

Die energetische Nutzung von Mais in Biogasanlagen – Hinkt die Forschung der Praxis hinterher ?

Von ANTJE HERRMANN und FRIEDHELM TAUBE, Kiel

1 Einleitung

Im letzten Jahrhundert ist die globale Mitteltemperatur um $0,6^{\circ}\text{C}$ ($\pm 0,2^{\circ}\text{C}$) angestiegen (40). Dabei handelt es sich um die stärkste Temperaturerhöhung während der letzten 1000 Jahre auf der nördlichen Erdhalbkugel. Darüber hinaus waren die 90er-Jahre des 20. Jahrhunderts weltweit das wärmste Jahrzehnt. Diese Erwärmung ist zu einem großen Teil menschlichen Aktivitäten zuzuordnen, die zu einer Konzentrationserhöhung von Treibhausgasen durch Verbrennung fossiler Rohstoffe, das Abholzen von Wäldern und bestimmte landwirtschaftliche Praktiken geführt haben. Ohne entsprechende Klimaschutzmaßnahmen im 21. Jahrhundert wird ein weiterer Anstieg der Temperatur prognostiziert.

Der erste Schritt in Richtung einer weltweiten Klimaschutzpolitik erfolgte 1992. In der Klimarahmenkonvention verpflichteten sich die Industrieländer zu einer langfristigen Senkung der Treibhausgasemissionen. Auf der Klimakonferenz in Kyoto 1997 haben die Vertragsstaaten das so genannte „Kyoto-Protokoll“ verabschiedet mit der Verpflichtung, ihre gemeinsamen Emissionen der sechs wichtigsten Treibhausgase (u. a. CO_2 , CH_4 , Fluorchlorkohlenwasserstoffe) verbindlich im Zeitraum von 2008 bis 2012 um mindestens 5% unter das Niveau von 1990 zu senken. Die entsprechende EG-Richtlinie 2001/77/EG musste von den Mitgliedsstaaten bis zum 27.10.2003 in nationales Recht umgesetzt werden. Sie sieht die Erhöhung des Anteils der Erneuerbaren Energien am Gesamtstromverbrauch der EU von 13,9% (1997) auf 22% im Jahr 2010 vor (bzw. 12% des Bruttoinlandsenergieverbrauchs bis 2010). Darüber hinaus zielt die Klimapolitik auf nationaler Ebene darauf hin, die CO_2 Emissionen bis 2005 um 25% gegenüber 1990 zu senken. Um die angestrebten Ziele zu erreichen sollen erneuerbare Energien längerfristig zu einer maßgeblichen Quelle der Energieversorgung werden. Das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) trat am 01.04.2000 in Kraft und regelt die Abnahme und die Vergütung von ausschließlich aus erneuerbaren Energien gewonnenem Strom. Ziel der Novellierung dieses Gesetzes ist es, den Anteil der erneuerbaren Energien an der Stromversorgung auf mindestens 12,5% bis 2010 und auf mindestens 20% bis 2020 zu steigern. Dies soll insbesondere durch die verstärkte Nutzung von Biomasse erzielt werden.

Die Vorteile der Biomassenutzung liegen in einer Reduktion des klimawirksamen CO_2 -Ausstoßes, einer nachhaltigen Produktion, sowie der Schonung sich verknappender fossiler Ressourcen. Biomasse kann durch die Land- und Forstwirtschaft in großer Menge bereitgestellt werden, insbesondere da eine Freisetzung von Flächen für die Non-Food Produktion in den nächsten Jahrzehnten zu erwarten ist. Die Biogasproduktion als eine mögliche Form der Biomassenutzung soll weitgehend geschlossene Nährstoffkreisläufe ermöglichen, eine Produktion in räumlicher Nähe zur Nutzung, und somit einen Beitrag zur Entwicklung ländlicher Räume leisten. Der Anteil erneuerbarer Energien am Primärenergieverbrauch Deutschlands betrug 2004 ca. 3,6 Prozent (14). Der Anbau von Mais zur Strom- und Wärmeenergiegewinnung über Biogas ist von rund 10 500 ha im Jahr 2004 auf ca. 70 000 ha im Jahr 2005 gestiegen (18) und verdeutlicht die rasche Entwicklung in diesem Bereich. Gleichmaßen hat die Anzahl Biogasanlagen zugenommen, mit einem

geschätzten Bestand von 4000 Anlagen für das Jahr 2005. Der Anteil von Biogas am Endenergieverbrauch liegt aber noch deutlich unter einem Prozent (14). Die vielerorts anfangs herrschende „Goldgräberstimmung“ scheint jedoch teilweise Ernüchterung gewichen zu sein angesichts von Problemen im Hinblick auf die Wirtschaftlichkeit von Biogasanlagen (9).

Das Ziel dieses Beitrages ist es, den Status quo der pflanzenbaulichen Forschung zur energetischen Nutzung von Mais in Biogasanlagen darzustellen und potenziellen Forschungsbedarf aufzuzeigen. Um die vorhandenen Ergebnisse zur Biogasproduktion von Mais kritisch würdigen zu können, wird zunächst eine kurze Übersicht zum anaeroben Abbau von Biomasse und zu Schätzmethode des Methanbildungsvermögens gegeben.

2 Anaerober Abbau

Der anaerobe Abbau organischer Substanz, d. h. hochmolekularer Verbindungen wie Polysaccharide, Proteine und Fette, geschieht durch das Zusammenwirken verschiedener Prokaryontengruppen. Der erste Schritt umfasst dabei die Hydrolyse organischer Polymere in niedermolekulare Verbindungen wie Zucker, Aminosäuren und langkettige Fettsäuren durch obligat oder fakultativ anaerobe Mikroorganismen (Abb. 1). Liegt das Gärsubstrat in Partikelform vor, kann die Hydrolyse limitierend auf den weiteren anaeroben Abbau wirken (89). Im nächsten Schritt, der Azidogenese, werden die aus der Hydrolyse resultierenden Zucker, Aminosäuren und langkettigen Fettsäuren durch fermentativ (Abb. 1)

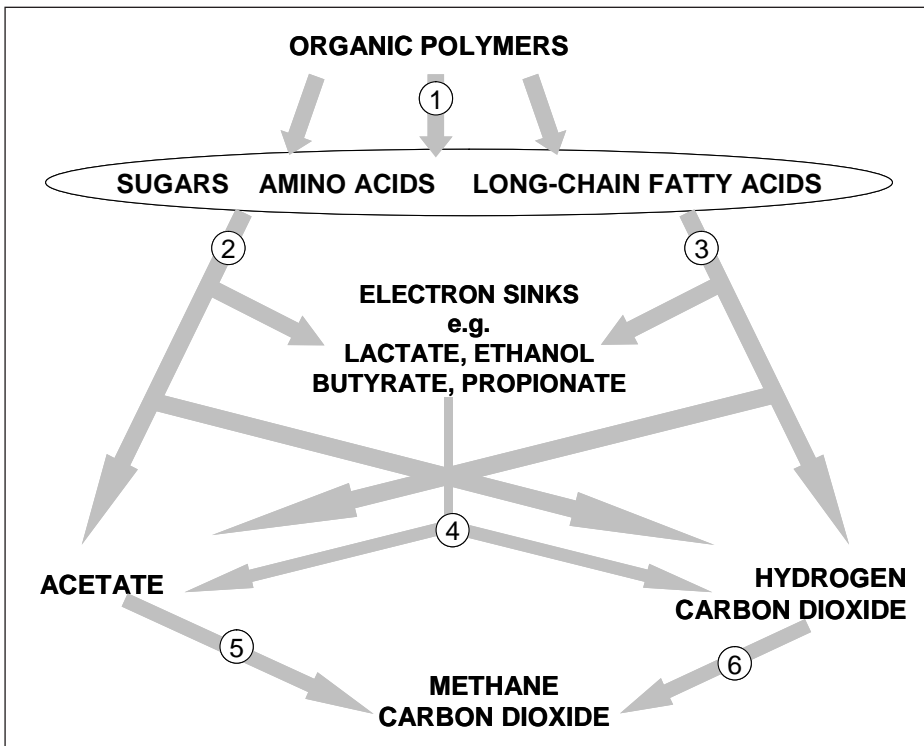


Abb. 1. Der anaerobe Abbau organischer Substanz zu Methan

Quelle: (13)

oder oxidierend wirkende Organismen (Abb. 1) zu einer Vielzahl von Produkten weiter abgebaut. Am häufigsten zu finden sind Azetat, Propionat, Butyrat, Succinat, Alkohole, H_2 und CO_2 . Diese Substanzen können nicht direkt von methanbildenden Bakterien verstoffwechselt werden, sondern müssen zunächst von obligat H_2 -synthetisierenden Bakterien über die Azetogenese zu Azetat, CO_2 und H_2 konvertiert werden (Abb. 1). Die Methanbildung erfolgt dann über azetoclastische (Abb. 1) oder H_2 -reduzierende Mikroorganismen (Abb. 1), wobei der Azetat-Reaktionsweg eine größere Bedeutung haben soll (79). Den H_2 -reduzierenden methanogenen Bakterien kommt jedoch eine Schlüsselrolle zu im Hinblick auf die Aufrechterhaltung eines niedrigen H_2 -Partialdrucks, auf den azetogene Mikroorganismen angewiesen sind. Der limitierende Schritt bei der Methanbildung scheint nicht die Methanogenese selbst zu sein, sondern die Produktion von Azetat und H_2 , d. h. die Azetogenese (58).

Als wichtige Steuergrößen des anaeroben Abbaus sind neben der Temperatur, der pH-Wert, die Struktur des Substrates bzw. Zugänglichkeit für die Hydrolyse, die Art und Menge des Inokulums, das C:N:P-Verhältnis und Betriebsparameter wie die Raumbelastung und Verweildauer des Substrates im Fermenter zu nennen (44; 8).

Die Temperatur beeinflusst in starkem Maße die Rate des mikrobiellen Stoffwechsels und die Löslichkeit der Substrate. Anaerober Abbau wird grundsätzlich in drei unterschiedlichen Temperaturbereichen durchgeführt, dem psychrophilen ($<20^\circ C$), dem mesophilen ($25-40^\circ C$) und dem thermophilen ($45-60^\circ C$) Bereich, was zu einer Verschiebung in der Zusammensetzung der Mikrobenpopulation führen kann. In der Praxis überwiegen mesophil betriebene Anlagen (92). Der anaerobe Abbau findet in einem pH-Bereich von 6,0 bis 8,3 statt, wobei der pH-Wert die hydrolytisch aktiven Enzyme und Mikroorganismen beeinflusst. Während methanogene und azetogene Organismen ein Optimum um pH 7 aufweisen, liegt der optimale pH für Azidogene bei pH 6. Da Methanogene sensibler auf pH-Änderungen reagieren als Azidogene, sollte in einphasigen Anlagen ein neutraler pH-Wert angestrebt werden. Eine puffernde Wirkung geht insbesondere von Bikarbonat, Schwefelwasserstoff, Dihydrogenphosphat und Ammoniak aus. Die Zusammensetzung des abzubauenen Substrates muss bestimmten Anforderungen genügen was die Makro- als auch Mikronährstoffe betrifft (1; 24). So wird für das C:N:P-Verhältnis ein Minimum von 100 : 28 : 6 angegeben. Die Vergärung spezieller Substrate erfordert darüber hinaus ein Inokulum, welches an die Substratzusammensetzung und Umweltbedingungen adaptiert ist. Dies trifft z. B. auf den Abbau fettreicher organischer Masse zu (7).

Gewisse Substanzen können in Abhängigkeit ihrer Konzentration hemmend auf den anaeroben Abbau wirken. Zu nennen sind hier Nitrat und schwefelhaltige Verbindungen wie Sulfat, Sulfid und Schwefelwasserstoff. Auch Ammoniak, Lipide, flüchtige und langkettige Fettsäuren, Schwermetalle, Desinfektionsmittel, Antibiotika, sowie bestimmte Kationen wie K^+ , Ca^{2+} und Na^+ , können sich störend auf die Vergärung auswirken. Für nähere Angaben zu kritischen Konzentrationsbereichen siehe KALTSCHMIDT und HARTMANN (44). Lipide beispielsweise können über einen rein physikalischen Effekt durch eine Umhüllung der Partikel die cellulolytische Aktivität reduzieren. Darüber hinaus können sich langkettige Fettsäuren, die aus der Hydrolyse von Triglyzeriden resultieren, auch schon bei geringen Konzentrationen hemmend auf azetogene, azetoclastische und H_2 -oxidierende Bakterien und damit auf die Methanproduktion auswirken (4; 7; 39). Dies scheint u. a. durch die Membrangängigkeit dieser Fettsäuren verursacht zu werden, welche die Integrität von Zellmembranen modifiziert, aber auch über eine Substrathemmung auf die β -Oxidation der Fettsäuren (48). Aus diesen Gründen werden pflanzliche Fette auch zur Reduktion der Methanoutputs in der Wiederkäuerernährung eingesetzt (61). Neben der Konzentration der langkettigen Fettsäuren im Fermenter ist auch deren Sättigungsgrad von Bedeutung. So geht von ungesättigten Fettsäuren wie Ölsäure oder Linolsäure ein

stärker hemmender Effekt auf die Methanbildung aus als von gesättigten Fettsäuren (48). Die Toxizität kann jedoch durch Absorption an Partikel herabgesetzt werden (6)

3 Ermittlung der Methanausbeute

3.1 Verfahrensvarianten

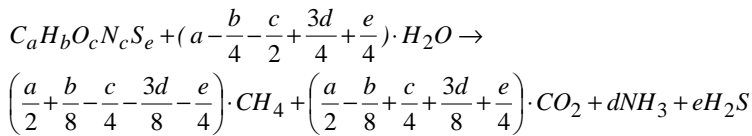
Die Anlagentechnik zur Biogaserzeugung weist eine große Bandbreite auf. So kann bei der Art der Beschickung von Biogasanlagen zwischen kontinuierlichen und diskontinuierlichen Verfahren differenziert werden (53). Letztere werden auch als Batchverfahren bezeichnet. Auch bei der experimentellen Ermittlung der Methanausbeute in Laboranlagen findet man beide Beschickungsformen, deren Einsatzbereich von der jeweiligen Fragestellung abhängt. Als Batchverfahren sind beispielsweise der Hohenheimer Biogasertragstest (33) zu nennen, der aus dem Hohenheimer-Futterwerttest abgewandelt wurde und das Eudiometer (DIN 38 414-8), welches in der Faulschlammanalytik eingesetzt wird. Letzteres Verfahren wurde jedoch für dünnflüssige Substrate entwickelt und ist daher kaum geeignet für Gärsubstrate, die einen höheren Trockensubstanzgehalt aufweisen (34). Kontinuierliche Anlagen werden bisher meist von Versuchsanstellern in Eigenregie entworfen und gebaut und können daher in Bau- und Funktionsweise variieren. Sie weisen oft ein größeres Fermentervolumen auf als diskontinuierliche Anlagen und sind daher meist mit einem Rührwerk versehen. Der Vorteil von Batchverfahren liegt in den vergleichsweise niedrigen Kosten und der verhältnismäßig einfachen Durchführbarkeit. Praxis-Biogasanlagen werden jedoch meist im kontinuierlichen Betrieb gefahren (22). Durch stabilere Abbaubedingungen und eine verhältnismäßig stabilere Mikroorganismenpopulation von kontinuierlichen im Vergleich zu Batchverfahren sind von ersteren höhere Biogaserträge zu erwarten. Es ist daher kritisch zu hinterfragen, mit welcher Präzision diskontinuierliche Verfahren die Biogas- oder Methanausbeute von kontinuierlichen Anlagen abzuschätzen vermögen. Auch weitere Verfahrensvarianten wie die Prozesstemperatur, Nass-versus Trockenvergärung und Vergärung mit bzw. ohne Gülle können variierend auf die Gasausbeute wirken und sind daher zu berücksichtigen.

In einem Methodenvergleich von STEWART et al. (85) traten deutliche Abweichungen in der Biogasausbeute zwischen einem kontinuierlichen und einem diskontinuierlichen Verfahren zu Tage, mit einer Unterschätzung der kontinuierlich ermittelten Werte durch Batchversuche im unteren und einer Überschätzung im oberen Wertebereich. GRUBER et al. (25) fanden generell höhere Gasausbeuten in Labor-Batchversuchen im Vergleich zu einer Praxis-Biogasanlage. KAISER et al. (43) stellten eine höhere Ausbeute von Batchanlagen im Vergleich zu kontinuierlichem Betrieb fest, während LINKE und VOLLMER (56) einen gegenteiligen Effekt ausmachten. Untersuchungen zum Einfluss des Fermentervolumens auf die spezifische Gasausbeute lassen auch noch keine eindeutigen Schlüsse zu. Während Ergebnisse von HELFRICH und OECHSNER (34) auf einen tendenziell höheren Gasertrag für den Hohenheimer Biogasertragstest im Vergleich zu größeren Fermentern hindeuten, konnten KAISER et al. (43) keinen signifikanten Einfluss der Fermentergröße feststellen. In der landwirtschaftlichen Praxis ist ein Trend zu mehrphasigen Anlagen feststellbar. Solche Anlagen trennen die vier Schritte der anaeroben Vergärung, d. h. Hydrolyse, Azidogenese, Azetogenese und Methanogenese, räumlich, um den unterschiedlichen Umweltansprüchen der jeweiligen Mikroorganismengruppen besser gerecht zu werden und somit den Methanoutput steigern zu können. Auch hier ist zu prüfen, ob über einphasige Labormethoden eine Schätzung des Gasbildungsvermögens solcher Anlagen möglich ist. Eine Standardmethode zur Ermittlung des Biogasbildungspotenzials nachwachsender Rohstoffe, vergleichbar zum Hohenheimer Futterwerttest in der Futtermittelanalytik, ist

zur Zeit noch nicht verfügbar. Ebenso wenig gibt es Standards bzgl. des zu verwendenden Inokulums. Der Verein Deutscher Ingenieure (VDI) hat jedoch mit der Richtlinie „Vergärung organischer Stoffe (VDI 4630)“ erstmals Regeln zur Beurteilung der Vergärbarkeit organischer Substanzen und der notwendigen Ausrüstung der entsprechenden Versuchsanordnungen erlassen.

3.2 Schätzung des Biogas- bzw. Methanertragspotenzials

Im Verlauf der anaeroben Gärung wird organische Masse zu CO_2 und CH_4 abgebaut. Ist die Zusammensetzung der organischen Substanz bekannt und verläuft der Abbau vollständig zu Biogas, kann das theoretische Methanertragsbildungspotenzial nach der Gleichung von SYMONS und BUSWELL (86) berechnet werden:



Der spezifische Methanertrag und Methangehalt einer definierten Substanz kann dann entsprechend abgeleitet werden. Die Angabe des spezifischen Methanertrages sollte im Interesse der Vergleichbarkeit immer in Normliter (NI) erfolgen, d.h. bei einem Druck von 1 atm und einer Temperatur von 0 °C, wobei die Bezugsgröße die organische Substanz und nicht die Trockenmasse darstellt. Üblicherweise liegen detaillierte Angaben über die Zusammensetzung der zu vergärbaren Substanzen jedoch nicht vor bzw. sind nur mit erheblichem Aufwand zu beschaffen. Für einzelne Substratkomponenten, wie beispielsweise Kohlenhydrate, Protein und Lipide ergeben sich nach obiger Formel theoretisch folgende spezifischen Methanerträge und -gehalte:

Tabelle 1. Theoretischer spezifischer Methanertrag und Methangehalt definierter organischer Substanzen

Substrat	CH ₄ -Ertrag (NI/g OS) ¹⁾	CH ₄ -Gehalt (%)
Kohlenhydrate	0,415	50
Protein	0,496	50
Lipide	1,014	70
Äthanol	0,730	75
Azetat	0,373	50
Propionat	0,530	58

¹⁾ Angabe in Normliter (NI) (bei 1 atm Druck und 0 °C) pro g organischer Substanz

Quelle: (8)

Lipide erzielen aufgrund ihres hohen Energiegehaltes einen besonders hohen theoretischen Methanertrag. Angesichts von Studien, die einen negativen Einfluss langkettiger Fettsäuren, d.h. den Abbauprodukten der Lipide, auf die Methanbildung nachweisen konnten (4; 7; 39), sollte die Anwendung solch theoretischer Werte in der Praxis kritisch hinterfragt werden. Das theoretische Gasbildungspotenzial kann zwar einen Anhaltspunkt bieten, die in der Praxis erzielten Werte liegen jedoch stets niedriger, was durch eine Reihe von Faktoren verursacht wird. So wird ca. 5 bis 10% der organischen Substanz für den

Aufbau mikrobieller Biomasse genutzt. Ein Anteil des organischen Materials geht mit dem Abfluss verloren, wofür realistischweise 10% anzusetzen sind. Mit zunehmendem Lignifizierungsgrad pflanzlichen Materials sinkt die Fermentationseignung, da Lignin in der anaeroben Vergärung nicht abgebaut wird. Auch die Struktur des Gärsubstrates, wie z. B. die Partikelgröße, kann den anaeroben Abbau behindern. Darüber hinaus stellen die Mikroorganismen, wie bereits erwähnt, bestimmte Anforderungen an die Konzentration von Mikro- und Makronährstoffen, und können durch eine Reihe von Substanzen in ihrer Entwicklung gehemmt werden. Unter günstigen Bedingungen, d. h. bei vorwiegend wasserlöslichen Substanzen, sind Umsetzungen von 90 bis 95% möglich. Liegt die organische Substanz hingegen in Partikelform vor oder weist eine ausgeprägte Struktur auf, wie beispielsweise bei Wirtschaftsdüngern, sind Umsetzungen von 30 bis 60% anzusetzen (8).

Um eine Abschätzung des tatsächlichen Methanertrags von Futterpflanzen zu erhalten, wird von einigen Arbeitsgruppen vorgeschlagen, die Rohnährstofffraktionen Protein, Fett, Faser und Kohlenhydrate mit empirischen Verdaulichkeitsquotienten zu multiplizieren und aus verdaulichem Protein, Fett und Kohlenhydraten dann mittels der in Tabelle 1 angegebenen theoretischen spezifischen Methanerträge den Methanertrag der Gärsubstrate zu berechnen:

Rohprotein	⇒ verdauliches Rohprotein	⇒ CH ₄ aus verdaulichem Rohprotein
Rohfett	⇒ verdauliches Rohfett	⇒ CH ₄ aus verdaulichem Rohfett
Rohfaser + N-freie Extraktstoffe	⇒ verdauliche Kohlenhydrate	⇒ CH ₄ aus verdaulichen Kohlenhydraten

Die Validität einer solchen Vorgehensweise ist jedoch aufgrund der obigen Ausführungen kritisch zu hinterfragen, insbesondere wenn die Daten als Basis für Wirtschaftlichkeitsberechnungen in der Beratung eingesetzt werden. Methoden zur Verdaulichkeitsermittlung werden generell an in-vivo Verfahren geeicht, eine Biogasanlage ist aber nur in sehr eingeschränktem Umfang mit dem Verdauungstrakt des Wiederkäuers vergleichbar, siehe auch Abschnitt 4.5. Die Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe empfiehlt daher, solche Zahlen nicht für betriebliche oder ökonomische Kalkulationen heranzuziehen (22). Ein systematischer Methodenvergleich von berechneten und tatsächlich gemessenen Werten wurde bislang nicht durchgeführt. Erste Untersuchungen von GRUBER et al. (25) an einer limitierten Anzahl von Gärsubstraten zeigen Abweichungen von +/-5% zwischen geschätzten und gemessenen Gaserträgen. Nichtsdestoweniger basieren viele der publizierten Zahlen zu Biogas- oder Methanerträgen von Gärsubstraten, mangels der Verfügbarkeit tatsächlich gemessener, zuverlässiger Daten, auf der Schätzung über die Rohnährstoffe, siehe Abbildung 2. Wie aus der Abbildung zu erkennen ist, zeichnet sich Gülle durch ein insgesamt niedriges Biogaspotenzial aus, während Maissilage und andere Futterpflanzen wie Gras oder Roggen deutlich höhere Werte erzielen und Fette die höchsten, über Rohnährstoffe berechneten, Ausbeuten liefern.

Der Einsatz der Nah-Infrarot-Reflexions-Spektroskopie (NIRS) zur Schätzung des Methanbildungspotenzial von Energiepflanzen ist noch in der Entwicklungsphase. Erste Ergebnisse lassen noch keine zufrieden stellenden Ergebnisse erkennen, zumal auch noch eine Validation aussteht (52). Für die Abschätzung des Biogas- bzw. Methanbildungsvermögens von Energiepflanzen erscheint auch der Einsatz von Modellen prädestiniert.

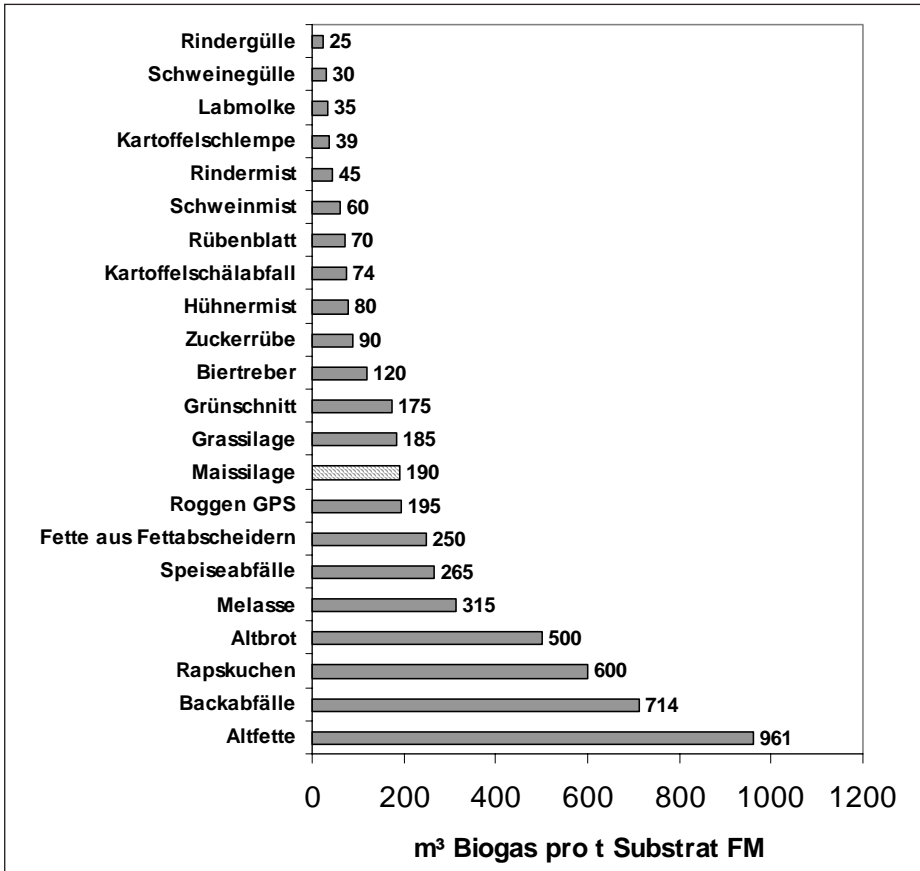


Abb. 2. Biogasausbeute (m³ Biogas pro t Substrat Frischmasse) ausgewählter Gärsubstrate, berechnet auf Basis verdaulicher Roh Nährstoffe

Quelle: (22; 23)

Geeignete Modelle würden nicht nur eine Abbildung und Analyse der Fermentationseigenschaften von Energiepflanzen als Monosubstrat bzw. in Kovergärung mit Gülle ermöglichen, sondern auch die Entwicklung geeigneter Kombinationen verschiedener Gärsubstrate zur Steigerung des Methanertrages erleichtern. Aus dem Bereich der anaeroben Abwasserbehandlung wurden verschiedene Modelle entwickelt (5; 11; 12), deren Anwendung im Allgemeinen auch für landwirtschaftliche Gärsubstrate denkbar wäre. Diese Modelle benötigen jedoch meist eine Vielzahl an Eingangsparametern, die in der landwirtschaftlichen Praxis auch im Rahmen einer routinemäßig durchgeführte Futterqualitätsanalyse nicht zur Verfügung stehen. Ein weiterer Nachteil vieler Modelle besteht darin, dass eine komplette Durchmischung des Reaktorinhaltes unterstellt wird, was in der Praxis aber nur selten der Fall ist (47). Darüber sind die verfügbaren Modelle bisher nicht an einer ausreichend großen Datenbasis landwirtschaftlicher Gärsubstrate validiert worden. Auch aus dem Bereich der Wiederkäuerernährung ist bislang kein geeignetes Modell zur Prognose des Methanoutputs verfügbar. Verschiedene Untersuchungen konnten zeigen, dass der Methanausstoß über das Azetat:Propionat-Verhältnis im Pansen beeinflusst wird, welches durch die Zusammensetzung der Futterration gesteuert werden kann, d. h. insbe-

sondere durch das Verhältnis von Rohfutter zu Konzentrat (76). Bisherige Versuche, den Methanoutput modellmäßig aus der Rohnährstoffzusammensetzung der Ration ableiten zu können, waren nur mäßig erfolgreich (49; 64).

4 Experimentelle Daten zum Gasbildungsvermögen von Mais

Grundsätzlich ist zu bemerken, dass die vorhandene Datenbasis zum Gasbildungsvermögen von Mais im speziellen, aber auch von anderen Futterpflanzen, die in der anaeroben Vergärung zur Biogaserzeugung eingesetzt werden, sehr begrenzt ist. Es liegen nur wenige umfassende, systematische Untersuchungen vor. Diese basieren meist nur auf einjährigen Versuchen oder Erhebungen, und eine angemessene statistische Auswertung wurde oftmals nicht durchgeführt. Auch die Angaben zur verwendeten Methodik (Verfahren, Temperatur, Inokulum, etc.) gestatten es nicht immer, die Versuchsanstellung nachzuvollziehen. Was das Biogas- oder Methanbildungsvermögen von Mais betrifft, lag der Schwerpunkt der Studien darin, den Einfluss von Sorte und Entwicklungsstadium zu quantifizieren.

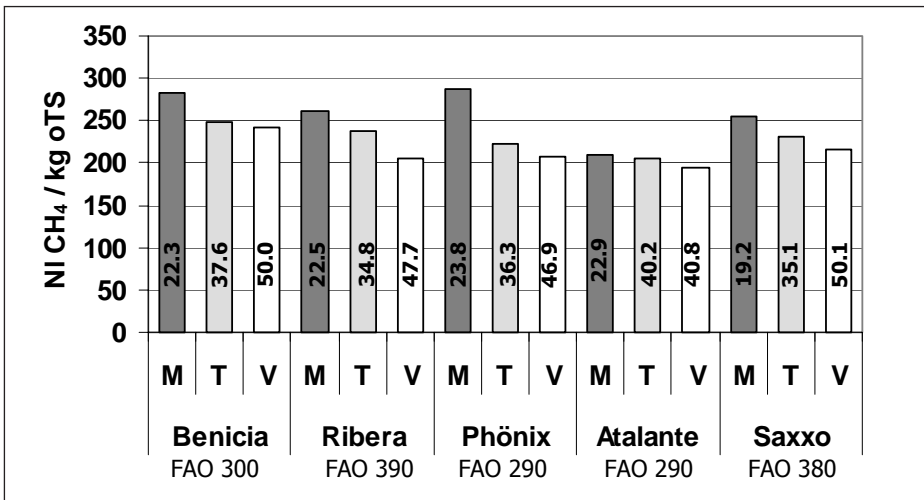


Abb. 3. Spezifischer Methanertrag von Maissilage in Abhängigkeit des Erntetermins, mit M: Milchreife, T: Teigreife, V: Vollreife; Vergärung: Batchsystem (Eudiometer), 1 l Fermentergröße, 58 Gärtage bei 38 °C. Die Zahlen in den Säulen bezeichnen den TS-Gehalt zum Zeitpunkt der Ernte
Quelle: (nach 2)

4.1 Einflussfaktor Sorte

Zwei Kriterien sind wesentlich bei der Beurteilung der Produktivität von Energiepflanzen, zum einen der spezifische Methanertrag pro kg organischer Trockensubstanz (TS) und zum anderen der Trockenmasse (TM)-Ertrag pro Hektar. Ergebnisse eines einjährigen Feldversuches von AMON et al. (2), der in der Steiermark in Österreich durchgeführt wurde, lassen Sortenunterschiede bezüglich des spezifischen Methanertrages von bis zu 40 m³ pro t organischer Trockenmasse erkennen. Diese Unterschiede können aber auch durch die unterschiedlichen TS-Gehalte, d. h. die Abreife bedingt sein, die im Stadium der Teigreife im Bereich zwischen 34,8 und 40,2% lagen, wie in Abbildung 3 erkennbar. Eine Aussage

über die Signifikanz der Sortenunterschiede ist mangels statistischer Auswertung nicht möglich. Für den Methanertrag auf Hektar-Basis ist der TM-Ertrag wichtiger als der spezifische Methanertrag. In dem Versuch von AMON et al. (2) führten daher die verhältnismäßig großen Ertragsunterschiede von bis zu 10 t TM/ha zwischen den ertragsstarken Sorten Benicia und Saxxo und den ertragsschwächeren Sorten Ribera, Phönix und Atalante zu einer stärkeren Differenzierung, s. Abbildung 4. Hierbei ist allerdings anzumerken, dass das Ertragspotenzial von 25 bis 35 t TM/ha zum Zeitpunkt der Teigreife und damit der Methanhektarertrag insgesamt als vergleichsweise hoch einzustufen ist.

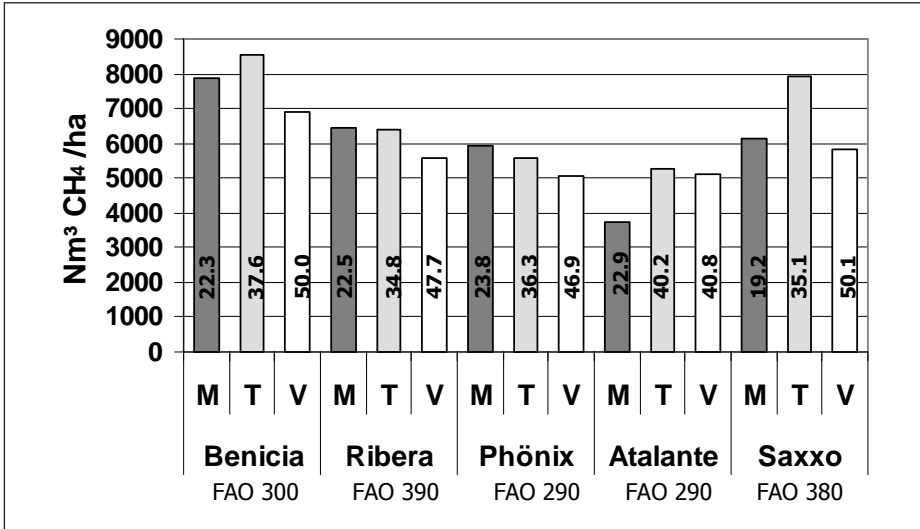


Abb. 4. Methanhektarertrag von Maissilage in Abhängigkeit von Sorte und Erntetermin, mit M: Milchreife, T: Teigreife, V: Vollreife; Vergärung: Batchsystem (Eudiometer), 1 l Fermentergröße, 58 Gärtage bei 38°C. Die Zahlen in den Säulen bezeichnen den TS-Gehalt zum Zeitpunkt der Ernte

Quelle: (nach 2)

Vergleichbare Methanhektarerträge für unterschiedliche Maissorten wurden auch von OECHSNER et al. (66) für Süddeutschland berichtet. In dieser einjährigen Studie schwankten die Methanerträge zwischen 5000 und fast 10000 m³ pro Hektar. Allerdings erfolgte die Untersuchung nicht mit dem Eudiometer, sondern dem Hohenheimer Biogasertragstest. Zudem erfolgte die Ernte nicht zu definierten TS-Gehalten und die N-Düngung wurde nicht einheitlich appliziert. Die von KAISER et al. (42) für Bayern berichteten Methanhektarerträge liegen in einem Bereich von 4000 bis 8000 m³. Die spezifischen Methanerträge lagen jedoch auf einem deutlich höheren Niveau im Vergleich zur Studie von AMON et al. (2) mit Werten bis über 350 Nl Methan pro kg Trockensubstanz, was in der unterschiedlichen Labormethodik begründet sein kann.

4.2 Einflussfaktor Entwicklungsstadium

Bei der Silomaisproduktion kommt neben der Sorte dem Entwicklungsstadium eine große Bedeutung im Hinblick auf den Ertrag und die Futterqualität zu. So setzt nach der Blüte mit Beginn der Kornfüllung eine intensive Assimilattranslokation von der Restpflanze in

den Kolben ein, in deren Verlauf der Gehalt wasserlöslicher Kohlenhydrate stark abnimmt und der Stärkegehalt stark zunimmt (50). Der ADF-Gehalt, d. h. der Anteil schlechter verdaulicher Zellwandbestandteile sinkt zunächst auch, bleibt aber dann verhältnismäßig konstant (51). Dies gilt auch für den Rohproteingehalt. Der Fettgehalt zeigt ebenfalls eine sehr geringe Variation. Alles in allem führen die Umlagerungsprozesse zu einem leichten Anstieg der Verdaulichkeit nach der Blüte. Gegenstand einiger Untersuchungen war es daher auch, den Einfluss des Entwicklungsstadiums auf das Methanbildungspotenzials zu prüfen. Untersuchungen von AMON et al. (2) fanden für nahezu alle Sorten eine Abnahme der spezifischen Methanertrags von der Milchreife über die Teigreife zur Vollreife (Abb. 3). Die fehlende statistische Auswertung lässt allerdings keine sichere Bewertung dieser Ergebnisse zu. Zumal auch die TS-Gehalte eine starke Schwankung zwischen den Sorten aufweisen und die Sorte Atalante beispielsweise mit 40% TS vermutlich nicht mehr dem Stadium Teigreife zuzuordnen ist. Die spezifische Methanausbeute und die Biomasseproduktion entwickelten sich in dieser Untersuchung gegenläufig, so dass die höchsten Methanhektarerträge bei einigen Sorten bereits im Stadium der Milchreife beobachtet wurden, wie beispielsweise bei Phönix und Ribeira, während Sorten wie Benicia und Saxxo durch den starken Ertragszuwachs die höchsten Methanhektarerträge erst zur Teigreife erreichten (Abb. 4).

Während AMON et al. (2) also eine Abnahme des spezifischen Methanertrags feststellten, kommen OECHSNER et al. (66) zu einem gegensätzlichen Schluss. In einem einjährigen Versuch wurde die Sorte Doge, eine extrem spätreife Hybride mit einer Siloreifezahl von ca. 700, in einem frühen Stadium bei einem Trockensubstanzgehalt von 19,8% und zur Siloreife (35,4% TS) geerntet. Wie aus der Abb. 5 ersichtlich wird, liegt der spezifische Methanertrag von Doge zur Siloreife deutlich höher als zur frühen Ernte. Bemerkenswert ist auch im Vergleich zu AMON et al. (2) um ca. 100 Normliter höhere Methanbildungspotenzial. Dies kann unter anderem durch die unterschiedliche Methodik, d. h. das Fermentationsverfahren und das verwendete Inokulum, bedingt sein.

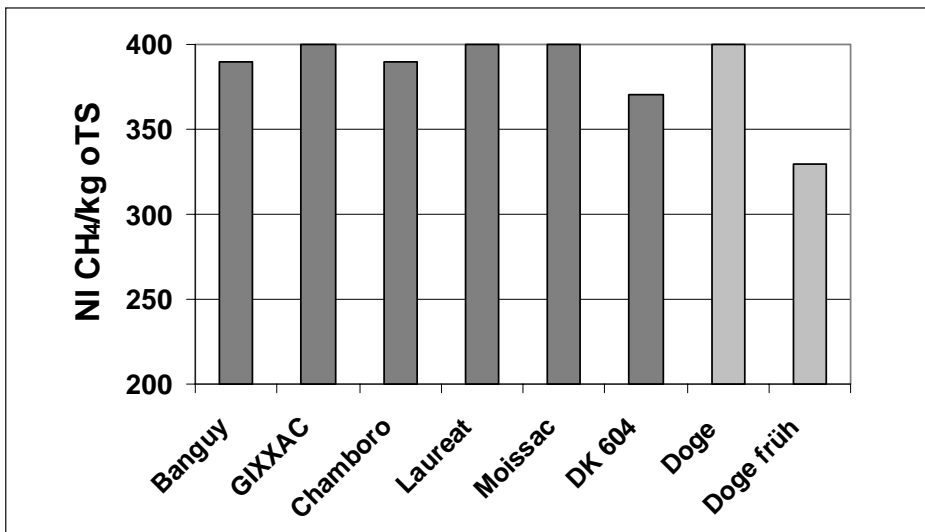


Abb. 5. Spezifischer Methanertrag von Maissilage in Abhängigkeit von Sorte und Erntetermin; Vergärung: Hohenheimer Biogasertagstest, 36 Gärtage bei 37°C

Quelle: (nach 66)

Übereinstimmend mit OECHSNER et al. (66) stellten auch HEIERMANN und PLÖCHL (30) eine Zunahme des spezifischen Methanertrags im Verlauf der Abreife fest (Abb. 6). Das Methanbildungspotenzial ist mit 489 bis 756 $\text{NI CH}_4/\text{oTS}$ jedoch insgesamt als sehr hoch einzustufen. Die Ursache hierfür kann in der Messung des Methangehaltes liegen, die nur während der linearen Gasbildungsphase vorgenommen wurde. Die Methangehalte variierten hierbei zwischen 60 und 70%. Die Untersuchung von KAISER et al. (42) lässt im ernterelevanten TS-Bereich keinen eindeutigen Trend des spezifischen Methanertrages

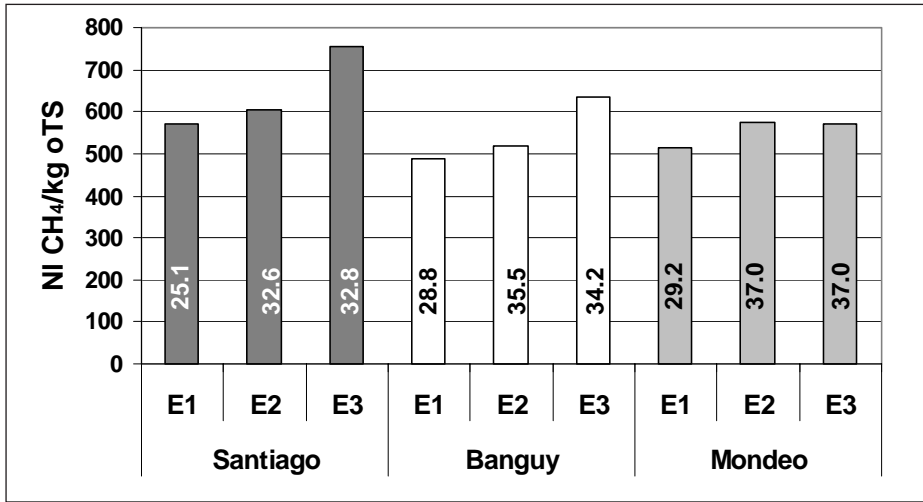


Abb. 6. Spezifischer Methanertrag von Maissilage in Abhängigkeit von Sorte und Erntetermin (E); Vergärung: Batchsystem, 28 Gärtage bei 35 °C. Die Zahlen in den Säulen bezeichnen den TS-Gehalt zum Zeitpunkt der Ernte

Quelle: (nach 30)

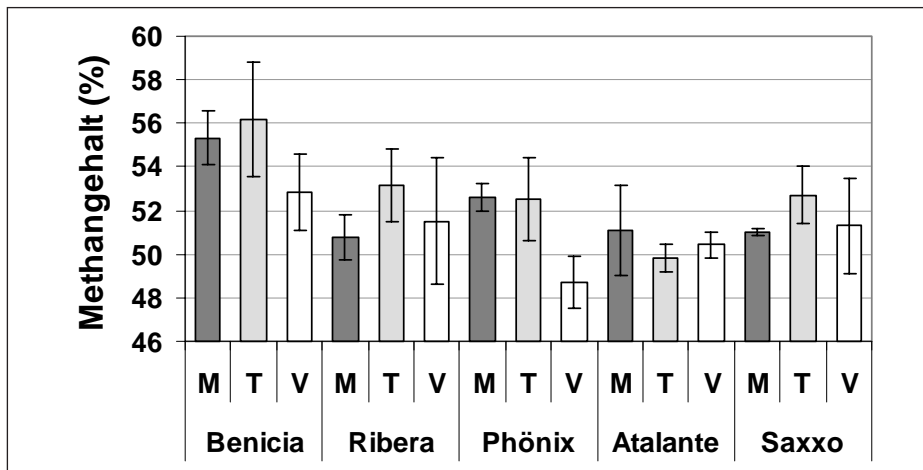


Abb. 7. Methangehalt von Maissilage in Abhängigkeit von Sorte und Erntetermin mit M: Milchreife, T: Teigreife, V: Vollreife; Vergärung: Batchsystem (Eudiometer), 1 l Fermentergröße, 58 Gärtage bei 38 °C

Quelle: (2)

erkennen. Nach DEGENHARDT (17) liegt der optimale TS-Gehalt im Hinblick auf die spezifische Methanausbeute und den Methanhektarertrag im Bereich von 28 bis maximal 35%, wobei die der Auswertung zugrunde liegenden Daten aber eine große Variation aufwiesen.

Was den Methangehalt im Biogas betrifft, konnte kein Einfluss des Entwicklungsstadiums festgestellt werden. So variierten die Gehalte in der Untersuchung von AMON et al. (2) zwischen 48,7% bei der Sorte Phönix zur Vollreife und 56,2% bei Benicia in der Teigreife, S. Abbildung 7. Die Messwerte wiesen allerdings eine erhebliche Streuung auf, wie anhand der Standardfehler ersichtlich wird. Die gemessenen Methangehalte zeigen eine gute Übereinstimmung zu den von ZAUNER und KÜNTZEL (96) ermittelten Werten, die ebenfalls im Bereich von 50 bis 55% variierten. Im Gegensatz dazu fanden HEIERMANN und PLÖCHL (30) deutlich höhere Methangehalte von 60–70%. Wie bereits erwähnt kann dies in der Art der Messung begründet sein.

4.3 Alternative Gärsubstrate

Landwirtschaftliche Biogasanlagen werden zu über 93% als Kofermentationsanlagen betrieben, wobei nachwachsende Rohstoffe bezogen auf die Einsatzhäufigkeit eine Vorrangstellung unter den Kosubstraten einnehmen (93). Landwirtschaftlich erzeugte Biomasse weist meist eine gute Vergärbarkeit auf (2; 31; 42; 53; 59; 66). Das Biogas- bzw. Methanbildungspotenzial der verschiedenen Pflanzenarten unterscheidet sich jedoch deutlich, wie die Zusammenstellung in Tabelle 2 deutlich macht. Ausschlaggebend für die Wahl der Pflanzenart zum Anbau als nachwachsender Rohstoff sind neben dem spezifischen Methanertrag insbesondere die Biomasseproduktion und die Bereitstellungskosten. Die größte Bedeutung als Kosubstrat kommt Mais, Getreide und Gras zu (72; 93). Mais zeichnet sich durch einen hohen Methanhektarertrag aus, wie in Abschnitt 4.1 und 4.2 dargestellt, weist jedoch verhältnismäßig hohe Produktionskosten und hohe Nutzungskosten für die Fläche auf. Die energetische Nutzung von Grünlandaufwüchsen bietet sich an, weil durch zukünftig sinkende Tierzahlen aufgrund des Strukturwandels in der Landwirtschaft Grünlandflächen nicht mehr flächendeckend über Futternutzung in Bewirtschaftung bleiben werden. Es ist davon auszugehen, dass es sich bei solchen aus der Nutzung über den Wiederkäuer fallenden Flächen um eher extensiv genutztes und nicht ackerwürdiges Grünland handelt. Die auf diesen Flächen erzeugte Biomasse zeichnet sich jedoch in aller Regel durch eine geringe Futterqualität aus, was sich auch in einem geringeren Methanbildungspotenzial niederschlagen dürfte. So weisen nach einer Untersuchung von KAISER et al. (42) intensiv genutzte, Deutsch Weidelgras-dominierte Grünlandbestände den höchsten Methanhektarertrag auf bei gleichzeitig verhältnismäßig hohen spezifischen Methanerträgen, s. Abbildung 8 und Tabelle 3. Inwieweit sich extensiv genutztes Grünland trotz geringer Nutzungskosten für die Fläche ökonomisch sinnvoll in Biogasanlagen verwerten lässt, müssen Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen zeigen. Berechnungen von GRUNDMANN et al. (26) auf Basis von Daten zu Produktionsverfahren des Landes Brandenburg weisen sowohl für intensiv als extensiv genutztes Weidelgras sowie Maissilage, Luzernesilage und Ganzpflanzensilage aus Gerste wirtschaftlich positive Ergebnisse aus, eine alleinige Nutzung von elektrischer Energie unterstellt, während sich die Spannweiten für Raps, Hanf und Topinambur im negativen Bereich bewegen. Nach STARK (84) hingegen ist die Biogaserzeugung von Grassilage und Ganzpflanzensilage bei einer Vollkostenbetrachtung nur dann rentabel, wenn der Düngerwert des Gärrückstandes einbezogen wird und ist dem Einsatz von Maissilage unter süddeutschen Klimaverhältnissen deutlich unterlegen.

Table 2. Spezifischer Methanertrag, Methanhektarertrag und Methangehalt landwirtschaftlich produzierter Biomasse nach Literaturangaben

Pflanzenart	Konservierung	Spezifischer Methanertrag (l CH ₄ /kg oTS)	Methanhektarertrag (m ³ CH ₄ /ha)	Methangehalt (%)	Methode	Quelle
Ackerbohne	Silage	356			Batchversuch	96
Futtergräser	Frisch	280 – 460			Batchversuch	59
Futtergräser	Frisch und angewelkt	277 – 442			Batchversuch	32
Futterrüben	Silage	400	5 123		Batchversuch (Hohenheimer Biogasertrags-test)	66
Gerste	Frisch und Silage	425 – 691		61 – 70	Batchversuch	30
Grünland	Frisch, Silage und Heu	220 – 440	1 070 – 4 633		Batchversuch	42
Grünland, extensiv	Silage	220			Kontinuierlich	65
Grünland, Mähgut aus Naturschutzgebiet	Silage	80			Kontinuierlich	65
Grünland, Mähgut aus Naturschutzgebiet	Silage	250			Kontinuierlich	88
Grünland, intensiv	Silage	390			Kontinuierlich	65
Hanf	Silage	ca. 160	ca. 1 500		Batchversuch	42
Hanf	Frisch und Silage	290 – 360		68	Batchversuch	31
Hirse	Silage	310	879 – 955		Batchversuch (Hohenheimer Biogasertrags-test)	66

Pflanzenart	Konservierung	Spezifischer Methanertrag (l CH ₄ /kg oTS)	Methanhektarertrag (m ³ CH ₄ /ha)	Methangehalt (%)	Methode	Quelle
Klee		140 – 210			Batchversuch	45
Kleegras	Silage	290 – 390	1 740 – 5 460		Batchversuch (Eudiometer)	2
Luzerne	Silage	181 – 209		55 – 56	Semi-kontinuierlich	96
Luzerne	Frisch und Silage	340 – 498		63 – 68	Batchversuch	30
Luzerne	Frisch	ca. 230 – 255			Batchversuch	42
Miscanthus	Frisch und Silage	ca. 175 – 220	ca. 3 400 – 4 100		Batchversuch	42
Raps		< 200			Batchversuch	69
Rindergülle		170			Kontinuierlich	65
Roggen	Frisch und Silage	399 – 543		62 – 69	Batchversuch	30
Roggen	Silage	140 – 275			Batchversuch (Eudiometer)	3
Rüben	Frisch	360	ca. 5 050		Batchversuch	42
Rüben	Frisch	840			Batchversuch	32
Rübenblatt	Silage	290	597		Batchversuch (Hohenheimer Biogasertrags-test)	66
Rübenblatt	Frisch und Silage	240 – 340	ca. 920 – 1 360		Batchversuch	42

Sudangras	Silage	310	ca. 2.500	Batchversuch	42
Sonnenblume	Silage	230	1 125	Batchversuch (Hohenheimer Biogasertrags- test)	66
Sonnenblume	Silage	243		Batchversuch (Eudiometer)	3
Topinambur, Knolle	Frisch	523,5		Batchversuch	31
Topinambur, Spross	Frisch und Silage	ca. 430 – 470		Batchversuch	31
Triticale	Frisch und Silage	503 – 606		Batchversuch	30
Triticale	Silage	212 – 265		Batchversuch (Eudiometer)	3
Weizen	Silage	229 – 343		Batchversuch (Eudiometer)	3
Wiesengras	Silage	309		Batchversuch (Eudiometer)	3

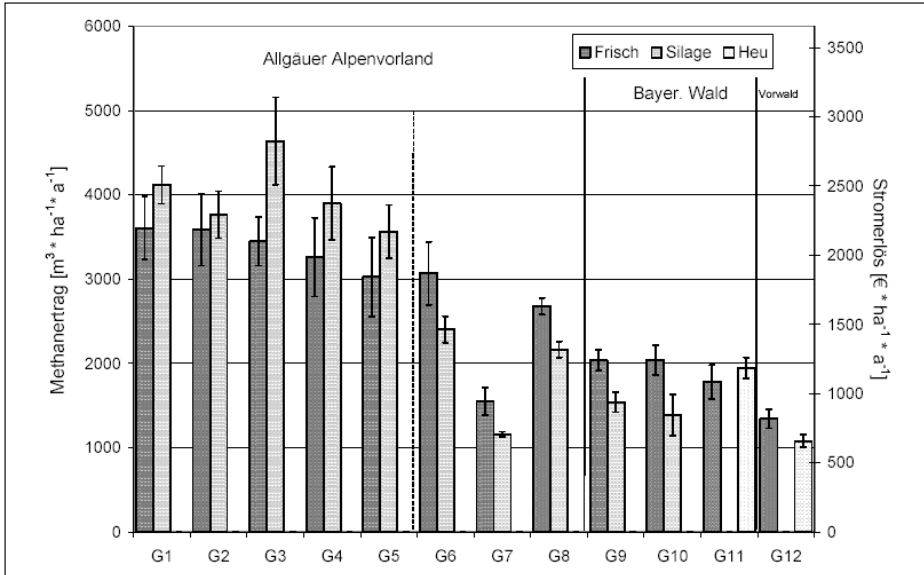


Abb. 8. Methanhektarertrag und Stromerlös verschiedener Grünlandnutzungsvarianten

Quelle: (42)

Tabelle 3. Grünlandnutzungsvarianten der Abbildung 8

Bezeichnung	Standort	Schnitte pro Jahr	Düngungsart	Applizierte N-Menge (kg/ha bzw. m³/ha)
G1	Allgäuer	5	mineralisch	300
G2	Alpenvorland	5	mineralisch	200
G3		4	mineralisch	300
G4		4	mineralisch	200
G5		4	mineralisch	120
G6	Allgäuer	4	Gülle	4 x 20
G4	Alpenvorland	4	ohne	Ohne
G8		3	Gülle	3 x 20
G9	Bayerischer	5	Gülle	3 x 20
G10	Wald	4	Gülle	3 x 20
G11		3	Gülle	2 x 25
G12	Vorwald des Bayer. Waldes	3	ohne	ohne

Quelle: (nach 42)

4.4 Aufbereitung der Gärsubstrate

Landwirtschaftlich erzeugte pflanzliche Biomasse, die als Gärsubstrat in Biogasanlagen Verwendung findet, wird der Vergärung meist in Form von Silage zugeführt. In experimentellen Ansätzen zur Quantifizierung der Gas- bzw. Methanausbeute pflanzlicher Substrate werden sowohl Silagen als auch getrocknete Proben oder Frischmaterial eingesetzt. Die Konservierungsform scheint aber einen signifikanten Einfluss auf die Gas- bzw. Methanausbeute zu haben. Sowohl HEIERMANN und PLÖCHL (30) als auch AMON et al. (2) kommen zu dem Schluss, dass silierte Proben eine durchgehend höhere Gasausbeute aufweisen als Frischmaterial, s. Abbildung 8 und 9.

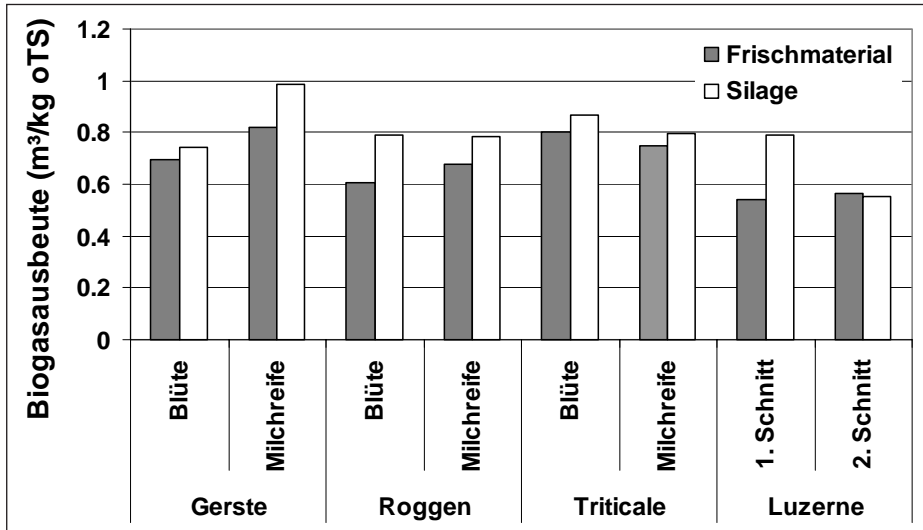


Abb. 9. Biogasausbeute von Gerste, Roggen, Triticale und Luzerne in Abhängigkeit des Konservierungsverfahrens; Vergärung: Batchsystem, 28 Gärtage bei 35 °C

Quelle: (nach 30)

Für die Bewertung von experimentell ermittelten Gas- bzw. Methanausbeuten sind daher explizite Angaben zur Probenaufbereitung unabdingbar. Dies sollte auch Angaben zum Zerkleinerungsgrad des Probenmaterials einschließen, der einen Einfluss auf die Biogas- und Methanausbeute ausüben kann. Systematische Untersuchungen, die eine Ableitung des optimalen Zerkleinerungsgrades von Gärsubstraten ermöglichen, liegen unseres Wissens liegen nur in sehr begrenztem Umfang vor (45; 78). Ein möglichst hoher Zerkleinerungsgrad erscheint im Hinblick auf einen schnellen anaeroben Abbau und damit eine kurze Verweildauer im Fermenter als wünschenswert. Dem steht andererseits ein mit sinkender Häcksellänge wachsender Energieaufwand gegenüber. Untersuchungen von KAPARAJU et al. (45) belegen eine höhere Methanausbeute für 1 cm Partikelgröße verglichen mit 0,5 und 2 cm für Heu und Klee, während bei Hafer die Partikelgröße keinen Effekt zeigte. Der optimale Zerkleinerungsgrad wird jedoch auch von der eingesetzten Anlagentechnik beeinflusst. So erfordern Perkulationsverfahren eine verhältnismäßig grobe Struktur des Gärsubstrates um eine Aufstauung des Prozesswassers im Substratkörper zu vermeiden (20).

4.5 Beziehung Futterqualität – Methanausbeute?

Bei der Bewertung des Methanbildungspotenzials von Futterpflanzen stellt sich die Frage, ob nicht aus der Futterqualität Rückschlüsse auf die Methanausbeute gezogen werden können. Landläufig wird davon ausgegangen, dass die anaeroben Abbauprozesse in Biogasanlagen mit den Verdauungsprozessen eines Wiederkäuers vergleichbar seien, was allerdings nur bedingt zutrifft. Die Gemeinsamkeiten bzw. Unterschiede der anaeroben Fermentation in der Biogasanlage und der Verdauung des Wiederkäuers sind daher in Tabelle 4 grob skizziert. Der grundsätzliche Unterschied besteht zunächst darin, dass Wiederkäuer über einen mehrhöhligen Magen und Darm verfügen. Die Funktionsweise einer Biogasanlage ist daher nur bedingt mit dem Pansen vergleichbar, da die Pansenwand beispielsweise auch aktiv an der Absorption und dem Transport von Substanzen wie flüchtigen Fettsäuren, Chlorid, Natrium, Wasser, etc. beteiligt ist. So erfolgt etwa der Fettabbau im Pansen nur bis zu Fettsäuren und deren Hydrogenierung und die weitere Verstoffwechslung findet im Darm statt, während in Biogasanlagen der Fettabbau komplett in einem meist einstufigen Fermenter abläuft. Besonders auffällig ist die schnelle Passage des Futters im Verdauungstrakt des Wiederkäuers im Vergleich zur Verweildauer des Gärsubstrates in einer Biogasanlage. Schlussendlich werden nur 10% der aufgenommenen Energie durch den Wiederkäuer in Form von Methan abgegeben, während der Methangehalt im Biogas im Bereich von 50 bis 80% variiert.

Tabelle 4. Kenngrößen des Abbaus organischer Substanz im Verdauungstrakt des Wiederkäuers und in Biogasanlagen

Prozess	Wiederkäuer	Biogasanlage
Abbau	Pansen und Darm; aktive Zerkleinerung (Wiederkäuen); Verdaulichkeit bis > 80%	Im ein- oder mehrstufigen Fermenter; Abbaubarkeit der oTS: 25–80%
Temperatur	39 °C	psychrophil: 15–20 °C mesophil: 30–37 °C thermophil: 55–65 °C
pH-Wert	6,8	je nach Bauart (ein-/mehrstufig); in einstufigen Anlagen: 6,7–7,2
Verweildauer	je nach Passagerate, ca. 24 h	abh. von Fermentertemperatur, Bauart und Substrat, Ø 60–90 Tage
Fettabbau	im Pansen bis zu Fettsäuren und deren Hydrogenierung; weiterer Abbau im Darm	Abbau bis zu CO ₂ , H ₂ und CH ₄
Flüchtige Fettsäuren	Aufnahme über Pansenwand	Abbau bis zu CO ₂ , H ₂ und CH ₄
Methan	ca. 10% der aufgenommenen Energie	50–80% Methan im Biogas

Verschiedene Arbeitsgruppen, die sich mit der Beziehung zwischen Futterqualität und Methanausbeute befassen, kommen zu folgenden, teils widersprüchlichen Schlüssen: EDER et al. (19) postulieren eine signifikante Beziehung zwischen der Gasausbeute und der in-vitro Verdaulichkeit (IVDOM) nach Tilley und Terry, mit einer erhöhten Gasproduktion

von 5–10 l/kg oTS je Prozentpunkt IVDOM. Mit Qualitätseigenschaften wie der enzymlöslichen organischen Substanz und dem Stärkegehalt sollen jedoch keine so deutlichen Beziehungen bestehen. AMON et al. (2) hingegen fanden eine gegenläufige Entwicklung von Verdaulichkeit (Tilley und Terry) und Methanausbeute bei der Abreife von Mais und Kleegrasaufwüchsen; sie bewerten eine hohen Protein- und Fettgehalt günstig. Der Rohfasergehalt sei für die Methanbildung aus Mais nur von geringem Wert, für Kleegras hingegen wurde der Beitrag des Rohfasergehaltes noch etwas höher eingeschätzt als der von Rohfett. N-freie Extraktstoffe sollen bei Mais und Kleegras das Methanbildungsvermögen leicht mindern. STEWART et al. (85) und LACK (54) hingegen sehen den Anteil leicht vergärbare Inhaltsstoffe als ein Zuchtziel an, und nach WEILAND (93) schränken insbesondere hohe Lignin- und Hemizelluloseanteile die Fermentationseignung ein. Wie bereits in Abschnitt 3.2 erwähnt, konnte auch in keiner Studie aus dem Bereich der Wiederkäuerernährung ein enger Zusammenhang zwischen Rohnährstoffzusammensetzung und Methanausstoß dokumentiert werden (49; 64).

4.6 Fazit zur vorhandenen Datenbasis

Zusammenfassend können folgende Schlussfolgerungen zur derzeit vorhandenen Datenbasis gezogen werden:

- Daten über zu erwartende Methanerträge unterschiedlicher Pflanzenarten stellen für Anlagenbetreiber als auch Berater eine wichtige Planungsgröße; die vorhandene Datengrundlage hierfür ist noch ungenügend.
- Die gängige Vorgehensweise, über Laborversuche Aufschluss zu erlangen, hat bisher zu keinen akzeptablen Ergebnissen geführt: die Laboruntersuchungen werden mit unterschiedlichen Methoden und Anlagen durchgeführt, da noch kein Standardverfahren existiert; zum Teil unterbleibt eine Korrektur der angegebenen Methanausbeuten auf Normbedingungen; darüber hinaus beruhen die vorhandenen Daten meist nur auf einjährigen Ergebnissen, die oft nicht einmal statistisch ausgewertet wurden.
- Bereits veröffentlichte Ergebnisse verschiedener Quellen weisen häufig große Abweichungen auf, die keine eindeutigen Schlüsse zulassen.
- Eine Validierung der Laborergebnisse unter Praxisbedingungen ist bisher nur unzureichend erfolgt.
- Vorhandene Methoden zur Schätzung des Methanertrags wurden nicht ausreichend überprüft.

5 Züchterische Ansätze

In der Züchtung wird intensiv an der Steigerung der Energieleistung von Mais gearbeitet. Dabei liegt der Schwerpunkt zurzeit noch einseitig auf der Steigerung der Biomasse, während die Qualität, also das spezifische Methanbildungspotenzial zunächst im Hintergrund steht. Um die Ertragsleistung zu steigern verfolgt man z. B. bei der KWS Saat AG, die führend im Bereich der Energiemaiszüchtung ist, folgende Ansätze (Abb. 10): Ausgangsbasis der Züchtung bilden der extrem leistungsfähige italienische Stiff-Stalk und Lancaster-Pool. In dieses Material wird zur Verbesserung der Kältetoleranz Material aus dem Deutschen Dent- und Flintpool eingekreuzt. Weiterhin wird eine extreme Verschiebung der Reife vorgenommen. Dies wird erreicht durch die Nutzung von Kurztagsgenen exotischer Populationen aus Peru und Mexiko. Weitere Zuchtziele bestehen in der Verbesserung der Trockenstresstoleranz durch die Integration von Genen für Low-Input-Eignung gezüchtet und die Adaptation des Maises an eine C3/C4-Energiepflanzen-Fruchtfolge.

Für diese neuen Energiemaissorten wird ein Ertragspotenzial von 30 t TM/ha oder darüber prognostiziert. Dass dieses Potenzial nicht auf allen Standorten ausgeschöpft werden kann, wird deutlich, wenn man sich die Umweltansprüche solcher Maishybriden vergegenwärtigt. Spätreife, massenwüchsige Typen erfordern hohe Temperatursummen und ausreichende Niederschlagsmengen. Solche günstigen Temperaturverhältnisse findet man vor allem im Süden und Osten Deutschlands. In Norddeutschland besteht jedoch bereits für Sorten der mittelfrühen Reifegruppe ein erhebliches Risiko, dass der für eine erfolgreiche Silierung notwendige TS-Gehalt erreicht wird (35). Im Osten werden sich die geringen Niederschlagsmengen von 500 mm oder darunter limitierend auf den Ertrag auswirken, da davon auszugehen ist, dass hochertragreiche Energiemaissorten auch bei verbesserter Trockenstresstoleranz einen verhältnismäßig hohen Wasserbedarf aufweisen werden. Daraus folgt, dass sich die Gunstlagen für den Anbau der Energiemaissorten hauptsächlich in im südwestlichen Teil von Deutschland konzentrieren werden. Der mit dem Klimawandel vorhergesagte Temperaturanstieg kann jedoch zu einer Verschiebung der Anbaugrenzen führen. So belegen Simulationen mit dem Modell MAISPROQ für den Anbau mittelfrüher Sorten in Schleswig-Holstein, dass sowohl der TS-Gehalt als auch der TM-Ertrag bereits stark auf den Temperaturanstieg der letzten 20 Jahre reagiert haben und zu einer Reduzierung des Anbaurisikos führten (36). Es ist also davon auszugehen, dass ein zukünftiger Temperaturanstieg in einer Ausdehnung des Anbaus von Energiemaissorten nach Norden resultieren wird.

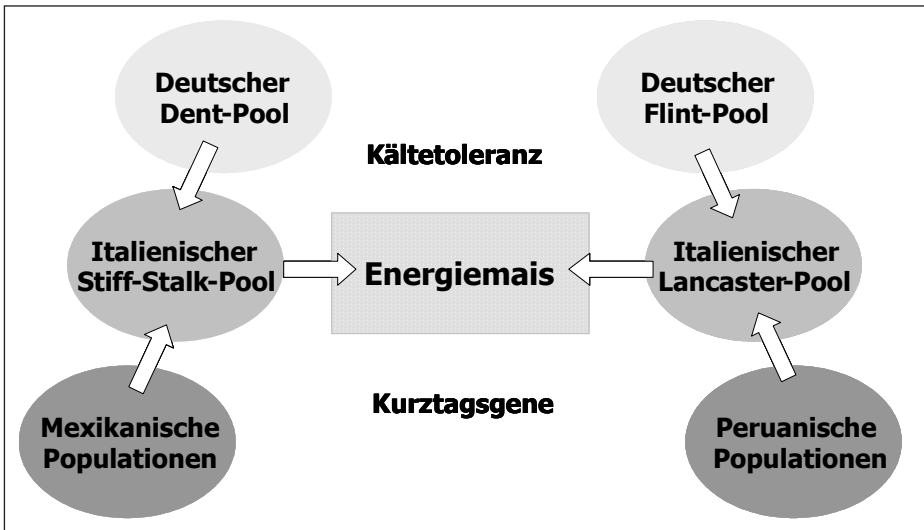


Abb. 10. Genetische Basis der Energiemais-Hybriden

Quelle: (nach 55)

6 Biogasgülle: Effekte auf C- und N-Flüsse

Neben der Produktion von Biogas entsteht im Rahmen der anaeroben Vergärung ein stoffliches Endprodukt, der Gärückstand oder die Biogasgülle. Während sich vergleichsweise viele Forschungsprojekte mit der Gärbiologie und Verfahrenstechnik befasst haben, gibt es nur wenige aktuelle Studien, welche die langfristigen Effekte des Einsatzes von Biogasgülle auf die C- und N-Flüsse auf Betriebssystemebene analysieren. Zu potenziellen

Effekten der verwendeten Pflanzenart auf die Eigenschaften des Gärsubstrates und den C- und N-Haushalt liegen bislang keine belastbaren Untersuchungen vor.

6.1 C- und N-Verfügbarkeit

Im Verlauf der anaeroben Abbauprozesse erfährt das Gärsubstrat eine starke Veränderung sowohl was die chemische Zusammensetzung als auch die physikalischen Eigenschaften betrifft. In der Biogasgülle wird durch die Methanogasung das C : N-Verhältnis reduziert, während der NH_4^+ -Gehalt und der pH-Wert stark ansteigen. Es kommt weiterhin zu einer Abnahme des Gehaltes an organischer Substanz bei einer gleichzeitigen Erhöhung deren Stabilität, was sich positiv auf die Humusreproduktionsleistung auswirken soll (10; 28). Die erhöhte Stabilität der organischen Substanz verhindert auch in starkem Umfang eine Immobilisierung des mineralischen Stickstoffs (27; 63). Weiterhin verfügt Biogasgülle aufgrund des geringeren organischen Trockensubstanzgehaltes über eine reduzierte Viskosität und damit über verbesserte Infiltrationseigenschaften. Letzteres, sowie der erhöhte NH_4^+ -Gehalt, das reduzierte C : N-Verhältnis und die verminderte Immobilisierung mineralischen Stickstoffs beeinflusst die N-Verfügbarkeit für die Pflanze. Nach GUTSER et al. (28) schwankt die kurzfristige N-Wirkung von Biogasgülle zwischen 40 und 60 % Mineraldünger-Äquivalenten (MFE) und weist damit eine bessere N-Verfügbarkeit auf als unvergorene Rindergülle (35–45 MFE %). Die N-Verfügbarkeit von Biogasgülle kann allerdings durch die Kofermentation pflanzlicher Biomasse noch gesteigert werden und dann im Bereich von 50–70 MFE % variieren. Langjährige Applikation soll die N-Wirkung von Gärrückständen auf Werte über 60 bis 70 % steigern. Für die P-Wirkung wurden nur geringe Effekte dokumentiert (63). Untersuchungen von LORIA und SAWYER (57) an mit Schweinegülle gedüngtem und inkubiertem Boden, zeigten keine signifikanten Effekte der anaeroben Fermentation auf die Gehalte an NH_4^+ -N, NO_3^- -N, mineralischem N und die Verfügbarkeit von Phosphor.

6.2 N-Verlustpotenzial

Stickstoffverluste entstehen durch Ammoniakemissionen während Lagerung und Ausbringung, Denitrifikation, N-Auswaschung und N-Immobilisierung im Boden. Da der pH-Wert von Gärrückständen um bis zu 0,5 Einheiten gegenüber dem Ausgangssubstrat erhöht ist, muss von einem gesteigerten NH_3 -Emissionsrisiko ausgegangen werden. Verluststeigernd kann sich auch der reduzierte TS-Gehalt von Gärrückständen auswirken, der eine emissionsmindernde Schwimmdeckenbildung verhindert (80; 82). Das aufgrund des pH-Wertes und NH_4^+ -Gehaltes erhöhte NH_3 -Verlustpotenzial von Biogasgülle muss nach Ausbringung jedoch nicht zwangsläufig auch zu gesteigerten gasförmigen Verlusten führen, da das Substrat, bedingt durch einen geringeren Trockensubstanzgehalt und reduzierte Viskosität, über bessere Infiltrationseigenschaften verfügt. So stellten WULF et al. (94) reduzierte gasförmige NH_3 -Verluste nach Schleppschlauch-Ausbringung von Biogasgülle im Vergleich zu Rohgülle fest, mit einem deutlich ausgeprägteren Effekt auf Grünland als auf Ackerland. Der positive Effekt auf die NH_3 -Emissionen wird von RUBAECK et al. (75) bestätigt. Was das Potenzial für Denitrifikation und gasförmige N_2O -Verluste von Biogasgülle betrifft, sind im Vergleich zu unvergorener Gülle geringere Verluste zu erwarten aufgrund des reduzierten Gehaltes und der geringeren Abbaubarkeit der im Gärrückstand verbliebenen organischen Masse. Dies wird von einigen Studien belegt (16; 67; 75), während WULF et al. (95) auch gegenteilige Effekte nach Applikation von Biogasgülle auf Grünland feststellten, was auf die geringere Bedeutung der C-Verfügbarkeit auf Grünland zurückgeführt wird.

Im Hinblick auf das Nitrat-Auswaschungspotenzial wird für Biogasgülle ein geringeres Risiko postuliert aufgrund des höheren Gehaltes an pflanzenverfügbarem Stickstoff. Experimentelle Untersuchungen hierzu sind nur begrenzt vorhanden. Ergebnisse einer 5-jährigen Studie auf Dauergrünland aus Österreich belegen einen signifikant geringeren mittleren Nitratgehalt im Sickerwasser der Variante Biogasgülle im Vergleich zur mineralischen Volldüngung, was sicherlich auch in den nicht erfassten gasförmigen Verlusten und dem verhältnismäßig hohen Jahresniederschlag begründet ist (71). Verglichen mit den traditionellen Wirtschaftsdüngern bestand bei dem untersuchten Düngungsniveau von 120 kg N/ha kein höheres Risiko einer Nitratauswaschung. Auch MERZ und TRÖSCH (62) konnten keinen auswaschungsmindernden Effekt durch Güllefermentation aufzeigen.

6.3 Methanemissionen

Für Methanemissionen, die kurzfristig nach Ausbringung auftreten können, sind zwei Verlustpfade zu nennen (95). Zum einen kann während der Lagerung von unfermentierter oder Biogasgülle Methan in Lösung gehen, welches nach Ausbringung freigesetzt wird (83). Zum anderen können durch entsprechende Applikationstechniken, wie beispielsweise Gülleinjektion, anaerobe Bedingungen im Boden gefördert werden, die zur Methanbildung und -emission führen (21). Verbesserte Infiltrationseigenschaften und eine geringere C-Verfügbarkeit werden von WULF et al. (95) als primäre Ursache für geringere Methanemissionen von schleppschlauch-applizierter Biogasgülle verglichen zu unfermentierter Gülle sowohl auf Grünland als auch auf Ackerland gesehen. Der nach Ausbringung dokumentierte Fermentationseffekt auf das Treibhausgasverlustpotenzial wurde eher gering eingeschätzt, während die Applikationstechnik deutlichere Effekte zeigte. Simulationen auf Systemebene, die auch die Treibhausgasemissionen im Stall und Lager berücksichtigen, lassen jedoch ein deutlicheres Reduktionspotenzial erkennen (81; 87).

7 Energiemaisanbau und Cross-Compliance

Nach der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik vom Juni 2003 und April 2004 ist der Erhalt von Direktzahlungen an die Einhaltung von Bewirtschaftungsauflagen geknüpft (Cross-Compliance). Die einzuhaltenden Verpflichtungen umfassen Standards aus (i) bereits existierenden EG-Regelungen der Bereiche Umweltschutz, Lebens- und Futtermittelsicherheit und tierische Gesundheit und Tierschutz, (ii) Regelungen zum Bodenschutz und zur Mindestinstandhaltung landwirtschaftlicher Flächen, sowie (iii) Regelungen zur Erhaltung von Dauergrünland (15). Ein Novum ist, dass bei Verstößen gegen Cross-Compliance-Auflagen Sanktionen in Form von Kürzungen der Direktzahlungen erfolgen. Potenzielle Konflikte des Energiemaisanbaus mit Cross-Compliance-Auflagen sehen wir primär in der „Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis bei Düngen (Düngeverordnung)“, sowie in der Verpflichtung zur Erhaltung der Flächen in gutem landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand.

7.1 Düngeverordnung

Die Düngeverordnung limitiert die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft und Sekundärrohstoffdünger auf maximal 170 kg N ha⁻¹ und die N-Applikation nach der Hauptfruchternte auf maximal 40 kg ha⁻¹ NH₄-N oder 80 kg ha⁻¹ Gesamt-N. Darüber hinaus wird die Obergrenze für maximal zulässige N-Überschüsse im Verlauf nächsten Jahre sukzessive von 90 auf 60 kg N ha⁻¹ reduziert. Für Silomais konnten HERRMANN und

TAUBE (37; 38) dokumentieren, dass die N-Konzentration der Pflanze einen zuverlässigen Indikator des N-Status darstellt, und eine N-Konzentration von $10,5 \text{ g N kg}^{-1}$ Trockenmasse zur Siloreife ausreichend für die Erzielung maximaler Erträge ist, s. Abbildung 11. Nimmt man an, dass (i) eine Übertragbarkeit dieser kritischen N-Konzentration auch auf die hochertragreichen neuen Energiemaisarten gegeben ist, (ii) keine wesentlichen N-Verluste bei der Vergärung, Lagerung und Ausbringung auftreten, und (iii) eine für die Ertragsmaximierung ausreichende N-Versorgung der Maisbestände erfolgt, lässt sich ausgehend von dem Ertragspotenzial die mit dem Gärrückstand wieder auszubringende N-Menge abschätzen (Tab. 5). Die von der Düngeverordnung gesetzte Obergrenze von 170 kg N ha^{-1} wird also schon bei Erträgen über $16,2 \text{ t ha}^{-1}$ überschritten. Der Anbau sehr ertragreicher Sorten – für Energiemais werden Erträge von 30 t ha^{-1} in Aussicht gestellt (55) – erfordert also zum einen den Einsatz von mineralischen Düngemitteln, da der N-Bedarf nicht alleine über organische N-Düngung abgedeckt werden kann. Zum anderen kann langfristig ein N-Überschuss entstehen, der bei hohen Anteilen von Energiemais in der Fruchtfolge nur noch auf Fremdflächen untergebracht werden kann. Der Nährstoffexport betrifft dann natürlich auch die Phosphor- und Kaliumflüsse im System. Im Hinblick auf die Nährstoffbilanzierung ist die Biogaserzeugung aus Mais also als kritisch zu betrachten. Die Problematik wird noch verstärkt im Falle von Energiepflanzenfruchtfolgen mit Zweit- oder Zwischenfruchtanbau, die zurzeit intensiv diskutiert werden (19). Darüber hinaus ist in der landwirtschaftlichen Praxis eher von einer Stickstoffüber- als Unterversorgung der Maisbestände auszugehen, wie anhand eines Monitorings belegt werden konnte (38). Die in Tabelle 5 berechneten N-Mengen werden in der Praxis also mit hoher Wahrscheinlichkeit eher noch überschritten werden. Bleibt dann aufgrund von ungünstigen Witterungsbedingungen wie temporärer Trockenheit der Ertrag deutlich unter den Ertragserwartungen, verbleiben größere Mengen Reststickstoff im Boden, die das Nitratauswaschungspotenzial steigern. Das Argument geschlossener Nährstoffkreisläufe, welches häufig im Zusammen-

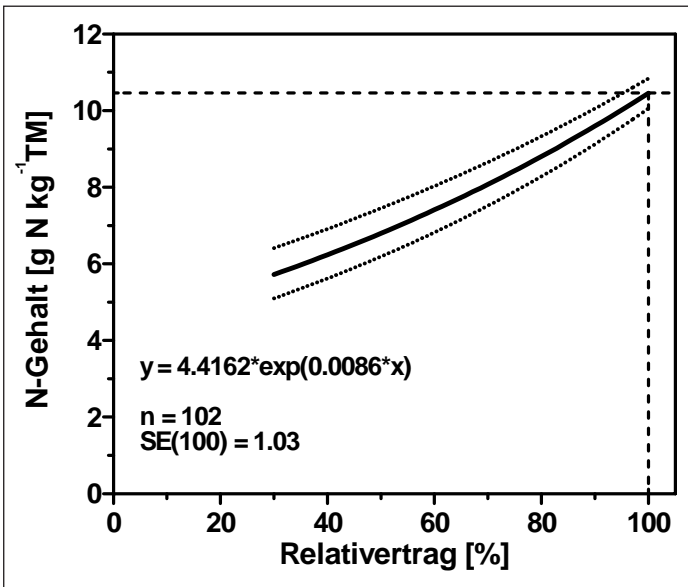


Abb. 11. Beziehung zwischen Relativertrag (%) und N-Gehalt von Silomais (g N kg^{-1} TM) zur Siloreife. Die gepunkteten Linien geben das 95%-Konfidenzintervall an

Quelle: (nach 38)

hang mit dem Anbau nachwachsender Rohstoffe als ein großer Vorteil angeführt wird, kann man im Falle ertragreicher Maissorten nicht gelten lassen.

Tabelle 5. Mit dem Gärrest anfallende N-Menge von Mais bei einem N-Gehalt des Ausgangssubstrates von 10,5 g N kg⁻¹ Trockenmasse

Trockenmasseertrag (t ha ⁻¹)	N-Menge (kg N ha ⁻¹)
10	105
14	147
18	189
22	231
26	273
30	315

Grau hinterlegte Zahlen zeigen eine Überschreitung der zulässigen organischen N-Düngung/ha an.

7.2 Verpflichtung zur Erhaltung der Flächen in gutem landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand

In dieser Verpflichtung werden Anforderungen zu den Bereichen „Bodenschutz“, „Instandhaltung von Flächen“ und „Landschaftselemente“ formuliert. Was den Bodenschutz betrifft, wird neben der Erosionsvermeidung der Erhaltung der organischen Substanz im Boden und der Bodenstruktur große Bedeutung zugemessen. Um letzteren Anforderungen nachzukommen ist ein dreigliedriges Anbauverhältnis einzuhalten oder alternativ eine jährliche Humusbilanzierung bzw. eine Untersuchung des Bodenumusgehaltes in mindestens 6-jährigem Turnus durchzuführen. Die Humusbilanz darf im Mittel dreier Jahre nicht unter einen Grenzwert von $-75 \text{ kg Humus-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ absinken bzw. der Humusgehalt darf in Abhängigkeit des Tongehaltes einen bestimmten Wert nicht unterschreiten (15). Aufgrund des im Vergleich zu anderen Pflanzenarten hohen Methanertragspotenzials von Mais werden Betriebe, die Biogasanlagen betreiben, einen möglichst hohen Maisanteil in der Fruchtfolge bzw. Maismonokultur anstreben. Anhand der Humusbilanzierung möchten wir aufzeigen, dass der Energiemaisanbau zu Konflikten im Hinblick auf die „Verpflichtung zur Erhaltung von Flächen in gutem landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand“ führen kann. Die hier durchgeführte Bilanzierung basiert auf den in der Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung vom 4. Nov. 2004 aufgeführten Kennzahlen. Darüber hinaus wurde unterstellt, dass der von der Fläche produzierte Mais in Form von Gärsubstrat zurückgeführt wird und es wurde ein Aschegehalt von 5% angenommen. Wie aus Tabelle 6 ersichtlich, sinkt erwartungsgemäß die Humusreproduktionsleistung mit steigender Abbaurate der organischen Substanz im Fermenter, während sie mit steigender Humusreproduktion des Gärrestes zunimmt. Der für ausgeglichene Humusbilanzen erforderliche TM-Ertrag variiert somit zwischen 13 bis 24 t ha⁻¹, wenn man für Mais einen Humusbedarf von 560 kg Humus-C ha⁻¹ annimmt wie in der oben angeführten Verpflichtung. Dieser Wert ist nach VDLUFA (90) jedoch nur als unterer Grenzwert für Böden in gutem Kulturzustand mit optimaler mineralischer N-Düngung anzusehen, wohingegen für seit längerem mit Humus unterversorgte Böden ein Grenzwert von 800 kg Humus-C anzuwenden ist. Hierbei wird das Ertragspotenzial nicht näher spezifiziert. Es ist aber davon auszugehen, dass der Humusbedarf in Beziehung zum Produktionsniveau steht. Auch die in der gesetzlichen Verpflichtung angegebenen Werte zur Humusreproduktion von Gär-

Tabelle 6. Humusreproduktionsleistung von Mais-Gärresten (kg Humus-C ha⁻¹) in Abhängigkeit des Ertragspotenzials (t TM ha⁻¹), der Abbaurate der organischen Substanz im Fermenter (%) und der Humusreproduktion des Gärrestes (kg Humus-Ckg⁻¹ Gärrest-TM)

		Abbaurate der organischen Substanz im Fermenter											
		75 %				80 %				85 %			
Ertrag (t TM ha ⁻¹)		Humusreproduktion (kg Humus-Ckg ⁻¹ Gärrest-TM)				Humusreproduktion (kg Humus-Ckg ⁻¹ Gärrest-TM)				Humusreproduktion (kg Humus-Ckg ⁻¹ Gärrest-TM)			
		0,12	0,13	0,14	0,15	0,12	0,13	0,14	0,15	0,12	0,13	0,14	0,15
10		345	374	403	431	288	312	336	360	231	250	270	289
12		414	449	483	518	346	374	403	432	277	300	323	347
14		483	523	564	604	403	437	470	504	323	350	377	404
16		552	598	644	690	461	499	538	576	370	400	431	462
18		621	673	725	776	518	562	605	648	416	450	485	520
20		690	748	805	863	576	624	672	720	462	501	539	578
22		759	822	886	949	634	686	739	792	508	551	593	635
24		828	897	966	1035	691	749	806	864	554	601	647	693
26		897	972	1047	1121	749	811	874	936	601	651	701	751
28		966	1047	1127	1208	806	874	941	1008	647	701	755	809
30		1035	1121	1208	1294	864	936	1008	1080	693	751	809	866

resten sind unspezifisch, d. h. sie berücksichtigen weder das vergorene Substrat bzw. die Pflanzenart noch das Entwicklungsstadium, welches entscheidend den Lignifizierungsgrad beeinflusst. Darüber hinaus wird für Gärreste eine höhere Humusreproduktion im Vergleich zu Schweinegülle angenommen, jedoch identische Werte wie für Rindergülle. Experimentelle Untersuchungen hierzu sind nur in geringem Umfang vorhanden. So fanden ASMUS und LINKE (10) eine höhere Humusreproduktion der organischen Substanz von Schweinegülle nach Fermentation, während REINHOLD et al. (73) gleiche Kohlenstoffanteile zur Humusreproduktion für unvergorene und anaerob vergorene Mischgülle feststellten. Verluste, die während der Silierung und Entnahme der Silage in Form von Atmung bzw. Sickersaft auftreten und je nach eingesetzter Siliertechnik eine Höhe von 6 bis 16% aufweisen können (77), wurden in den Berechnungen zu Tabelle 6 nicht berücksichtigt. Diese Verluste betreffen jedoch eher die verhältnismäßig leicht verfügbare organische Substanz, welche vermutlich auch nicht entscheidend zur Humusbildung beiträgt.

Schlussfolgernd ist festzuhalten, dass Konflikte im Hinblick auf die Verpflichtung zur Erhaltung der Flächen in gutem landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand auf Standorten bzw. unter klimatischen Bedingungen zu erwarten sind, die ein geringes Maisertragspotenzial bedingen. Die Humusbilanzierung stellt zwar einen integralen Indikator zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Produktionssystemen dar, es besteht jedoch noch erheblicher Forschungsbedarf im Bereich des standort- und bewirtschaftungsspezifischen Humusbedarfes und der Humusreproduktionsleistung (90).

8 Ökobilanz

Grundsätzlich kann der Ersatz fossiler Energien durch Biomasse zu einer Reduktion der Treibhausgasemissionen beitragen (41). Für eine differenziertere Bewertung sollten die unterschiedlichen Verfahren zur Energieerzeugung aus Biomasse jedoch nicht nur hinsichtlich ihrer Produktivität und Wirtschaftlichkeit, sondern auch im Hinblick auf ihre ökologischen Effekte analysiert werden. Hierzu bietet sich die Ökobilanzierung an. Ein Vergleich verschiedener Produktionssysteme für Bioenergie zeigt, dass Unterschiede im Hinblick auf die Treibhausgasemission zwischen den Systemen bestehen (41). Für einige Systeme, wie beispielsweise Biogas und Sonnenblumen-Methylester, werden keinerlei bzw. negative Emissionen ausgewiesen (41). Im Falle von Biogas wird dies unter anderem auf die verhinderten Emissionen bei der Referenznutzung, d. h. Güllelagerung, zurückgeführt. Dabei ist nach JUNGMEIER und SPITZER (41) die alleinige Vergärung von Gülle besser zu bewerten als die Kovergärung von Gülle mit weiteren Substraten, wohingegen nach VOGT et al. (91) Kovergärungsverfahren aufgrund der höheren Stromerzeugung oft günstigere Ökobilanzen aufweisen sollen. Stark variierend auf die Höhe der Bilanzen wirkt die Anlagengröße ein. So sollen, was die Stromerzeugung betrifft, Großanlagen ökologisch besser zu bewerten sein als Kleinanlagen (70). Entscheidend bei der Verfahrensgestaltung ist weiterhin, dass die Substratproduktion in räumlicher Nähe zur Biogasanlage erfolgt. MATTHES (60) konnte etwa zeigen, dass die Transportwege von der Biomasserzeugung zur Biogasanlage unter 20 km betragen sollten. Mit zunehmenden Distanzen werden die Ökobilanzen deutlich ungünstiger und sind unter bestimmten Bedingungen sogar schlechter zu beurteilen als für fossile Energieträger, wenn beispielsweise Gülle über eine Entfernung von 100 km transportiert wird.

Studien zur relativen Vorzüglichkeit von Kulturpflanzen für die Vergärung in Biogasanlagen legen merkliche Unterschiede in Abhängigkeit des Ertragspotenzials und der eingesetzten Produktionsmittel dar. Nach PLÖCHL und HEIERMANN (68) verursacht die Produktion von Luzerne, Mais und Gras mit Treibhausgasemissionen von 80 bis 100 g CO₂ eq. kWh⁻¹ geringere Belastungen als der Anbau von Triticale, Roggen, Hanf oder Raps.

Die dieser Studie zugrunde liegenden Zahlen beruhen jedoch auf Anbaubedingungen und Ertragspotenzialen des Landes Brandenburg. Da das Ertragsniveau die Ökobilanz entscheidend beeinflusst, ist kritisch zu hinterfragen, ob diese Ergebnisse auf andere Regionen übertragbar sind. Für Norddeutsche Verhältnisse konnte eine deutliche Überlegenheit von Silomais gegenüber schnittgenutztem Grünland bezüglich der Energieeffizienz der Futterproduktion dokumentiert werden (46).

9 Weitere kritische Aspekte

Seit Inkrafttreten des EEG ist ein rascher Anstieg der Anzahl Biogasanlagen und des Anbaus von Energiepflanzen erfolgt, wobei ein Trend zu einer überwiegender Verwendung von Mais in Kofermentation mit Gülle bzw. in Monovergärung zu beobachten war, begründet auf dem hohen Methanertragspotenzial, der guten Mechanisierbarkeit und Verfügbarkeit der Anbautechnik. So wurden im Jahr 2005 bundesweit rund 70 000 ha Mais für die Biogaserzeugung angebaut, was ca. 4% der gesamten Maisanbaufläche entspricht (18). Von einer weiteren Ausdehnung des Anbaus ist auszugehen.

Welche Auswirkungen die forcierte künftige Biomassenutzung auf die Entwicklung der Kulturlandschaft hat ist schwer abschätzbar, da entsprechende Analysen fehlen. Es ist aber von potenziell erheblichen Effekten auf die Biodiversität und das räumliche Muster der Landnutzung auszugehen (29). Auch die Flächenanforderungen des Naturschutzes müssten erheblich eingeschränkt werden, sollten die in den Biomasseszenarien vorgesehenen Anbauflächen realisiert werden. Konfliktpotenzial bzgl. der Ausweitung des Maisanbaus sieht eine Studie zur naturschutzverträglichen Erzeugung und Nutzung von Biomasse zur Wärme- und Stromgewinnung (74) zum einen in Risiken der Bodenverdichtung und Erosion, der Ausbreitung von Krankheiten und Schädlingen, sowie in der Einschränkung der Biodiversität in Agrarlandschaften. Dies kommt insbesondere zum Tragen, wenn aufgrund des Anbaus für Futterzwecke und der Nutzung in Biogasanlagen der Mais zur dominierenden Frucht wird, was beispielsweise in einigen Regionen Niedersachsens zu erwarten ist. Darüber hinaus kann das Landschaftsbild negativ verändert werden („Homogenisierung der Landschaft“), wenn Energiepflanzen zum Anbau kommen, die ein großes Höhenwachstum aufweisen, was insbesondere für die neuen Energiemaisarten zutrifft. Durch Einschränkung der Sicht können in Abhängigkeit des Reliefs wichtige Blickbeziehungen der Landschaft verstellt werden, was auch dem Tourismus abträglich sein könnte. Desgleichen werden olfaktorische Beeinträchtigungen durch Biogasanlagen und die Möglichkeit der Zunahme von Wildschäden angeführt. Der Naturschutzbund lehnt daher den intensiven Anbau von Kofermenten wie Mais aus ökologischen Gründen ab. Die Analyse der Effekte einer Ausdehnung des Energiemaisanbaus auf die abiotische und biotische Umwelt im kleinräumigen Maßstab (Schlagniveau) als auch auf regionaler Ebene ist daher dringend erforderlich (74).

10 Forschungsbedarf

Abschließend lässt sich folgender Forschungsbedarf formulieren:

- Im Bereich der Methodenentwicklung ist die Erarbeitung von Standards zur Durchführung von Gärversuchen dringend erforderlich, ebenso wie die Ermittlung der qualitätsrelevanten Parameter und optimalen Inhaltsstoffzusammensetzung für die Methanbildung, um dann effiziente Analysemethoden, wenn möglich unter Nutzung von NIRS, zur Bewertung qualitätsrelevanter Parameter entwickeln zu können.

- Die züchterische Tätigkeit erfordert das Herausarbeiten eines Ideotypen was das Abreifeverhalten und den Kolbenanteil betrifft, um dann gezielt wertgebende Inhaltsstoffe steigern bzw. unerwünschte Substanzen reduzieren zu können.
- Im Hinblick auf die Anbauverfahren hat eine Optimierung der Fruchtfolgesysteme unter Berücksichtigung von ökonomischen und ökologischen Aspekten zu erfolgen.
- Zur Optimierung der N-Versorgung von Energiemais bietet sich nach einer entsprechenden Validierung der von uns entwickelte kritische N-Gehalt als Indikator des N-Status des Bestandes an.
- Die Optimierung von Aussaat und Ernteterminen kann durch den Einsatz geeigneter Modelle unterstützt werden. So könnte das Modell MAISPROG, welches für die Erntezeitprognose von Silomais entwickelt wurde, nach einer entsprechenden Kalibration auch für Energiemais eingesetzt werden.
- Auch für die Bewertung des Energiemaisanbaus auf Systemebene hinsichtlich der Nährstoffwirksamkeit von Gärrückständen, des N-Verlustpotenzials, der Humusbilanz, der Energieeffizienz und der Naturschutzverträglichkeit erscheint der Einsatz von Modellen geradezu prädestiniert.
- Hinsichtlich der ökonomischen Effekte sind Möglichkeiten zur Kostensenkung bei Anbau-, Ernte-, und Silierverfahren zu ermitteln, sowie
- Wirtschaftlichkeitsvergleiche des Systems ‚Energiemaisanbau‘ mit anderen alternativen, praxisrelevanten Produktionssystemen durchzuführen.

Zusammenfassung

Mit Inkrafttreten des Erneuerbare Energien Gesetzes und insbesondere seit dessen Novellierung im Jahr 2004 besteht ein verstärkter Trend zur Installation von Biogasanlagen. Im Zuge dessen ist eine Ausweitung des Maisanbaus zur Nutzung in Kovergärung mit Gülle oder in Monovergärung zu beobachten, was unter anderem auf der hohen Methanhektarleistung, der guten Mechanisierbarkeit und Lagerfähigkeit von Maissilage beruht. Das Ziel dieses Beitrages war es, den Stand der pflanzenbaulichen Forschung zur Nutzung von Mais in Biogasanlagen darzustellen und kritisch zu würdigen, sowie potenziellen Forschungsbedarf aufzuzeigen. In den Bereichen Erntezeitoptimierung, Schätzmethodik zur Ermittlung des Methanertrags, Züchtung, Bewertung des Energiemaisanbaus hinsichtlich der C/N-Flüsse auf Systemebene und Ökobilanzierung konnten viele offene Fragen aufgezeigt werden. So liegen beispielsweise bis dato keine systematischen, mehrjährigen Untersuchungen vor, die eine sichere Ableitung des optimalen Entwicklungsstadiums zur Maximierung der Methanausbeute oder eine Aussage über Effekte der Gärrest-Applikation auf das N-Verlustpotenzial ermöglichen. Potenzielle Konflikte des Energiemaisanbaus mit Cross-Compliance Auflagen werden in der Düngeverordnung und der Verpflichtung zur Erhaltung der Flächen in gutem landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand gesehen. Darüber hinaus bestehen auch von Seiten des Naturschutzes Bedenken gegen eine Ausweitung des intensiven Anbaus von Energiemais. Der Einsatz geeigneter Modelle zur Bewertung des Energiemaisanbaus sowohl auf Schlag-, Betriebs-, als auch regionaler Ebene erscheint geradezu prädestiniert.

Schlagworte: Biogas, Mais, Methanbildungspotenzial, Züchtung, Futterqualität, C/N-Flüsse, Cross-Compliance, Ökobilanz, Naturschutz

Summary

The use of maize for energy production in biogas plants – is research up to date with agricultural practice ?

An increased trend towards the construction of biogas plants can be observed in Germany since the entry into force of the Renewable Energies Act (EEG) in 2000 and, in particular, since its amendment in 2004. Consequently, the acreage of maize for co-digestion with slurry or mono-digestion has been expanded which is mainly due to its high methane yields per hectare and the easy mechanisability and storability of maize silage. The objective of this contribution was to review and critically assess the state-of-the-art in agronomic research on maize grown for use in biogas plants and to indicate the potential need for research. Many problems that are still unresolved are pointed out in the fields of harvest time optimization, methods for estimating the methane yield, breeding, assessment of energy maize production with respect to C and N flows at system level and ecological assessment. To

date, for instance, no systematic, multi-annual experiments are available which allow a substantiated derivation of the optimal development stage for maximizing methane yield or a quantification of the impact of biogas slurry application on N loss potential. The authors identify potential conflicts between energy maize production and cross-compliance standards, in particular, with regard to the Fertilizer Ordinance and the obligation to maintain all agricultural land in good agricultural and ecological condition. Furthermore, the contribution addresses reservations about an increase of energy maize production from the perspective of nature conservation. The study draws the conclusion that an application of suitable models might facilitate the assessment of energy maize production at field, farm, and regional levels.

Keywords: Biogas, maize, methane yield, breeding, forage quality, C and N dynamics, cross-compliance, energy balance, nature conservation

Résumé

L'utilisation énergétique du maïs dans des installations à biogaz – La recherche marque-t-elle un retard sur la pratique ?

La Loi sur les énergies renouvelables, et en particulier son amendement de 2004, ont de plus en plus influencé la mise en place d'installations à biogaz. Ceci permet d'observer une expansion de la culture du maïs pour une utilisation sous forme de fermentation avec engrais semi-liquide ou sous forme de monofermentation, ce qui, entre autres, repose sur le rendement élevé en méthane par ha, sur la bonne mécanisation et la bonne faculté de conservation de silage de maïs. Cette étude avait pour objectif d'exposer le niveau de la recherche concernant la culture des plantes dans le but d'utiliser le maïs dans les installations à biogaz, de donner une appréciation critique et de mettre en évidence les besoins potentiels de la recherche. Dans les domaines de l'optimisation de l'époque de la moisson, de la méthode d'estimation dans le but de déterminer le rendement en méthane, la sélection, l'évaluation de la culture du maïs énergétique eu égard aux courants C/N sur le niveau des systèmes et de l'établissement du bilan écologique, de nombreuses questions restées en suspens ont été mises en évidence. Par exemple, à ce jour, on ne dispose d'aucun examen systématique d'une durée de plusieurs années qui permettrait d'obtenir une déduction sûre du stade de développement optimal en ce qui concerne la maximisation de l'exploitation de méthane ou un rapport sur les effets de l'application des restes de fermentation sur le potentiel en pertes d'azote (N). Les conflits potentiels de la culture du maïs énergétique avec les obligations de Cross-Compliance sont exposés dans le règlement sur les engrais et sur l'obligation de maintenir en bon état les superficies rurales et écologiques. En outre, la culture intensive du maïs énergétique du point de vue de la protection de la nature a fait l'objet de maintes préoccupations. Des modèles appropriés destinés à l'appréciation de la culture du maïs énergétique dans les champs labourés, les fermes, mais également à l'échelon régional, semble prédestiné.

Mots clés : biogaz, maïs, potentiel de formation de méthane, sélection, qualité du fourrage, courants C/N, Cross-Compliance, bilan écologique, protection de la nature

Literatur

1. ALPHENAAR, P.A.; SLEYSER, R.; DE REUVER, P., 1993: Phosphorus requirement in high-rate anaerobic wastewater treatment. *Water Res.* 27, S. 749–756.
2. AMON, T.; KRYVORUCHKO, V.; AMON, B.; MOITZI, G.; BUGA, S.; FISTAROL LYSON, D.; HACKL, E.; JEREMIC, D.; ZOLLITSCH, W.; PÖTSCH, E., 2003: Optimierung der Biogaserzeugung aus den Energiepflanzen Mais und Klee gras. Forschungsprojekt Nr. 1249 GZ 24.002/59-IIA1/01, Institut für Land-, Umwelt- und Energietechnik, BOKU, Wien.
3. –; KRYVORUCHKO, V.; BODIROZA, V.; AMON, B., 2005. Methanerzeugung aus Getreide, Wiesengras und Sonnenblumen: Einfluss des Erntezeitpunktes und der Vorbehandlung. In: KTBL, 7. Internationale Tagung: Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung, 2./3. März 2005, Braunschweig, S. 343–348.
4. ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K., 1992: Effects of free long-chain fatty acids on thermophilic anaerobic digestion. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 37, S. 808–812.
5. –; ELLEGAARD, L.; AHRING, B. K., 1999: A comprehensive model of anaerobic bioconversion of complex substrates to biogas. *Biotech.* 63, S. 363–372.
6. –; AHRING, B. K., 2003: Applications of the anaerobic digestion process. *Adv. Biochem. Engin./Biotechnol.* 82, 1–32.
7. –; PETERSEN, S.P.; AHRING, B. K., 1990: Effects of lipids on thermophilic anaerobic digestion and reduction of lipid inhibition upon addition of bentonite. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 33, S. 469–472.

8. –; SANDERS, W., 2004: Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Rev. Environ. Sci. Bio/Technol.* 3, S. 117–129.
9. ANONYMUS, 2005: Viele Jubelmeldungen, wenig Fakten. DLG Mitteilungen 9/05, S. 4.
10. ASMUS, F.; LINKE, B., 1987: Zur pflanzenbaulichen Verwertung von Gülle-Faulschlamm aus der Biogaskgewinnung. *Feldwirtschaft* 28, S. 354–355.
11. BATSTONE, D.J.; KELLER, J.; NEWELL, R.B.; NEWLAND, M., 2000a: Modelling anaerobic degradation of complex wastewater. I.: model development. *Bioresource Technol.* 75, S. 67–74.
12. BATSTONE, D.J.; KELLER, J.; NEWELL, R.B.; NEWLAND, M., 2000b: Modelling anaerobic degradation of complex wastewater. II.: parameter estimation and validation using slaughterhouse effluent. *Biore-source Technol.* 75, S. 75–85.
13. BJÖRNSSON, L., 2000: Intensification of the biogas process by improved process monitoring and bio-mass retention. PhD thesis, Lund Univ., Sweden.
14. BMU–Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2005: Erneuerbare Ener-gien in Zahlen – Nationale und internationale Entwicklung, verfügbar unter <http://www.erneuerbare-energien.de>.
15. BMVEL, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, 2005: Meilen-steine der Agrarpolitik. Umsetzung der europäischen Agrarreform in Deutschland.
16. CLEMENS, J.; HUSCHKA, A., 2001: The effect of biological oxygen demand of cattle slurry and soil moisture on nitrous oxide emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 59, S. 193–198.
17. DEGENHARDT, H., 2005. Optimierung des Biogasertrages durch angepasste Maissorten und richtiges Anbaumanagement. In: *International Energy Farming Congress*, 2.–4. März 2005, Papenburg, CD-Version.
18. DMK – Deutsches Maiskomitee, 2005: Mais 4/2005, S. 141.
19. EDER, J.; PAPST, C.; EDER, B.; KRÜTZFELDT, B.; OECHSNER, H.; MUKENGELE, M., 2005: Aktuelle Ergeb-nisse aus dem Energiepflanzenanbau – Leistungspotenziale, Pflanzenbau und Fruchtfolgen. In: KWS, 1. Einbecker Energiepflanzen Kolloquium, 7.–8. Dezember 2005, Einbeck.
20. FISCHER, T.; KRIEG, A., 2001: Zur Trockenfermentation in der Landwirtschaft. *Biogas J.* 1, S. 12–16.
21. FLESSA, H.; BEESE, F., 2000: Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *J. Environ. Qual.* 29, S. 262–268.
22. FNR–Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe, 2004: Handreichung Biogaskgewinnung und -nut-zung. Gülzow.
23. –, 2005: Basisdaten Biogas Deutschland. Gülzow.
24. FROSTELL, B., 1985: Process control in anaerobic wastewater treatment. *Water Sci. Technol.* 17, S. 173–189.
25. GRUBER, W.; LINKE, B.; SCHELLE, H.; REINHOLD, G.; KEYMER, U., 2004: Gaserträge aus Sicht der Praxis. In: KTBL (Hrsg.): *Die Landwirtschaft als Energieerzeuger*. Darmstadt.
26. GRUNDMANN, P.; PLÖCHL, M.; HEIERMANN, M., 2002: Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen zum Einsatz landwirtschaftlicher Kosubstrate in Biogasanlagen. *Bornimer Agrartechnische Berichte* 32, S. 107–116.
27. GUTSER, R.; DOSCH, P., 1996: Cattle-slurry-¹⁵N turnover in a long-term lysimeter trial. *Proceed. of Intern. Symposium “Fertilizers and Environment”*, Sept. 26–29, 1994, Salamanca.
28. –; EBERTSEDER, T.; WEBER, A.; SCHRAML, M.; SCHMIDHALTER, U., 2005: Short-term and residual avail-ability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168, S. 439–446.
29. HABERL, H. 2005: Langfristiger Wandel der Energieversorgung: Von der Biomasse zur Fossilenergie – und wieder zurück ? *Natur und Kultur* 6/2, S. 61–83.
30. HEIERMANN, M.; PLÖCHL, M., 2003: Pflanzliche Biomassen – ein großes Potenzial für die Biogaskge-winnung. 16. Fachtagung Ackerbau- und Pflanzenbau „Ergebnisse und Ausblicke im Pflanzenbau“, Güterfelde 12.11.2003, Selbstverlag, S. 11–14.
31. –; –, 2004: Biogas aus Pflanzen – Ergebnisse von Gärversuchen. 10. Internationale Tagung „Energetische Nutzung nachwachsender Rohstoffe“ an der TU Bergakademie Freiberg am 9. 10. September 2004, S. 79–84.
32. –; –, LINKE, B.; SCHELLE, H., 2001: Biogas production in agriculture by co-fermentation of energy crops. *Aspects Appl. Biol.* 65, Biomass and energy crops, S. 65–70.
33. HELFFRICH, D.; OECHSNER, H., 2003a: Hohenheimer Biogasertragstest. *Landtechnik* 58, 3/2003, S. 58–59.
34. –; –, 2003b: Hohenheimer Biogasertragstest. *Agrartechn. Forschung* 9, S. 27–30.
35. HERRMANN, A.; KORNER, A.; TAUBE, F., 2005a: A new harvest time prognosis tool for forage maize production in Germany. *Agric. Forest Meteorol.* 130, S. 95–111.
36. –; –, 2005b: Yield progress of perennial ryegrass and silage maize – genetic gain or climate change? In: O’MARA, F. P., WILKINS, R. J., MANNETJE, L. ‘T, LOVETT, D. K., ROGERS, P. A. M., BOLAND, T. M., XX.

- Int. Grassld Congr.: Offered papers, Wageningen Academic Publ., Wageningen, The Netherlands, S. 554.
37. –; TAUBE, F., 2004: The range of the critical nitrogen dilution curve for maize (*Zea mays* L.) can be extended until silage maturity. *Agron. J.* 96, S. 1131–1138.
 38. –; –, 2005: Nitrogen concentration at maturity—an indicator of nitrogen status in forage maize. *Agron. J.* 97, S. 201–210.
 39. HWU, C. S.; LETTINGA, G., 1997: Acute toxicity of oleate to acetate-utilizing methanogens in mesophilic and thermophilic anaerobic sludges. *Enzyme Microb. Technol.* 21, S. 297–301.
 40. JONES, P. D.; MOBERG, A., 2003: Hemispheric and large-scale surface air temperature variations: An extensive revision and an update to 2001. *J. Climate* 16, S. 206–223.
 41. JUNGMEIER, G.; SPITZER, J., 2001: Greenhouse gas emissions of bioenergy from agriculture compared to fossil energy for heat and electricity supply. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 60, S. 267–273.
 42. KAISER, F.; DIEPOLDER, M.; EDER, J.; HARTMANN, S.; PRESTELE, H.; GERLACH, R.; ZIEHFREUND, G.; GRONAUER, A., 2004: Ertragspotenziale verschiedener nachwachsender Rohstoffe in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hrsg.), *Biogas in Bayern*, S. 43–56.
 43. –; SCHLATTMANN, M.; GRONAUER, A., 2005: Methanertragspotenzial verschiedener nachwachsender Rohstoffe in Laborfermentern und deren Übertragbarkeit auf die Praxis. In: In: KTBL, 7. Internationale Tagung: Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung, 2./3. März 2005, Braunschweig, S. 355–360.
 44. KALTSCHMIDT, M.; HARTMANN, H., 2001: *Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
 45. KAPARAJU, P.; LUOSTARINEN, S.; KALMARI, E.; KALMARI, J., 2002: Co-digestion of energy crops and industrial confectionary by-products with cow manure: batch-scale and farm-scale evaluation. *Water Sci. Technol.* 45, S. 275–280.
 46. KELM, M.; WACHENDORF, M.; TROTT, H.; VOLKERS, K.; TAUBE, F., 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. III. Energy efficiency in forage production from grassland and maize for silage. *Grass Forage Sci.* 59, S. 69–79.
 47. KESHTKAR, A.; MEYSSAMI, B.; ABOLHAMAD, G.; GHAFORIAN, H.; ASADI, M. K., 2003: Mathematical modelling of non-ideal mixing continuous flow reactors for anaerobic digestion of cattle manure. *Bioresource Technol.* 87, S. 113–124.
 48. KIM, S. H.; HAN, S. K.; SHIN, H. S., 2004: Kinetics of LCFA inhibition on acetoclastic methanogenesis, propionate degradation and beta-oxidation. *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard Subst. Environ. Eng.* 39, S. 1025–1037.
 49. KIRCHGESSNER, M.; WINDISCH, W.; MÜLLER, H. L., 1994: Nutritional factors for the quantification of methane production. In: P. B. CRONJE, *Ruminant physiology: digestion, metabolism, growth and reproduction*. CABI Publishing, Wallingford, UK.
 50. KRUSE, S.; HERRMANN, A.; KORNIHER, A.; TAUBE, F., 2004: Modelling of water-soluble carbohydrates in forage maize. *Grassland Sci. Europe* 9, S. 963–965.
 51. –; –; –, 2005: Wetterbasierte Modellierung der Gehalte an Gerüstsubstanzen im Vegetationsverlauf von Silomais. *Mitt. Arbeitsem. Grünland und Futterbau*, Band 7, S. 138–141.
 52. KRÜTZFELDT, B.; OECHSNER, H.; MUKENGELE, M.; EDER, B.; EDER, J., 2005: Bestimmung der Gasausbeute von Energiemais. *Mais* 32, 4/2005, S. 124–126.
 53. KTBL – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, 2005: *Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen*. Darmstadt.
 54. LACK, N., 2005: Biogas aus Mais. *Mais* 32, 1/2005, S. 22–24.
 55. LANDBECK, M.; SCHMIDT, W., 2005: Energiemais – Ziele, Strategien und erste Züchtungserfolge. In: *International Energy Farming Congress*, 2.–4. März 2005, Papenburg, CD-Version.
 56. LINKE, B.; VOLLMER, G. R., 2002: Kofermentation: Gemeinsame Vergärung von Gülle und pflanzlichen Biomassen in kontinuierlichen Laborversuchen. In: *Bornimer Agrartechnische Berichte*, Band 32 (Biogas und Energielandwirtschaft), S. 31–37.
 57. LORIA, E. R.; SAWYER, J. E., 2005: Extractable soil phosphorus and inorganic nitrogen following application of raw and anaerobically digested swine manure. *Agron. J.* 97, S. 879–885.
 58. MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J., 1997: *Brock Biology of Microorganisms*. Prentice Hall.
 59. MÄHNERT, P.; SCHELLE, H.; HEIERMANN, M., 2002: Futtergräser als Kosubstrat für die Biomethanisierung. In: *Bornimer Agrartechnische Berichte*, Band 32 (Biogas und Energielandwirtschaft), S. 23–30.
 60. MATTHES, F., 2002: zitiert in PLÖCHL, M. und SCHULZ, M., 2003, *Ökologische Bewertung der Biogasfermentation und -nutzung*. In: *Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg* (Hrsg.), *Biogas in der Landwirtschaft*, Potsdam, S. 40–43.
 61. MCGINN, S. M.; BEAUCHEMIN, K. A.; COATES, T.; COLOMBATTO, D., 2004: Methane emissions from beef cattle: Effects of monensin, sunflower oil, enzymes, yeast, and fumaric acid. *J. Anim. Sci.* 82, S. 3346–3356.

62. MERZ, H.-U.; TRÖSCH, W., 1989: Vergleichende Untersuchungen zur N-Bilanz unter *Dactylis glomerata* L. nach Gülle-, Biogas-Gülle- und Mineraldüngung. 2. Mitteilung: Nitratauswaschung und Nährstoffgehalte im Boden. D. wirtschaftseig. Futter 35, S. 226–237.
63. MESSNER, H., 1988: Düngewirkung anaerob fermentierter und unbehandelter Gülle. Diss., TU München.
64. MILLS, J. A. N., KEBREAB, E.; YATES, C. M.; CROMPTON, L. A.; CAMMELL, S. B.; DHANOA, M. S.; AGNEW, R. E.; FRANCE, J., 2003: Alternative approaches to predict methane emissions from dairy cows. J. Anim. Sci. 81, S. 3141–3150.
65. OECHSNER, H.; LEMMER, A., 2003: Vergärung von Mais und Gras in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. In: 12. Jahrestagung „Biogas und Bioenergie in der Landwirtschaft“, 27. bis 29.11.2003 in Rot am See, S. 117–123.
66. OECHSNER, H.; LEMMER, A.; NEUBERG, C., 2003: Feldfrüchte als Gärsubstrat in Biogasanlagen. Landtechnik 58, S. 146–147.
67. PETERSEN, S. O., 1999: Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. J. Environ. Qual. 28, S. 1610–1618.
68. PLÖCHL, M.; HEIERMANN, M., 2002: Ökologische Bewertung der Bereitstellung landwirtschaftlicher Kosubstrate zur Biogaserzeugung. Bornimer Agrartechnische Berichte 32, S. 97–105.
69. –; –; LINKE, B., 2003: Energielandwirtschaft – Potenzial und Risiko bei Biogas. In: ATB, Jahresbericht 2003, S. 73.
70. –; SCHULZ, M., 2003: Ökologische Bewertung der Biogaserzeugung und –nutzung. In: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.), Biogas in der Landwirtschaft, Potsdam, S. 40–43.
71. PÖTSCH, E., 2005: Abschlussbericht zum Forschungsprojekt BAL 2941. Nährstoffgehalt von Gärrückständen aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen und deren Einsatz im Dauergrünland. Online verfügbar unter <http://www.gumpenstein.at/index3.htm>.
72. REINHOLD, G.; DEGNER, J., 2005: Welches Ko-Substrat lohnt sich in Biogasanlagen. Mais 4/2005, S. 130–133.
73. REINHOLD, G.; KLIMANEK, E.-M.; BREITSCHUH, G., 1991: Zum Einfluß der Biogaserzeugung auf Veränderungen in der Kohlenstoffdynamik von Gülle. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., Berlin 35, S. 129–137.
74. RODE, M.; SCHNEIDER, C.; KETELHAKE, G.; REISSHAUER, D., 2005: Naturschutzverträgliche Erzeugung und Nutzung von Biomasse zur Wärme- und Stromgewinnung. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). Bonn.
75. RUBAECK, H.; KRISTENSEN, K.; PETERSEN, J.; RASMUSSEN, B.; SOMMER, S. G., 1996: Effects of application technique and aerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (*Lolium perenne*). J. Agric. Sci. 126, S. 481–492.
76. RUSSELL, J. B., 1998: The importance of pH in the regulation of ruminal acetate to propionate ratio and methane production in vitro. J. Dairy Sci. 81, S. 3222–3230.
77. SAVOIE, P.; JOFRIET, J. C., 2003: Silage storage. In: BUXTON, D. R., MUCK, R. E., HARRISON, J. H. (Hrsg.) Silage Science and Technology. Madison, WI: ASA, CSSA, SSSA, S. 405–468.
78. SHARMA, S. K.; MISHRA, I. M.; SHARMA, M. P.; SANI, J. S., 1998: Effects of particle size on biogas generation from biomass residues. Biomass 17, S. 252–263.
79. SMITH, M. R.; ZINDER, S. H.; MAH, R. A., 1980: Microbial methanogenesis from acetate. Process Biochemistry 15, S. 34–39.
80. SOMMER, S. G., 1997: Ammonia volatilization from farm tanks containing anaerobically digested animal slurry. Atmos. Environ. 31, S. 863–868.
81. –; Petersen, S. O.; MOLLER, H. B., 2004: Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 69, S. 143–154.
82. –; CHRISTENSEN, B. T.; NIELSEN, N. E.; SCHJØRRING, J. K., 1993: Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover. J. Agric. Sci. 121, S. 63–71.
83. –; SHERLOCK, R. R.; KHAN, R. Z., 1996: Nitrous oxide and methane emissions from pig slurry amended soils. Soil Biol. Biochem. 28, S. 1541–1544.
84. STARK, G., 2005: Biogas: Bei den Pachtpreisen auf dem Teppich bleiben. top agrar 1/2005, S. 46–48.
85. STEWART, D. J.; BOGUE, M. J.; BADGER, D. M., 1984: Biogas production from crops and organic wastes. 2. Results of continuous digestion tests. New Zeal. J. Sci. 27, S. 285–294.
86. SYMONS, G. E.; BUSWELL, A. M., 1933: The methane fermentation of carbohydrates. J. Am. Chem. Soc. 55, S. 2028–2029.
87. TRUNK, W.; ZEDDIES, J., 1996: Ökonomische Beurteilung von Strategien zur Vermeidung von Schadgasemissionen bei der Milcherzeugung. Agrarwirtschaft 45, S. 111–120.
88. VAN DOOREN, H. J., 2005: Digestion of grass from nature reserve areas in combination with dairy slurry. In: International Energy Farming Congress, 2.–4. März 2005, Papenburg, CD-Version.

89. VAVILIN, V.A.; RYTOV, S.V.; LOKSHINA, L.Y., 1996: A description of hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter. *Bioresource Technol.* 56, S. 229–237.
90. VDLUFA – Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, 2004: Standpunkt Humusbilanzierung. Online verfügbar http://www.vdlufa.de/vd_00.htm?4.
91. VOGT, R.; KNAPPE, F.; GIEGRICH, J.; DETZEL, A., 2002: Ökobilanz Bioabfallverwertung, Untersuchungen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen. Ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
92. WEILAND, P., 2000: Stand und Perspektiven der Biogasnutzung und –erzeugung in Deutschland. In: FNR, Gülzower Fachgespräche, Band 15 (Energetische Nutzung von Biogas: Stand der Technik und Optimierungspotenzial), S. 8–27.
93. –, 2003: Stand der Biogastechnik und zukünftige technische Entwicklungsmöglichkeiten. In: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), Informationen zur Biogaserzeugung, S. 19–28.
94. WULF, S.; MAETING, M.; CLEMENS, J., 2002a: Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: I. Ammonia volatilization. *J. Environ. Qual.* 31, S. 1789–1794.
95. –, –, 2002b: Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: II. Greenhouse gas emissions. *J. Environ. Qual.* 31, S. 1795–1801.
96. ZAUNER, E.; KÜNTZEL, U., 1986: Methane production from ensiled plant material. *Biomass* 10, S. 207–223.

Autorenanschrift: Dr. habil. ANTJE HERRMANN, Prof. Dr. FRIEDHELM TAUBE, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Grünland und Futterbau/Ökologischer Landbau, Olshausenstr. 40, 24098 Kiel, Deutschland
aherrmann@email.uni-kiel.de