetrieb

Bisher wurde die "Biogaswirtschaft" für viehlose Betriebe aufgrund der Probleme bei der Vergärung kaum in Erwägung gezogen. Verfahrenstechnisch zeichnen sich jedoch mittlerweile durchaus praktikable Lösungen ab. In viehlos wirtschaftenden Betrieben fallen eine Vielzahl von Aufwüchsen an, die keine Verwendung finden und sich für eine Vergärung gut eignen (siehe Aufstellung in Tab. 2). Unter diesen Aufwüchsen sind die von Leguminosen-Gras-Rotationsgrünbrachen, die bisher gemulcht werden und auf dem Feld verbleiben, von besonderem Interesse. Das Mulchen bewirkt eine geringere Biomassebildung im Vergleich zur Schnittnutzung. Über das Mulchen von leicht zersetzbarer Pflanzensubstanz reichern sich zudem zeitlich und räumlich erhebliche Mengen an Stickstoff an, die einer Konservierung zur Aufnahme durch die Folgefrüchte bedürfen. Erste Erfahrungen belegen mit Saugkerzen drastische Nitratverluste (> 20 % des Netto-N-Gewinns) nach gemulchtem Klee gras (RUHE et al., 2001). Die gleichzeitig im Vergleich zur Schnittnutzung nicht erhöhte N-Wirkung in der Nachfrucht (WICHMANN et al., 2001; AHRBERG, 2001) deutet ebenso auf ein hohes Verlustrisiko hin. Neben der möglichen negativen Umweltwirkungen von

Leguminosen-Gras-Rotationsgrünbrachen kommt eine erhebliche Minderung der biologischen Stickstofffixierungsleistung bei gemulchten gegenüber genutzten Leguminosen-Gras-Grünbrachen (siehe u. a. BECKMANN et al., 2000) hinzu, die nach Ergebnissen von HEUWINKEL (2001) ca. 30 % betragen.

Würde der

Tabelle 2: Möglicher N-Abtransport in vergärbare r Biomasse innerhalb einer typischen viehlosen Öko-Fruchtfolge

		ohne Biogas-Nutzung	mit Biogas-Nutzung
Klee gras ↓	N-Fixierung „N-Ernte“	200 kg N/ha 0 kg N/ha	350 kg N/ha 350 kg N/ha
Kartoffeln ↓	Abfälle	14 kg N/ha	14 kg N/ha
Winterweizen (mit Zwfr.) ↓	N-Fixierung „N-Ernte“	40 kg N/ha 0 kg N/ha	40 kg N/ha 90 kg N/ha
Erbsen mit Zwfr. ↓	N-Fixierung „N-Ernte Stroh“ N-Fixierung „N-Ernte“	150 kg N/ha 0 kg N/ha 40 kg N/ha 0 kg N/ha	150 kg N/ha 50 kg N/ha 40 kg N/ha 90 kg N/ha
Wintergetreide (mit Zwfr.) ↓	N-Fixierung „N-Ernte“	40 kg N/ha 0 kg N/ha	40 kg N/ha 90 kg N/ha
Sommergetreide	N-Fixierung „N-Ernte“	40 kg N/ha 0 kg N/ha	40 kg N/ha 60 kg N/ha

Aufwuchs der Grünbrachen vergoren, so stünde der gesamte Stickstoff aus dem Aufwuchs von Klee gras (300 bis 400 kg N/ha) dem Betrieb nach der Vergärung als mobil einsetzbarer Dünger zur

Verfügung. Die Nutzung dieser Grünbrachen durch Vergärung in einer Biogasanlage dürfte neben der Erzielung entsprechender Energieerträge auch zu einer Erhöhung der Stickstoffinputs in den Betrieb von schätzungsweise 100 bis 150 kg N je Hektar und Jahr führen. Wird davon ausgegangen, dass der Stickstoffinput in den Betrieb durch die Nutzung des Leguminosen-Gras-Gemenges um durchschnittlich 120 kg N/ha gegenüber gemulcht aufgrund der höheren N-Fixierungsleistung der Rhizobien-Bakterien steigt und zwei Drittel davon ertragswirksam werden, beträgt der Produktionswert des zusätzlich gewonnenen Stickstoffs – bei einem N-Bedarf von 2 kg je dt produzierten Getreides – 40 dt je Hektar vergorenen Leguminosen-Gras-Gemenges.

Darüber hinaus können auch in viehlosen Öko-Betrieben - ähnlich wie in viehhaltenden Gemischtbetrieben - erhebliche Mengen an sonstigen betriebseigenen Gärsubstraten (z.B. Zwischenfruchtaufwüchse, Stroh von Korndruschfrüchten, etc.), und betriebsfremden eingesetzt werden, die sich für eine Vergärung in Biogasanlagen und anschließend als Dünger sehr gut eignen. Insgesamt betrachtet dürften die positiven Ertrags- und Umwelteffekte der Biogasvergärung der Reststoffe in vieharmen bzw. viehlosen Betrieben sehr viel stärker sein als in Betrieben mit starker Viehhaltung (Vergleich von Tab. 1 und Tab. 3).

Tabelle 3: Abschätzung des Einflusses der Vergärung betriebseigener und betriebsfremder Reststoffe auf den mobilen N-Düngerpool für eine viehlose Öko-Fruchtfolge

	Übliche viehlose Bewirtschaftung	Biogaswirtschaft mit Vergärung der „Ernterückstände“	Biogaswirtschaft mit Vergärung betriebseigener und betriebsfremder Stoffe
N-Anfall: - eigene Reststoffe - fremde Kosubstrate	2,3 kg N/ha 0 kg N/ha	124 kg N/ha 0 kg N/ha	124 kg N/ha 40 kg N/ha
N-Verluste bei Ausbringung¹	0 %	15 %	15 %
durchschnittl. Netto-N-Rückführung	2,3 kg N/(ha*a)	105 kg N/(ha*a)	139 kg N/(ha*a)

¹ bezogen auf die N-Ausgangsmenge

Auswirkungen auf den Humushaushalt des Bodens

Sehr kontrovers werden innerhalb des ökologischen Landbaus die möglichen Auswirkungen der Biogasvergärung auf den Humushaushalt des Bodens diskutiert. Durch den Abbau an organischen C-Gerüsten im Biogasfermenter und deren Umwandlung u.a. in Methan und Kohlendioxid werden negative Auswirkungen auf den Humusgehalt befürchtet bzw. unterstellt, da diese Stoffe - so die gängige Meinung - nicht mehr für die Humusbildung zur Verfügung stünden (u.a. LAMPKIN, 1990; RAUHE, 1990; HEILMANN, 1992). Diese Befürchtungen werden jedoch durch Ergebnisse aus einigen - offenbar wenig bekannten - Untersuchungen widersprochen. So stellte MERZ (1988) in Versuchen in einer Lysimeteranlage fest, dass unvergorene Gülle gegenüber vergorener Gülle im ersten Versuchsjahr nach der Applikation höhere Trockensubstanz-Reste hinterließ, die Rückstände von "unbehandelter" Gülle wurden jedoch im Verlaufe des zweiten Versuchs-

jahres stärker abgebaut als die TS-Reste der "ausgefauten" Gülle. MERZ (1988) schließt daraus, dass die TS-Rückstände von "unbehandelter" Gülle (deren TS-Gehalte im Mittel aller Düngetermine bei 8,5 % lag), leichter abbaubar sind als die von "ausgefauter" Gülle, deren TS-Gehalt während des Gärprozesses auf 6,3 % reduziert wurde. Nach Ergebnissen aus der ehemaligen DDR von ASMUS und LINKE (1987) hat die organische Substanz von Biogas-Faulschlamm eine um ca. 25% höhere Humusreproduktionsleistung als die unvergorene Gülle (1,04 gegenüber 0,82), so dass unter Berücksichtigung dieser Zusammenhänge ein Abbau von 30 % der organischen Substanz bei der Biogasgewinnung von Rindergülle nur einem Verlust von 12,5 % an reproduktionswirksamer organischer Substanz entspricht. Ergebnisse von Bebrütungsversuchen von REINHOLD et al. (1991) deuten darauf hin, dass bei Betrachtung der gesamten Kette etwa gleich

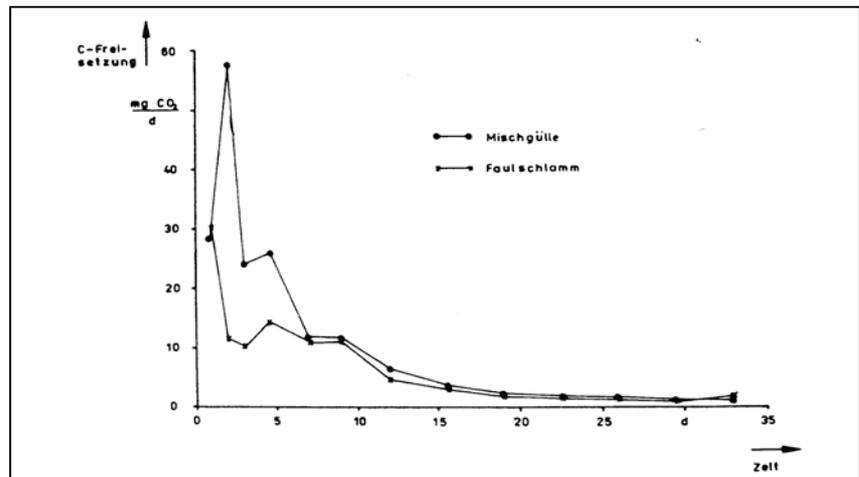


Abb. 2: Tägliche Kohlenstofffreisetzung bei der Bebrütung von Mischgülle- und Faulschlamm

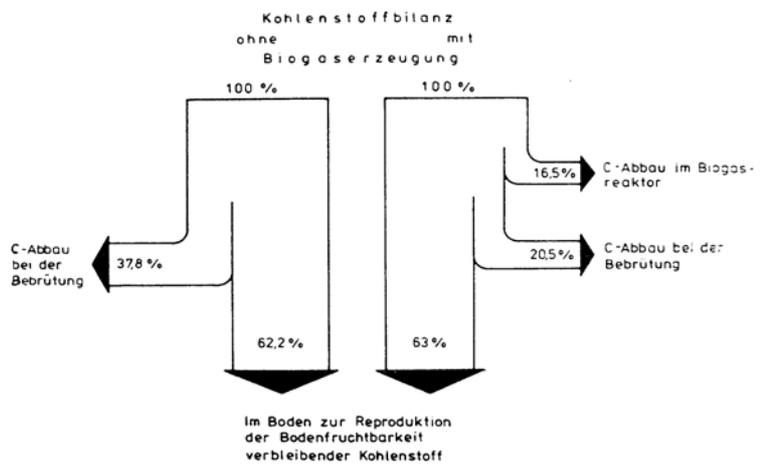


Abb. 3: Kohlenstoffbilanz mit und ohne Biogasferzeugung

Abb. 1: Tägliche C-Freisetzung bei der Bebrütung von Mischgülle und Faulschlamm (oben) bzw. C-Bilanz mit und ohne Biogasferzeugung (unten) (nach Reinhold et al., 1991)

hohe Mengen an Kohlenstoff im Boden zur Reproduktion des Humus verbleiben (siehe Abb. 1). Aus den Ergebnissen dieser Arbeitsgruppe geht auch hervor, dass in den ersten Tagen nach Düngung unvergorener Gülle sehr starke Umsetzungen im Boden zu einem entsprechenden Abbau an organischer Substanz führen. Diese starken Umsetzungen ziehen einen hohen Sauerstoffbedarf für die Mikroorganismen nach sich, die zu anoxischen Bedingungen im Boden führen können, mit den damit einhergehenden Gefahren (siehe unten). Die dargestellten Ergebnisse der drei Arbeitsgruppen werden damit in Zusammenhang gebracht, dass im methanogenen Faulprozess in erster Linie die leicht zersetzbaren organischen Verbindungen wie Zellulose, Hemizellulosen und Fettsäuren abgebaut werden. Die für die Humusbildung ohnehin wichtigeren Lignine bleiben dagegen weitgehend erhalten (deren Abbau ist nur bei ausreichender Sauerstoffversorgung möglich) und stehen daher nach der Rückführung der Gärreste weiterhin für die Humusbildung im Boden zur Verfügung (siehe u.a. ASMUS und LINKE, 1987).

Abgesehen von den oben dargestellten Zusammenhängen wird bei der Diskussion um die Humusversorgung nicht berücksichtigt, dass bei einer gezielten Kompostierung - wie sie z.B. viele biologisch-dynamisch bewirtschaftete Betriebe betreiben - der Kohlenstoffabbau während der Lagerung/Kompostierung stärker ist als in einer Biogasanlage, u.a. weil unter Sauerstoffzutritt auch Lignine ab- und umgebaut werden.

Ein weiterer Aspekt ist, dass es durchaus möglich ist, dass eine starke Zuführung leicht zersetzbarer organischer Substanz zu einem Humusabbau im Boden führt. Dies wird damit begründet, dass die Mikroorganismen unter den günstigen Entwicklungsbedingungen durch die Zufuhr der leicht zersetzbaren Stoffe in die Lage versetzt werden, auch schwer zersetzbare Huminstoffe abzubauen und zu verdauen. Die Vergärung und der Abbau der leicht zersetzbaren organischen Substanz vor der Ausbringung auf den Acker würde ggf. diesem Effekt entgegenwirken.

Auswirkungen auf die Emissionen aus dem Betrieb

Die möglichen Auswirkungen der Fermentation von Rückständen in Biogasanlagen auf die klimawirksamen Spurengasemissionen aus der Landwirtschaft sind von besonderem Interesse. Denn z.B. die **Lachgasemissionen** (N_2O)³ aus der Landwirtschaft stehen in den letzten Jahren zunehmend in der Diskussion, da die Landwirtschaft - je nach Quelle - mit etwa 33 bis 50 % eine wichtige Quelle für den anthropogen bedingten Lachgasausstoß ist (BOUWMAN, 1991; JENKINSON, 1999; LINCKH et al., 1997; SCHMIDT, 1998). Neben Lachgasemissionen können in einem landwirtschaftlichen Betrieb aber auch erhebliche **Ammoniakemissionen** auftreten, z. B. während der Lagerung und Ausbringung von wirtschaftseigenen Düngern wie Stallmist und Gülle. Darüber hinaus trägt die landwirtschaftliche Tierhaltung in Mitteleuropa maßgeblich zur Gesamtbelastung durch Methan bei; ein substantieller Anteil (etwa 20 bis 25 %) der mit der Tierhaltung in Zusammenhang stehenden **Methanemissionen** stammt aus Tierexkrementen (BOUWMAN, 1991; HÜTHER, 1999; IPCC, 1992; SOMMER und MÖLLER, 2000), sie ließen sich durch die Vergärung der Tierexkrementen in einer Biogasanlage stark reduzieren.

Emissionen im Zusammenhang mit Lagerung und Ausbringung organischer Dünger:

Wirtschaftseigene Dünger (d. h. Stallmist, Gülle) stellen eine sehr wichtige Quelle für **Lachgasemissionen** aus der Landwirtschaft dar (u. a. BÖCKMAN und OLFS, 1998; HÜTHER, 1999) (siehe Abb. 2). Erhebliche Stickstoffverluste treten dabei nicht nur während der Lagerung auf (ISERMANN, 1990; ZIMMERMANN, 1993; HÜTHER, 1999; THOMSEN, 1999). Zahlreiche Untersuchungen belegen eine deutlich erhöhte Denitrifikation nach der Ausbringung von Gülle (BEAUCHAMP et al., 1989; COMFORT et al., 1990; DOSCH, 1996), die nach Gülleinjektion bis zu 50 % des gedüngten NH_4^+ -N betragen kann (THOMPSON et al., 1987). Die Denitrifikation, die zu entsprechenden Lachgasemissionen aus dem Boden führt, wird mit der Konzentration an flüchtigen Fettsäuren (PAUL und BEAUCHAMP, 1989) bzw. mit der Zufuhr von mikrobiell leicht abbaubarem Kohlenstoff in der Gülle (BEAUCHAMP et al., 1989) in Verbindung gebracht. Diese

Erhöhung gründet sich ursächlich auf folgenden Mechanismus: Der erhöhte Abbau der über die Gülle zugeführten organischen Substanz, verbunden mit der steigenden Atmungsaktivität heterotropher Bakterien (siehe Abb. 1), begünstigt die Schaffung anoxischer Bedingungen im Boden (RICE et al., 1988). Unter anoxischen Bedingungen kommt es zur Denitrifikation, bei der zur Energiegewinnung Elektronen statt auf elementarem Sauerstoff (O_2) auf den Sauerstoff des Nitrats (NO_3) unter Bildung von NO_2 , NO , N_2O und N_2 übertragen werden (siehe Abb. 3).

Bei der anaeroben Vergärung wird der leicht abbaubare Kohlenstoff in energetisch nutzbares Methangas umgewandelt. Die nach der Vergärung gelagerte und anschließend ausgebrachte Biogasgülle enthält keine oder nur sehr geringe Gehalte an leicht abbaubaren Kohlenstoffgerüsten. Dies dürfte der Bildung anoxischer Verhältnisse im Boden weitgehend entgegenstehen und einen Erklärungsansatz für die von PETERSEN (1992) erzielten verminderten Denitrifikationsraten nach der Applikation von vergorener gegenüber unbehandelter Gülle liefern.

Neben Lachgasemissionen ist die Problematik der Ammoniakemissionen aus Stallmist und Gülle während der Lagerung und Ausbringung zu beachten, die zu gasförmigen Verlusten eines erheblichen Anteils des Ammoniumstickstoffs führen kann. Bei Stallmist treten die Verluste v.a. während der Lagerung auf, während diese bei der Gülle - insbesondere bei unsachgemäßer Ausbringung - sehr viel stärker während der Ausbringung auftreten können (u. a. DÖHLER und BISKUPEK, 1993). Bei Biogasvergärung treten so gut wie keine N-Verluste während der Lagerung in geschlossenen Behältern auf. Zu beachten ist jedoch die Gefahr von Ammoniak-Emissionen nach der Ausbringung der Biogasgülle, die jedoch nach Ergebnissen von

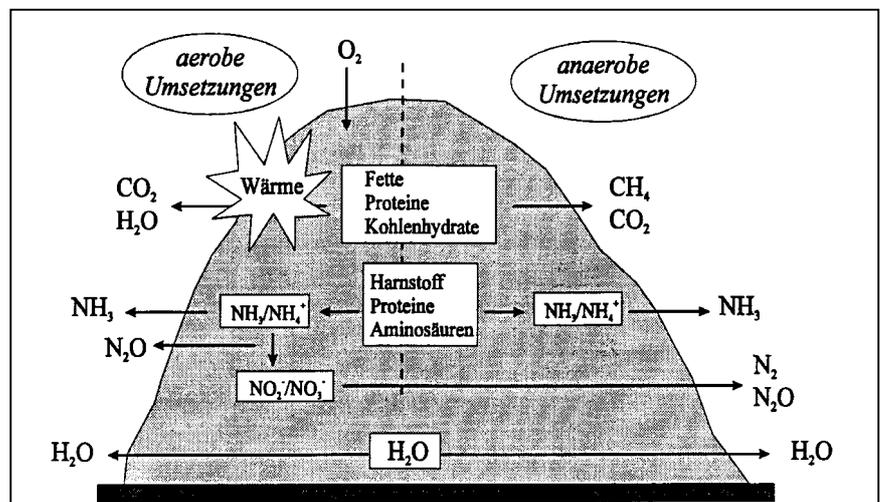
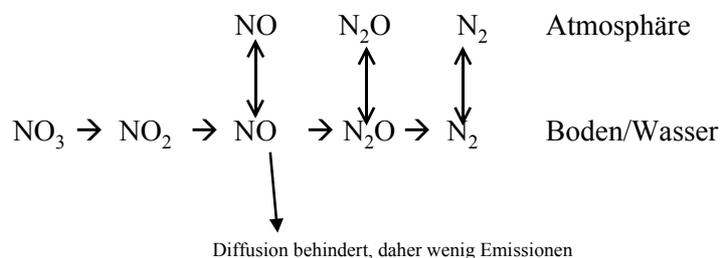


Abb. 2: Schematische Darstellung möglicher mikrobiologischer Stoffumsetzungen mit Spurengasbildung in aeroben und anaeroben Zonen von Festmist (nach HÜTHER, 1999)

Bei Sauerstoffmangel und Angebot an verfügbarem Kohlenstoff im Boden:



→ Mikroorganismen „holen“ sich den Sauerstoff nach und nach aus dem Nitrat unter Bildung von Lachgas und elementarem Stickstoff

Abb. 3: Denitrifikationsschritte im Boden

³ Lachgas und Methan tragen sowohl zum zusätzlichen Treibhauseffekt als auch zum stratosphärischen Ozonabbau bei

CLEMENS et al. (2001) wegen besserer Fließeigenschaften bezogen auf den Gesamt-NH₄-Gehalt geringer als bei Gülle sind.

Neben Stickstoff- und Methanemissionen können im üblichen Stallmiststapel erhebliche Phosphor- und Kaliumverluste insbesondere durch Sickerwässer auftreten (LAMPKIN, 1990; DEWES et al., 1991; ZIMMERMANN, 1993), die bei der Vergärung in der Biogasanlage ebenfalls vermieden werden.

Emissionen im Zusammenhang mit Mulchen und Einarbeiten von Ernterückständen:

Verschiedene Untersuchungen legen den Schluss nahe, dass in gemulchten Klee grasgrünbrachen – d. h. der Aufwuchs wird nach der Mahd auf der Oberfläche des Bodens belassen und keiner direkten Nutzung zugeführt – erhebliche N-Verluste in Form von Ammoniak auftreten können (ANDREN 1987; WHITEHEAD et al., 1987; RANELLS und WAGGER, 1992; LARSSON et al., 1998; BECKMANN et al., 2000). Für BECKMANN et al. (2000) steht fest, dass erheblich höhere N-Verluste in Kauf genommen werden müssen, wenn die Leguminosen-Gras-Bestände in viehlosen ökologischen Fruchtfolgen gemulcht werden, als wenn der Aufwuchs abgefahren und genutzt wird. Zudem stellen sie niedrigere Erträge sowie eine mittelfristige Abnahme der N_t- und C_t-Gehalte im Boden fest. Viehlose Systeme im ökologischen Landbau seien insgesamt durch hohe Input- und niedrige Outputbeträge sowie durch sehr geringe Effizienzkennzahlen für den Nährstoff Stickstoff gekennzeichnet (BECKMANN et al., 2000). Die Nutzung und Entfernung der Ernterückstände bzw. des Aufwuchses von Rotationsgrünbrachen von den Ackerflächen führt zu einer entsprechenden Verminderung der Gefahr von N-Verlusten durch Emission ins Grundwasser (als Nitrat) bzw. in die Atmosphäre (Lachgas, Ammoniak).

Ein weiteres Problem besteht im Zusammenhang mit der Einarbeitung von großen Mengen an organischer Substanz (Ernterückstände, Zwischenfruchtaufwüchse, etc.). Bei der schlagartig einsetzenden Zersetzung dieser organischen Substanz werden innerhalb kurzer Zeit große Mengen an Sauerstoff verbraucht/benötigt. RUSER (1999), AULAKH et al. (2001) und andere Autoren stellten eine erhöhte Lachgasbildung nach Einarbeitung von Ernterückständen bzw. Zwischenfruchtaufwüchsen fest. RUSER (1999) erklärt die Lachgasbildung mit der Entstehung sog. *hot spots* – also Bereichen im Boden mit einer starken Akkumulation an Ernterückständen. Die *hot spots* führen zu einer örtlich begrenzten sehr hohen Atmung und damit zu einer entsprechenden O₂-Zehrung bei gleichzeitig hohem Angebot an leicht zersetzbaren Kohlenstoffverbindungen, was die Bildung anoxischer Bedingungen im Boden und damit die Denitrifikation in besonderem Maße fördert. Im ökologischen Landbau werden über Ernterückstände und den eingearbeiteten Aufwuchs von Grünbrache- und Zwischenfruchtbeständen große Mengen an organischer Substanz dem Boden zugeführt. Die Verteilung der eingearbeiteten organischen Substanz im Boden ist zudem meist sehr inhomogen. Aufgrund der oben dargestellten Ergebnisse ist davon auszugehen, dass in bestimmten Abschnitten der Fruchtfolge in ökologisch wirtschaftenden Betrieben ein erhebliches Denitrifikationspotenzial besteht, das unter Umständen zu relativ hohen Lachgasemissionen und damit zu ent-

sprechenden N-Verlusten für den Betriebskreislauf führt und zugleich zur Belastung unserer Atmosphäre beiträgt.

Die Vergärung dieser Ernterückstände und Zwischenfruchtaufwüchsen in einer Biogasanlage dürfte daher nicht nur zu einer Erhöhung der mobil einsetzbaren Düngermengen und der Erträge (einschließlich der Energieerträge) und zu einer Reduzierung der Nitratauswaschungsverluste über den Winter führen, sondern zugleich auch einen aktiven Beitrag zur Reduzierung der treibhauswirksamen und ozonschädigenden Lachgasemissionen aus dem Acker führen.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Insgesamt lassen die beschriebenen Effekte erwarten, dass die geringen N-Verluste durch Emissionen an angrenzende Systeme, die z.T. erhebliche Erhöhung der Menge an verfügbaren organischen Düngern und zugleich eine schnellere Wirksamkeit des Stickstoffs in den vergorenen Substraten im Vergleich zu den Ausgangssubstraten pflanzenbaulich zu einer deutlichen Steigerung der Biomasseerträge insbesondere im ökologischen Landbau (um 10 bis 25 %) im Vergleich zur üblichen Stallmistwirtschaft führen dürfte. Höhere Erträge bedeuten zugleich eine Erhöhung der Substratmenge für die Biogasvergärung und damit auch eine Steigerung des Gärrückstandes und damit der verfügbaren Düngermenge. Dies könnte in einem System mit starker Nährstofflimitierung – wie dem ökologischen Landbau – zu einer weiteren Steigerung der Erträge und somit zu einer gewissen positiven Rückkopplung zwischen Biogaserzeugung und Erträgen führen.

Zugleich ist aus den vorliegenden Ergebnissen nicht davon auszugehen, dass sich die Biogasproduktion langfristig nennenswert auf den Humusgehalt des Bodens auswirkt, zumal steigende Erträge zu einem Ausgleich bei der Menge zugeführten Kohlenstoffs in den Boden führen dürften (sowohl über die zurückgeführten Düngermengen als auch über ein stärkeres Wurzelwachstum). Aus den heute vorhandenen Kenntnissen läßt sich nicht voraussagen, wie sich die Entnahme aller oberirdischen Reststoffe (Ernterückstände), deren Vergärung und anschließende Rückführung langfristig auf den Humushaushalt auswirken wird: Auf der einen Seite werden Kohlenstoffgerüste dem Feld "vorenthalten", auf der anderen Seite ist die rückgeführte organische Substanz vergleichsweise träge (und trägt vermutlich nicht so stark zu Humusabbauprozessen - vergleichbar den "priming-Effekten" - bei). Wie sich diese beiden gegenläufigen Prozesse langfristig auswirken ist eine wissenschaftlich spannende Frage.

Die Auswirkungen auf die mikrobielle Aktivität im Boden ist zur Zeit auch nicht vorhersehbar. Es ist zu vermuten, dass in einem System mit nur geringfügiger Zuführung von leicht abbaubarer organischer Substanz zumindest abschnittsweise zu einer Reduzierung der Regenwurmpopulation führen dürfte. Ob sich die verschiedenen oben skizzierten Biogassysteme auf den Mikroorganismenbesatz auswirkt, oder ob es lediglich zeitweise zu Unterschieden in der Mikroorganismenaktivität kommt, ist ebenfalls nicht bekannt.

Vom ideologischen Aspekt aus betrachtet ist die Biogasproduktion im ökologischen Landbau jedoch mit einer gewissen Abkehr vom - in Teilen der "Ökobewegung" sehr stark verankerten - Prinzip der indirekten Ernährung der Pflanzen über die Bodenlebewesen hin zu einer stärker an den

aktuellen Pflanzenbedarf und auf direkte Wirkung bedachte Düngung verbunden. Zugleich wird in einem System mit Biogasvergärung das Prinzip des Kreislaufgedankens gestärkt, da in solch einem System vor allem der Nährstoff Stickstoff stärker im System gehalten wird - dem im ökologischen Landbau aufgrund der selbst aufgelegten Limitierungen in der Zufuhr von außen eine besonders wichtige Rolle als wachstumslimitierender Faktor selbst bei krankheitsanfälligen Kulturen wie der Kartoffel zukommt.

Unter Umweltaspekten dürfte die Fermentation der Rückstände aus einem landwirtschaftlichen Betrieb gleichzeitig mit mehreren Vorteilen verbunden sein. Die Umwelt (und gleichzeitig der Betrieb) dürfte durch den Ersatz fossiler Energieträger durch Biogas und durch eine Reduzierung der Emissionen während der Lagerung der organischen Düngern (N-Verluste als Lachgas und Ammoniak, Methanemissionen), durch eine Reduzierung der Lachgasemissionen nach der Ausbringung bzw. Einarbeitung der organischen Dünger und durch geringere N-Verluste im Zusammenhang mit dem Anbau von nicht für die Futtererzeugung angebauten, bisher als Grünbrachen genutzten Flächen profitieren.

Unter betriebsorganisatorischen Aspekten könnte die Umstellung auf die Produktion von Biogasgülle mit entsprechenden Vorteilen verbunden sein, da nur noch in die Ausbringtechnik für Flüssigmist investiert werden müsste. Die Ausbringung von Flüssigmist ist zudem sehr viel flexibler handhabbar als die von Stallmist und läßt sich zeitlich eher an den Pflanzenbedarf anpassen.

Lassen sich diese theoretischen Annahmen bestätigen, könnten Biobetriebe die Produktion von Energie aus Rückständen mit einer deutlichen Reduktion der Emissionen (Nitrat, Spurengase) sowie mit einer deutlichen Erhöhung der Flächenerträge kombinieren. Die Vergärung der Reststoffe eines Betriebes vor einer Rückführung auf die Acker- und Grünlandflächen dürfte zu einer deutlichen Effizienzsteigerung der ökologisch wirtschaftenden Betrieben führen.

Literatur:

- AHRBERG, S. (2001): Einfluss differenzierter Bodenbearbeitung und unterschiedlicher Vorfrüchte auf die Stickstoffdynamik des Bodens sowie auf die Stickstoffaufnahme und Ertragsbildung von Winterweizen im Ökologischen Landbau. Diplomarbeit an der Professur für Organischen Landbau, Universität Gießen.
- ANONYM (1997): Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland. Hrsg.: Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Freising. 64 Seiten.
- ANDREN, O. (1987): Decomposition of shoot and root litter of barley, lucerne and meadow fescue under field conditions. *Swedish Journal of Agric. Res.* **17**, 113-122.
- ASMUS, F.; B. LINKE (1987): Zur pflanzenbaulichen Verwertung von Gülle-Faulschlamm aus der Biogasgewinnung. *Feldwirtschaft* **28**, 354-355.
- AULAKH, M.S., T.S. KHERA, J.W. DORAN und K.F. BRONSON (2001): Denitrification, N₂O and CO₂ fluxes in rice-wheat cropping systems as affected by crop residues, fertilizer N and legume green manure. *Biol Fertil Soils* **34**, 375-389.
- BEAUCHAMP, E.G., J.T. TREVORS, J.W. PAUL (1989): Carbon sources for denitrification. In: STEWARD, B.A. (ed): *Advances in Soil Science*, S. 113-142. Springer-Verlag, New York.
- BECKMANN, Uta; H. KOLBE, A. MODEL, R. RUSSOW (2000): Abschlussbericht zum Projekt "Reduzierung gasförmiger Emissionen und der Nährstoffverlagerung durch optimale Ausgestaltung von extensiven landwirtschaftlichen Anbausystemen mit unterschiedlich hohem Tierbesatz".
- BÖCKMAN, O.C., H.-W. OLFS (1998): Fertilizers, agronomy and N₂O. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* **52**, 165-170.

- BOUWMAN, A.F. (1991): Schriftliche Stellungnahme zur öffentlichen Anhörung Landwirtschaft I der Enquete-Kommission Schutz der Erdatmosphäre am 25./26. November 1991, Deutscher Bundestag Bonn, Kommissionsdrucksache 12/1-a, 207-267.
- CLEMENS, J., C. RIGER, P. WEILAND, R. VANDRÉ, I. SCHUMACHER, S. WULF (2001): Eigenschaften, Verwendung und Umgang mit Biogasgülle. In: Fachverband Biogas (Hrsg.): Beiträge zur 10. Jahrestagung des Fachverbandes Biogas e.V. vom 9. bis 12. Januar 2001 in Borken bei Kassel, S. 44-51.
- COMFORT, S.D., K.A. KELLING, D.R. KEENEY, J.C. CONVERSE (1990): Nitrous oxide production from infected liquid manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **54**, 421-427.
- DEWES, T., E. AHRENS, O. WILLING (1991): Sickersaft-Austrag und Stickstofffracht aus Mistmieten. *J. Agron. and Crop Sci.* **166**, 145-151.
- DÖHLER, H., Bettina BISKUPEK (1993): Vergleichende Bewertung von Fest- und Flüssigmistverfahren. In: KTBL (Hrsg.): Umweltverträgliche Verwertung von Festmist. KTBL Arbeitspapier 182, S. 137-153.
- DOSCH, P. (1996): Optimierung der Verwertung von Güllestickstoff durch Separiertechnik und kulturspezifische Applikationstechniken. Diss. an der TU-München-Weihenstephan.
- HAMPL (1998): Biogasnutzung im Ökologischen Landbau? *Ökologie und Landbau* **26**, Heft 4, 3.
- HEILMANN, H. (1992): Offene Fragen zur Biogastechnologie. *Ökologie und Landbau*, Heft **83**, 25-26.
- HEUWINKEL, H. (2001): N₂-Bindung in gemulchtem Klee gras: Messmethodik und Fixierleistung. In: H.-J. REENTS (Hrsg.): Beiträge zur 6. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Weihenstephan, 183-186.
- HÜTHER, Liane (1999): Entwicklung analytischer Methoden und Untersuchung von Einflussfaktoren auf Ammoniak-, Methan- und Distickstoffmonoxidemissionen aus Flüssig- und Festmist. *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 200*, ISBN 3-933140-22-6.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1992): The IPCC-Supplement.
- ISERMANN, K. (1990): Ammoniakemissionen der Landwirtschaft als Bestandteil der Stoffbilanz und Lösungsansätze zur Minderung. In: KTBL und VDI (Hrsg.): Ammoniak in der Umwelt, 1-76.
- JENKINSON, D.S. (1999): Nitrogen in a global perspective, with focus on temperate areas - state of the art and global perspectives. In: KVL (Hrsg.): 10th Nitrogen Workshop in Kopenhagen, Dänemark.
- KÖTTNER, M. (1998): Ökologische Düngewirtschaft mit Biogasgülle. *Ökologie und Landbau* **26** (Heft 108), 6-10.
- LAMPKIN, N. (1990): *Organic Farming*. Farming Press Books. Ipswich, GB.
- LARSSON, L., M. FERM, A. KASIMIR-KLEMEDTSSON, L. KLEMEDTSSON (1998): Ammonia and nitrous oxide emissions from grass and alfalfa mulches. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* **51**, 41-46.
- LINCKH, G., H. SPRICH, H. FLAIG, H. MOHR (1997): *Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft - Voraussetzungen, Möglichkeiten, Maßnahmen*. Springer-Verlag, Berlin.
- MERZ, H.U. (1988): Untersuchungen zur Wirkung von unbehandelter und methanvergorener Rindergülle auf den N-Umsatz unter *Dactylis glomerat* L. sowie auf das Keimverhalten verschiedener Pflanzenarten. Dissertation der Fakultät III, Agrarwissenschaften I der Universität Hohenheim.
- MEßNER, H. (1988): Düngewirkung anaerob fermentierter und unbehandelter Gülle. Diss. an der TU München-Weihenstephan, LS. für Pflanzenernährung.
- MÖLLER, K. (2001): Einfluss und Wechselwirkung von Krautfäulebefall (*Phytophthora infestans* Mont. de Bary) und Stickstoffernährung auf Knollenwachstum und Ertrag von Kartoffeln (*Solanum tuberosum*) im ökologischen Landbau. Dissertation Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München. Shaker-Verlag.
- PAUL, J.W., E.G. BEAUCHAMP (1989): Biochemical changes in soil beneath dairy cattle slurry layer: The effect of volatile fatty acid oxidation on denitrification and soil pH. In: J.A. HANSEN and K. HENRIKSEN (Hrsg.): Nitrogen in organic wastes applied to soils. Academic Press, London.
- PETERSEN, S.O. (1992): Nitrification and denitrification after direct injection of liquid cattle manure. *Acta Agric. Scand., Sect. B, Soil Plant Sci.* **42**, 94-99.

- RANELLS, N.N., M.G. WAGGER (1992): Nitrogen release from crimson clover in relation to plant growth stage and composition. *Agron. J.* **84**, 424-430.
- RAUHE, K. (1990): "Erträge, Humusentwicklung und Bilanzierung des Stickstoffhaushaltes bei organischer und mineralischer Düngung". Vortrag im Rahmen der "Öffentlichen Seminarreihe zum Thema ökologischer Land- und Gartenbau" an der TU München-Weihenstephan am 13. November 1990.
- REINHOLD, G., Eva-Maria KLIMANEK und G. BREITSCHUH (1991): Zum Einfluss der Biogaserzeugung auf Veränderungen in der Kohlenstoffdynamik von Gülle. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd.* **35**, 129-137.
- RICE, C.W., P.E. SIERZEGA, J.M. TIEDJE, L.W. JACOBS (1988): Stimulated denitrification in the microenvironment of a biodegradable organic waste injected into soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **52**, 102-108.
- RUHE, I., R. LOGES, F. TAUBE (2001): Vergleichende Analyse der N-Flüsse von Fruchtfolgen N-intensiver und N-extensiver ökologischer Produktionssysteme unter besonderer Berücksichtigung der Nitratverluste. In: H.-J. REENTS (Hrsg.): Beiträge zur 6. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, 237-240.
- RUSER, R. (1999): Freisetzung und Verbrauch der klimarelevanten Spurengase N₂O und CH₄ eines landwirtschaftlich genutzten Bodens in Abhängigkeit von Kultur und N-Düngung, unter besonderer Berücksichtigung des Kartoffelbaus. *FAM-Bericht Nr. 36*. Hieronymus-Verlag, München.
- SCHAUMANN, W. (1998): Biogasgülle im ökologisch wirtschaftenden Betrieb? *Ökologie und Landbau* **26** (Heft 108), 11-16.
- SCHMIDT, U. (1998): Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen und Umweltfaktoren auf Lachgas (N₂O)-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte*, Band **45**.
- SCHULZ, H. (1996): *Biogas-Praxis*. Oecobuch-Verlag.
- SOMMER, S.G., H.B. MÖLLER (2000): Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production - effect of straw content. *J. Agric. Sci., Camb.* **134**, 327-335.
- THOMPSON, R.B., J.C. RYDEN, D.R. LOCKYER (1987): Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. *J. Soil Sci.* **38**, 689-700.
- THOMSEN, I. K. (1999): Crop availability of N remaining in ¹⁵N-cross labelled ruminant manure after composting and anaerobic storage. In: KVL (Hrsg.): 10th Nitrogen Workshop in Kopenhagen, Dänemark.
- WELLINGER, A., U. BASERGA, W. EDELMANN, K. EGGER, B. SEILER (1991): *Biogas-Handbuch*; Wirz-Verlag, Aarau, Schweiz.
- WHITEHEAD, D.C.; D.R. LOCKMEYER, N. RAISTRICK (1987): The volatilisation of ammonia from perennial raygrass during decomposition, drying and induced senescens. *Annals of Botany* **61**, 567-571.
- WICHMANN, S., S. DREYMANN, R. LOGES; F. TAUBE (2001): Ertrag, N₂-Fixierungsleistung und Vorfruchtwert von Futtererbsen im Vergleich zu Rotklee gras. Unveröffentlichter Vortrag im Rahmen der 6. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau in Freising-Weihenstephan.
- ZIMMERMANN, K.-H. (1993): Stoffflüsse bei der Lagerung und Ausbringung von Stallmist. In: KTBL (Hrsg.): Umweltverträgliche Verwertung von Festmist. *KTBL Arbeitspapier* 182, S. 19-31.

Bibliographische Angaben zu diesem Dokument:

Das Dokument ist im internet unter www.orgprints.org/00001047/ erreichbar