

## Biogasproduktion von Grünland- und Futterbauflächen in Norddeutschland

A. Herrmann<sup>1</sup>, E. Techow<sup>2</sup>, F. Taube<sup>1</sup>

<sup>1</sup> GRÜNLAND U. FUTTERBAU/ÖKOL. LANDBAU, CHRISTIAN-ALBRECHTS-UNIVERSITÄT ZU KIEL, 24118 Kiel, Email: aherrmann@gfo.uni-kiel.de

<sup>2</sup> LANDWIRTSCHAFTSKAMMER SCHLESWIG-HOLSTEIN, 24768 Rendsburg

### 1. Einleitung und Problemstellung

In den letzten Jahren hat die Biogasproduktion in Norddeutschland eine starke Ausdehnung erfahren, die begleitet wurde von einer Expansion des Silomaisanbaus. In einigen Regionen, wie beispielsweise im Norden Schleswig-Holsteins, ist parallel ein deutliches Wachstum der Milchproduktion und/oder Rindermast zu beobachten (Gömann und Kreins, 2012). Nutzungskonkurrenzen zwischen dem Anbau von Futterpflanzen zur Bioenergieerzeugung bzw. der Nahrungs- und Futtermittelproduktion können folglich nicht ausgeschlossen werden. Dies betrifft vor allem Flächen, die für den Anbau von Mais geeignet sind, während der Einsatz von Grünlandaufwüchsen in der Biogaserzeugung bislang einen deutlich geringeren Stellenwert einnimmt (DBFZ, 2011).

Ziel dieses Beitrages ist es daher, (i) die Potentiale der Biogasproduktion aus Grünland und Mais bzw. Maisfruchtfolgen am Beispiel von Schleswig-Holstein aufzuzeigen, (ii) die aus dem Anbau resultierenden Umwelteffekte darzustellen, (iii) eine ökonomische Betrachtung unterschiedlicher Substratproduktionssysteme vorzunehmen und (iii) Schlussfolgerungen für eine nachhaltige Biogasproduktion zu ziehen.

### 2. Ertragspotentiale der Substratproduktion

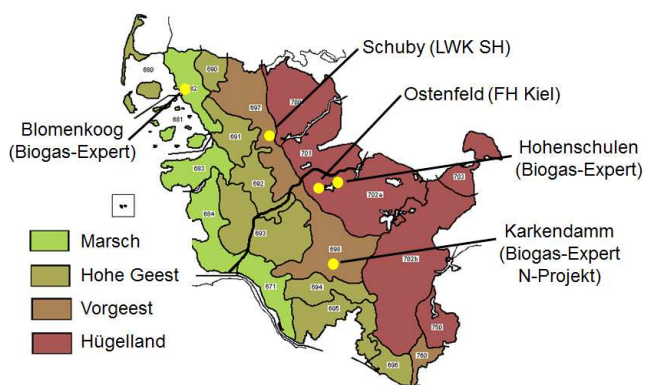


Abb. 1. Versuchsstandorte der Landschaftsräume Östliches Hügelland (Hohenschulen, Osterfeld), Geest (Karkendamm, Schuby) und Marsch (Blumenkoog).

Der Beitrag basiert auf Untersuchungen zur Ertragsleistung und den Umweltwirkungen von Substratproduktionssystemen, welche an unterschiedlichen Standorten in den drei Naturräumen Schleswig-Holsteins, d.h. Geest, Hügelland und Marsch, von der CAU Kiel, der Fachhochschule Kiel, sowie der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein durchgeführt wurden (Abb. 1).

Im Rahmen des Verbundprojekts BIOGAS-EXPERT wurden an der agrarwissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel unterschiedliche Anbausysteme für die Biogasproduktion geprüft. Auf drei für die Naturräume Schleswig-Holsteins typischen Standorten (Hohenschu-

len (HS) im Hügelland, Karkendamm (KD) in der Geest und Blumenkoog in der Marsch) wurden mehrjährige Feldversuche etabliert. Auf dem sandig-lehmigen Standort Hohenschulen wurde Silomais in Monokultur (FF1), eine Fruchtfolge aus Mais, Weizen zur GPS-Nutzung und Welschem Weidelgras als zweischnittige Winterzwischenfrucht (FF2), sowie eine Fruchtfolge aus Mais, Körnerweizen und Senf als Winterzwischenfrucht (FF3) geprüft. Auf dem leicht humosen Sandstandort Karkendamm wurde eine Maismonokultur (FF1) mit einem Ackergras (Dt. Weidelgras , 4 Schnitte, FF4) verglichen. Auf dem Marschstandort wurden die Anbausysteme FF1, FF2 sowie FF4 analysiert. Darüber hinaus wurde die Wirkung unterschiedlicher Stickstoffdüngerformen (mineralisch (KAS), Biogasgärrückstände (Mix) und in HS Schweinegülle (SG) bzw. in KD Rindergülle (RG)) in vier Düngestufen (N1-N4) getestet. Untersucht wurden die Ertragsleistungen der Anbausysteme, der spezifische Methanertag der jeweiligen Substrate sowie düngungsbezogene Lachgas- und Ammoniakemissionen und die N-Konzentration im Sickerwasser. Die gewonnenen Daten ermöglichten die Ermittlung der Energie- und Treibhausgasbilanzen der Biogasproduktion sowie Abschätzungen des Treibhausgasreduzierungs potentials.

Die Maismonokultur (FF1) erzielte auf den beiden Standorten KD und HS bei ausreichend hoher Stickstoffversorgung die höchsten Biomasseerträge (WIENFORTH, 2011), s. Abb. 2. Das Ertragsniveau des Deutschen Weidelgras in 4-Schnittnutzung (FF4) lag auf dem futterbaulich geprägten, fakultativen Grünlandstandort deutlich unter dem der Maismonokultur. Der von der Maismonokultur in HS erzielte Biomasseertrag lag deutlich über dem von FF2 und FF3, insbesondere bei Düngung mit Gärrest (nicht dargestellt). Das geringe Ertragsniveau von FF3 ist hauptsächlich auf den Verbleib des Weizenstrohs und der Senfbiomasse auf der Fläche zurückzuführen. Außerdem trugen versuchsbedingt geringe Weizenerträge im ersten Versuchsjahr zu den niedrigen Gesamterträgen von FF2 und FF3 bei. Zudem erreichte die in FF2 angebaute frühe Maissorte (S200) im Vergleich zur in FF3 und FF1 angebauten mittelfrühen Maissorte (S240) ein deutlich geringeres Ertragsniveau. Der Vorteil einer nahezu ganzjährigen und somit höheren Strahlungsaufnahme der Fruchtfolgen FF2 und FF3 im Vergleich zur Maismonokultur konnte unter den Versuchsbedingungen nicht in einen höheren Biomasseertrag umgesetzt werden. Zu etwas abweichenden Resultaten kamen Untersuchungen, die von der CAU Kiel im Rahmen des N-Projektes Karkendamm sowie von der FH Kiel in Ostfeld durchgeführt wurden. Am Standort Karkendamm konnten mittels einer Maisfruchtfolge (Ackergras-Silomais-Triticale) vergleichbare TM-Erträge erzielt werden wie mit einer Maismonokultur, bei allerdings deutlich höherem N-Input (VOLKERS, 2004). Auch am Standort Ostfeld wiesen Fruchtfolgen (Mais-GPS-Weizen-Gras bzw. Mais-Grünroggen) im 3-jährigen Mittel 10-20% höhere Ertragsleistungen auf als eine Maismonokultur (WULFES, 2010). Ob diese moderate Ertragssteigerung die höheren Kosten überkompensiert, bleibt zu hinterfragen. Sorghummonokultur bzw. -fruchtfolgen waren unter den gegebenen Witterungsbedingungen nicht konkurrenzfähig.

Auf dem Marschstandort zeichneten sich im 2-jährigen Mittel bei N-Versorgung über Mineraldünger die Maismonokultur und das Ackergras (FF4) durch die höchste Ertragsleistung aus (QUAKERNACK et al., 2011). Das Ertragspotential der Energiefruchtfolge (FF2) konnte nicht ausgeschöpft werden, da in einem Versuchsjahr witterungsbedingt Sommer- statt Winterweizen etabliert werden musste, was auf ein höheres Ertragsrisiko hinweist. Darüber hinaus konnte standortbedingt das Welsche Weidelgras nur über einen Herbstschnitt genutzt werden. Ein deutlich erhöhtes Ertragsrisiko

wurde auch für den Mais dokumentiert, da im Vorversuch ein kompletter Ertragsverlust für den Mais zu verzeichnen war, bedingt durch eine starke Frühjahrstrockenheit, welche das Auflaufen des Mais stark einschränkte. Hinsichtlich der spezifischen Methanerträge ( $I_N \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$ ) zeigten sich in Hohenschulen und Karkendamm keine Effekte der Düngerform bzw. -menge und nur geringe Unterschiede zwischen den Kulturen (Mais:  $350 I_N \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$ , Weizen:  $340 I_N \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$ , Dt. Weidelgras  $290\text{-}330 I_N \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ TM}$  in Abh. des Aufwuchses). Der Methanhektarertrag ( $\text{m}^3_N \text{ CH}_4 \text{ ha}^{-1}$ ) wurde somit hauptsächlich durch den Biomasseertrag determiniert und die kalkulierten Methanhektarerträge der Anbausysteme ( $4.125\text{-}6.750 \text{ m}^3_N \text{ CH}_4 \text{ ha}^{-1}$ ) wiesen eine vergleichbare Rangfolge und Abstufung auf wie die Biomasseerträge.

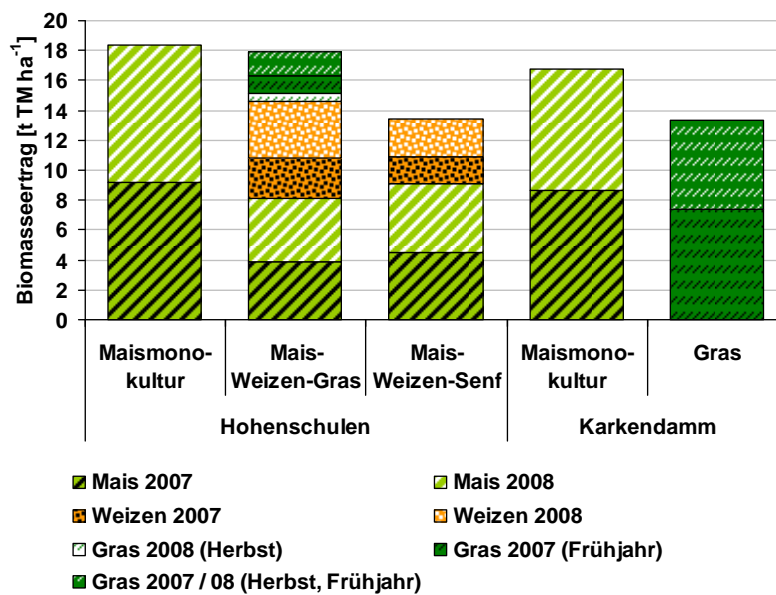


Abb. 2. Biomasseerträge der Anbausysteme auf den Versuchsstandorten Hohenschulen und Karkendamm im Mittel der Versuchsjahre bei mineralischer Stickstoffdüngung unter nicht limitierter Stickstoffversorgung (N3). Unterschiedliche Farben und Schraffuren geben jeweils den Ertragsanteil der einzelnen Kulturenarten in den unterschiedlichen Jahren wieder (WIENFORTH, 2011).

Inwieweit eine Reduktion der Schnitthäufigkeit und damit der Produktionskosten in einer Steigerung der Konkurrenzfähigkeit von Grünland resultieren kann, wurde in allen drei Naturräumen geprüft. Die Ergebnisse eines im Hügelland und in der Geest durchgeführten 2-jährigen Versuches mit 12 Dt. Weidelgrassorten aus 3 Reifegruppen belegen eine Interaktion von Schnitthäufigkeit und Standort. Während in Hohenschulen eine Reduktion der Schnittzahl in einem Anstieg des Jahres-TM-Ertrages resultierte, konnte am Standort Schuby kein Effekt abgesichert werden (TOBI et al., 2012). In der Marsch wurden für das 3-Schnittsystem in Abhängigkeit der geprüften Dt. Weidelgrassorte (mfrüh vs. mspät) etwas höhere bzw. vergleichbare Methanhektarerträge als im 4-Schnitt dokumentiert (TECHOW et al., 2011). Zu bedenken ist jedoch die geringere Persistenz von Weidelgrasbeständen bei reduzierter Nutzungsin-tensität.

### 3. N-Bedarf und N-Düngewirkung von Gärresten

Von allen geprüften Anbausystemen zeichnete sich die Maismonokultur durch den geringsten N-Bedarf zur Erzielung des Maximalertrages (= N-Optimum) aus. So benötigten das Grünland und Anbausystem FF2 bei mineralischer Düngung (KAS) mit 300 bzw. 267 kg N ha<sup>-1</sup> eine mehr als doppelt so hohe Stickstoffmenge im Vergleich zu FF1 (135 kg N ha<sup>-1</sup> in KD, 124 kg N ha<sup>-1</sup> in HS), was auf eine höhere N-Nutzungseffizienz von Mais zurückzuführen ist.

Was den relativen N-Düngewert\* der organischen N-Dünger betrifft, zeigte sich sowohl in der Maismonokultur an beiden Standorten (HERRMANN et al., 2012b) als auch im Grünland eine Überlegenheit der Gärrestapplikation (HS-FF1: 0.98, KD-FF1: 0.75, KD-FF4: 0.65) im Vergleich zur Düngung mit Rinder- oder Schweinegülle (HS-FF1: 0.75, KD-FF1: 0.57, KD-FF4: 0.62), während in FF2 Schweinegülle einen höheren N-Düngewert (0.98 vs. 0.87) aufwies. Die höhere Düngewirkung des Gärrestes in der Maismonokultur bzw. im Grünland erscheint überraschend angesichts des geringeren Ammonium-N-Anteils des Gärrestes, wird aber vermutlich bedingt durch das geringere C/N-Verhältnis (reduzierte N-Festlegung). Der geringere N-Düngewert des Gärrestes in der Energiefruchtfolge FF2 ist zurückzuführen auf eine unterschiedliche Dynamik der N-Aufnahme von Mais und Weizen. Während der hohe N-Bedarf von Weizen im Frühjahr/Frühsummer über den hohen Ammoniumgehalt der Schweinegülle abgedeckt wird, kann Mais den aus der Mineralisation freigesetzten Stickstoff effizienter nutzen. Bei einer N-Versorgung alleinig über Gärrest kann jedoch das Ertragspotential von Grünland nicht voll ausgeschöpft werden, d.h. ein weitgehend geschlossener Nährstoffkreislauf ist nicht möglich. So wurden in der Marsch bei N-Aufwandmengen von 360-480 kg N ha<sup>-1</sup> Ertragsdifferenzen von bis zu 38% zwischen mineralischer N-Düngung und Gärrestapplikation festgestellt.

\* relativer N-Düngerwert =  $NUE_{\text{organisch}} / NUE_{\text{mineralisch}}$ , und  $NUE = (N\text{-Aufnahme der Variante} - N\text{-Aufnahme der Kontrolle}) / (\text{Gesamt-N-Düngungsmenge})$ ; der N-Düngerwert wurde nach Abzug der NH<sub>3</sub>-Emission berechnet

### 4. Gasförmige N-Verluste und N-Auswaschung

Gärreste stellen wertvolle Nährstoffquellen dar, welche nachhaltig eingesetzt werden sollten, um auf Basis fossiler Brennstoffe erzeugte mineralische Düngemittel zu ersetzen. Herausforderungen in diesem Zusammenhang ergeben sich in Regionen mit hohen Anlagendichten aus den zur Verfügung stehenden Gärrestmengen. Zum anderen können spezifische Gärresteigenschaften Konfliktpotential zu bestehenden Umweltschutzziele bergen. Dies betrifft im Besonderen (i) die Wasser-Rahmenrichtlinie, (ii) die NEC (National Emission Ceilings)-Direktive, welche den EU-Mitgliedsstaaten Obergrenzen für die Emission von Ammoniak, Schwefeldioxid, Stickoxiden und volatilen organischen Verbindungen setzt, sowie (iii) die ambitionierten Ziele auf nationaler und EU-Ebene hinsichtlich der Treibhausgasvermeidung. Gasförmige N-Emissionen sowie die N-Auswaschung nach Gärrestapplikation stellen die mengenmäßig bedeutendsten Verlustquellen. Weitere Emissionen entstehen am Fermenter und während der Gärrestlagerung (LIEBETRAU et al., 2011).

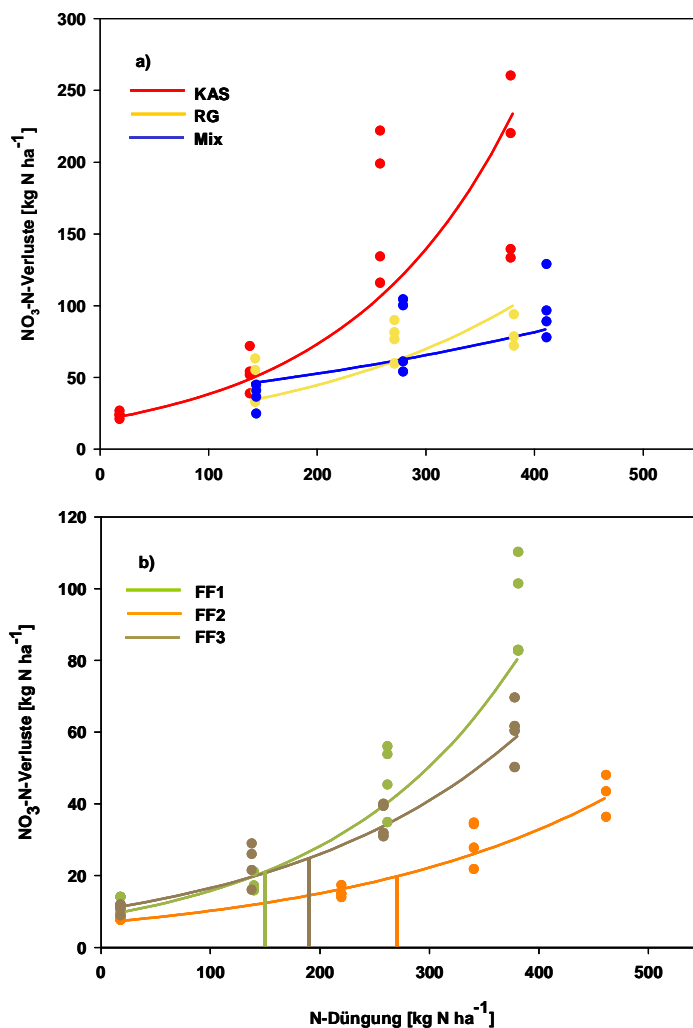


Abb. 3. Nitrat-N-Fracht ( $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ ) in Abhängigkeit des Gesamt-N-Inputs (a) in Maismonokultur am Standort Karkendamm für unterschiedliche N-Düngereformen (mineralischer Dünger (KAS), Rindergülle (RG) und Gärrest) in der Auswaschungsperiode 2007/08 mit 36 Beobachtungswochen, und (b) für die Anbausysteme FF1, FF2 und FF3 am Standort Hohenschulen als Mittel über N-Düngereformen und Jahre. Die vertikalen Linien geben das optimale N-Düngungsniveau zur Erreichung maximaler Erträge an (SVOBODA, 2011).

veau auf (Abb. 3b). Bei Überdüngung hingegen stiegen die potenziellen Auswaschungsverluste in der Maismonokultur im Vergleich zu den Fruchtfolgen (FF2 und FF3) stärker an. Am Standort Karkendamm führte der Maisanbau unabhängig vom Düngungsniveau immer zu deutlich höheren Nitratfrachten als die Substratproduktion vom Grünland ( $< 5 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). Die flächenbezogene Lachgasemission war unter Mais im Vergleich zu Grünland oder Weizen (Abb. 4a) erhöht, was vermutlich mit höheren Nmin-Werten und höheren Bodenwassergehalten unter Mais insbesondere im späten Frühjahr zu begründen ist (Senbayram, 2009). Diese Relationen ändern sich jedoch bei Bezug der Emissionen auf die Produkteinheit  $\text{kg TM}$  (Abb. 4b).

Ein Vergleich der im Biogas-Expert Projekt untersuchten Kulturarten und Anbausysteme zeigt, dass Mais aufgrund seiner im Vergleich zu Gras und Weizen geringeren Blattfläche sowie durch die Möglichkeit einer sofortigen Einarbeitung der ausgebrachten Dünger die geringsten NH<sub>3</sub>-Emissionen aufwies (Gericke, 2009). Da eine Einarbeitung im Grünland und im Weizen aufgrund der Ausbringung mittels Schleppschlauch nicht möglich war, lagen die NH<sub>3</sub>-Emissionen unweigerlich höher als im Mais. Die Emission von Ammoniak nach Gärrestaubsbringung kann durch eine angepasste Applikationstechnik jedoch stark eingeschränkt werden, wie ein weiter führender Versuch am Standort Blumenkoog belegt. So wurde nach Gärrestinjektion im Grünland eine im Vergleich zur Schleppschlauchapplikation verminderte Ammoniakemission festgestellt. Ein Anstieg der Lachgasemission, wie von Wulf et al. (2002) berichtet, konnte nicht bestätigt werden (Herrmann et al., 2012a). Die NO<sub>3</sub>-Auswaschung am Standort Hohenschulen wies bei optimaler N-Düngung für alle drei untersuchten Anbausysteme ein ähnliches Niveau auf.

Abgesehen von Kulturart/Anbausystem hatte auch die *Düngerart* einen signifikanten Effekt auf die untersuchten Umwelteffekte. Die aus der anaeroben Vergärung resultierenden Veränderungen der Gärresteigenschaften (pH-Wert,  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil) führte zu Veränderungen hinsichtlich des Ammoniakemissionspotentials. Sowohl im Feldversuch als auch in Modellrechnungen zeichnete sich der Biogasgärrest durch

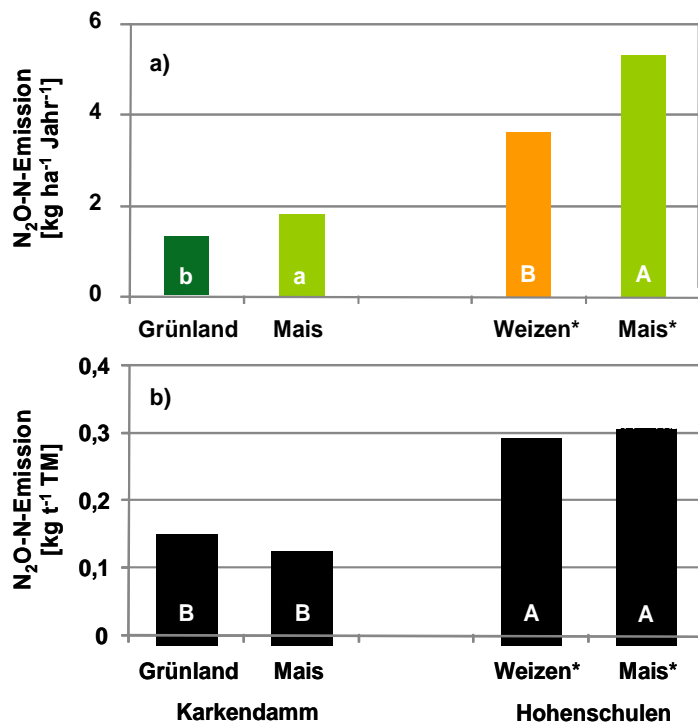


Abb. 4. (a) Mittlere jährliche (März-März) flächenbezogene ( $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ ) und (b) mittlere produktbezogene Lachgasemission ( $\text{kg N}_2\text{O-N kg}^{-1} \text{ TM}$ ) in Abhängigkeit von Standort und Kulturart. \*inklusive Nachfrucht (SENBAYRAM, 2009).

höchste Ammoniakverluste aus, was auf den höheren pH-Wert des Gärrestes zurückzuführen ist (GERICKE, 2009). Bezüglich der  $\text{NO}_3\text{-}$ Auswaschung konnten unter Mais, wie zu erwarten, starke Düngemittelleffekte, mit deutlich höheren Verlusten bei KAS-Düngung im Vergleich zu den organischen Düngern festgestellt werden (Abb. 3a). Unter Grünland hingegen hatte die Düngerform aufgrund der sehr geringen N-Frachten keinen Einfluss auf die Höhe der Verluste. Generell wiesen Gärreste kein höheres Auswaschungsrisiko auf als Güllen tierischer Herkunft (SVOBODA, 2011). Auch bezüglich der kumulierten Lachgasemissionen konnte kein Düngemittelleinfluss abgesichert werden. Allerdings ist von einem höheren Emissionspotenzial der organischen Düngemittel

im Vergleich zu KAS gerade in Kombination mit hohen Bodenwassergehalten auszugehen, da flüssige Dünger tiefer in den Boden infiltrieren und dort eher Denitrifikationsprozessen ausgesetzt sind (SENBAYRAM, 2009).

*Standorteffekte* bezüglich der  $\text{NH}_3$ -Emission waren hauptsächlich auf unterschiedliche Windgeschwindigkeiten zurückzuführen und resultierten in höchsten Emissionen auf dem Marschstandort. Unterschiedliche Bodentexturen führten unter Mais zu großen Standorteffekten bezüglich der Nitrat-N-Austräge, welche bei N-Übersorgung auf bis zu  $80 \text{ kg N ha}^{-1}$  (HS) bzw.  $250 \text{ kg N ha}^{-1}$  (KD) anstiegen. Auch die  $\text{N}_2\text{O}$ -Verluste unterschieden sich deutlich im Standortvergleich (Abb. 4), und waren auf dem sandig-lehmigen Standort HS unter Mais bis zu dreifach höher als auf dem Sandstandort KD. Dies ist zurückzuführen auf die höheren Bodenwassergehalte, welche den wichtigsten Prozess bei der Entstehung von  $\text{N}_2\text{O}$ , die Denitrifikation, begünstigen (SENBAYRAM, 2009).



## 5. Carbon footprint

Die in Biogas-Expert erfassten Daten zur Ertragsleistung, N-Auswaschung und Emission klimarelevanter Gase dienen weiterhin zur Abschätzung des Treibhausgas(THG)einsparpotentials der untersuchten Anbausysteme. Hierbei wurden direkte und indirekte THG-Emissionen resultierend aus der Substratproduktion im Feld, dem Transport und der Lagerung, sowie durch Konversionsverluste, Humusgehaltsänderung im Boden (Annahmen nach VDLUFA) und Methanschluß an der Biogasanlage berücksichtigt und mit der Freisetzung von THG bei der Erzeugung derselben Energiemenge über fossile Energieträger verglichen. Maismonokultur erzielte im Hügelland und in der Geest bei optimaler N-Versorgung das höchste CO<sub>2</sub>-Einsparungspotenzial (Abb. 5). Die höheren Methanhektarerträge der Maismonokultur konnten die negative Humusbilanz sowie die höheren flächenbezogenen N<sub>2</sub>O-Emissionen überkompensieren. Eine positive Humusbilanz des Ackergrases (+ 600 kg Humus-C ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>) ist ursächlich für ein THG-Einsparpotential, welches auf gleichem Niveau liegt wie Anbausystem FF2, obwohl das Ackergras deutlich geringere Methanhektarerträge realisierte. Organische N-Düngemittel zeichneten sich für die Maismonokultur an beiden Standorten und für das Anbausystem FF2 am Standort HS durch ein höheres THG-Einsparpotential im Vergleich zur mineralischen N-Düngung aus, was auf einen geringeren Energieaufwand und damit verbundene CO<sub>2</sub>-Emissionen für die Düngerproduktion zurückzuführen ist. Bei der Nutzung von Ackergras zur Biogaserzeugung war ein umgekehrter Effekt zu beobachten. Die Applikation organischer Dünger führte zu einer geringeren CO<sub>2</sub>-Einsparung als eine Mineraldüngung, begründet in der deutlich geringeren N-Düngewirkung und Biomassebildung. Alle dokumentierten CO<sub>2</sub>-Einsparpotentiale der Anbausysteme übersteigen, mit Ausnahme von FF2 unter Mineraldüngung (48 %), die ab 2017 von der Biomassekraftstoff- bzw. Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnungen geforderten Minderungspotentiale von 50%. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass das Ertragspotential in der landwirtschaftlichen Praxis um bis zu 20% hinter den Erträgen auf Feldversuchsniveau zurück liegt.

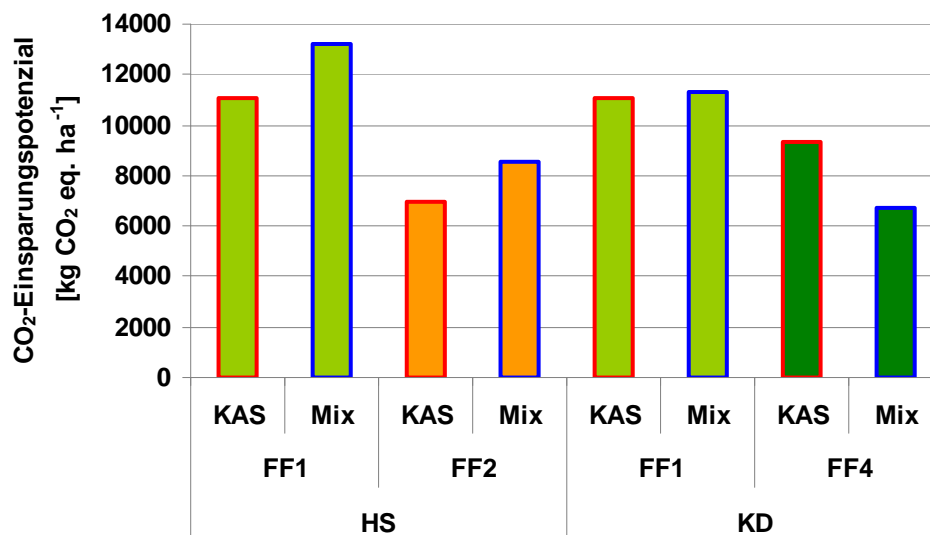


Abb. 5. CO<sub>2</sub>-Einsparungspotenzial [kg CO<sub>2</sub> eq. ha<sup>-1</sup>] bei optimaler N-Versorgung zur Erreichung eines maximalen Netto-Energiegewinns, in Abhängigkeit von Standort und N-Düngengeform, im Mittel über 2 Jahre (CLAUS et al., 2012).

## 6. Ökonomische Betrachtung

Für die Betreiber von Biogasanlagen ist die ökonomische Bewertung der eingesetzten Kulturpflanzen von großer Bedeutung. Dabei sind nicht Ertragsleistung, Kosten der Substratproduktion u.a. entscheidend, sondern der Kostenanteil für die produzierte Energieleistung (Tab. 1). Für die im Rahmen des Biogas-Expert Projektes geprüften Kulturen Mais, Weizen-GPS und Weidelgras wurde daher eine ökonomische Bewertung vorgenommen. Für die Ertragsleistung ( $t\ TM\ ha^{-1}$ ) wurden durchschnittliche und sehr gute Erträge in Ansatz gebracht, die variablen Kosten sind in Anlehnung an die Kalkulationsdaten der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein dargestellt. Es wird dabei deutlich, dass Mais auf für diese Kultur ertragsstarken Standorten (Mittlerücken Schleswig-Holsteins) die geringsten Kosten pro erzeugter Energieeinheit verursacht. Weizen-GPS und Gras können aus ökonomischer Sicht auf Standorten konkurrieren, auf denen sie ertraglich überlegen sind (bessere Böden, u.a. Marsch).

Tab. 1. Ökonomische Bewertung von Silomais, Weizen-GPS und Weidelgras beim Einsatz in Biogasanlagen.

		Mais		Weizen-GPS		Gras	
Ertrag TM	$t\ ha^{-1}$	14	18	14	16	14	16
TS-Gehalt	%	32	32	35	35	40	40
Ertrag FM		44	56	40	46	35	40
$\Sigma$ variable Kosten	$\text{€}\ ha^{-1}$	950	1010	860	900	940	1010
	$\text{€}\ t^{-1}\ TM$	67,9	56,1	61,4	56,3	67,1	63,1
Gasertrag (CH <sub>4</sub> )	$l_N\ kg^{-1}\ TM$	350	350	340	340	330	330
	$m^3_N\ ha^{-1}$	4.900	6.300	4.760	5.440	4.620	5.280
Stromertrag (38% WG)	kWh	18.620	23.940	18.088	20.672	17.556	20.064
Kof.kosten	Cent kWh <sup>-1</sup>	5.1	4.2	4.8	4.4	5.4	5.0

## 7. Landschaftsbild - Akzeptanz - Monokultur

In Regionen mit intensiver Rindviehhaltung hat sich der Silomaisanbau, bedingt durch klimatische Veränderungen und Züchtungsfortschritte, in den letzten beiden Jahrzehnten deutlich ausgedehnt und bereits vor Einsetzen des „Biogasbooms“ zu einer Veränderung des Landschaftsbildes geführt. Durch den Anbau als nachwachsender Rohstoff und damit einer weiteren Zunahme des Flächenanteils nimmt die gesellschaftliche Akzeptanz der Kultur ab. Es wird zunehmend in Frage gestellt, ob dieser forcierte Maisanbau den Anforderungen an eine nachhaltige Landwirtschaft und damit der guten fachlichen Praxis entspricht. So förderte die zunehmende Monokultur im Laufe der vergangenen Jahre auch die Vermehrung von Fusarien und anderen, Blattkrankheiten auslösenden Erregern (SCHLÜTER, 2012). Die Maisabreife im vergangenen Jahr hat zudem gezeigt, dass sich der Mais neben diesem biotischen Stress auch den extremen Witterungsbedingungen anpassen musste. Blattfleckenanalysen bestätigten, dass auf dem Mais physiologische Blattflecken zu finden waren, denen keine pilzlichen Erreger zugeordnet werden konnten, da der Zelltod aufgrund von Beeinträchtigungen durch äußere Witterungseinflüsse entstan-



den ist. Neben diesem abiotischem Stress konnten auf den Maispflanzen aber auch Bereiche mit pilzlichen Erregern aufgezeigt werden (GRIMME, 2012).

Die skizzierten Entwicklungen erfordern eine Optimierung des Maisanbaus für die Biogaserzeugung aber auch die Rinderfütterung (Fruchtfolgen, Düngung etc.). Entsprechende Empfehlungen wurden unter Beteiligung von Politik, Wissenschaft und Wirtschaft erarbeitet (MLUR, 2012).

## 8. Schlussfolgerungen

Eine Bewertung von Substratanbausystemen sollte sich nicht nur an ökonomischen Parametern orientieren, sondern muss im Hinblick auf die ambitionierten nationalen und internationalen Klima- und Umweltschutzziele auch potentielle Umwelteffekte berücksichtigen. Dies schliesst auch Auswirkungen direkter und indirekter Landnutzungsänderungen (Grünlandumbruch etc) ein. Angesichts knapper Flächenressourcen (Tank-Teller-Naturschutz-Siedlungsraum) sollte über eine stärkere regionale Priorisierung von Umweltschutzziele (Gewässerschutz, Klimaschutz) nachgedacht und entsprechende Politikinstrumente entwickelt werden.

## Literatur

- CLAUS, S., WIENFORTH, B., SIELING, K., KAGE, H., SENBAYRAM, M., DITTERT, K., TAUBE, F. & HERRMANN, A. (2012): Greenhouse gas balance of bioenergy cropping systems under the environmental conditions of Schleswig-Holstein. *Grassland Science in Europe* 17, 601-603.
- DEUTSCHES BIOMASSEFORSCHUNGSZENTRUM, DBFZ (2011): Monitoring zur Wirkung des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) auf die Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse. [http://www.erneuerbare-energien.de/erneuerbare\\_energien/downloads/doc/36204.php](http://www.erneuerbare-energien.de/erneuerbare_energien/downloads/doc/36204.php).
- GERICKE, D. (2009): Measurement and modelling of ammonia emissions after field application of biogas slurries. *Dissertation*, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- GÖMANN, H. und P. KREINS (2012): Landnutzungsänderungen in Deutschland. In: Tagung des DMK „Nachhaltige Intensivierung – ein neues Paradigma: Konsequenzen für den Maisanbau in Deutschland“, 14. Mai 2012, Osnabrück.
- GRIMME, E., BEWARDER, I., BIRR, T., (2012): Krankheiten und Stress im Mais. *Bauernblatt Schleswig-Holstein* 13, 46 – 49.
- HERRMANN, A., CLAUS, S., KAGE, H. & TAUBE, F. (2012a): Ökobilanzierung der Biogasproduktion in Schleswig-Holstein. Vortrag anlässlich der 62. Öffentlichen Hochschultagung der Agrar- und Ernährungswiss. Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 2. Februar 2012, Kiel.
- HERRMANN, A., SIELING, K., WIENFORTH, B., TAUBE, F. & KAGE, H. (2012b): Short-term effects of biogas residue application on yield performance and N balance parameters of maize in different cropping systems. *Journal of Agricultural Science* (in press).
- LIEBETRAU, J., DANIEL-GROMKE, J., REUSCHEL, C., OEHMICHEN, K., CLEMENS, J., HAFERMANN, C., WEILAND, P., FRIEHE, J. (2011): Bewertung klimarelevanter Gase aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen auf der Basis von Emissionsmessungen. In: KTBL (Ed.) *Biogas in der Landwirtschaft – Stand und Perspektiven*. KTBL-Schrift 488, 185-195.
- MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN, MLUR (2012): Empfehlungen zur Optimierung des Maisanbaus in Schleswig-Holstein. [http://www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/LandFischRaum/05\\_Pflanzenproduktion/001\\_Maisanbau/Maisanbau\\_node.html](http://www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/LandFischRaum/05_Pflanzenproduktion/001_Maisanbau/Maisanbau_node.html).
- QUAKERNACK, R., PACHOLSKI, A., TECHOW, A., HERRMANN, A., TAUBE, F. & KAGE, H. (2011): Ammonia volatilization and yield response of energy crops after fertilization with biogas residues in a coastal

## Einleitende Vorträge

- marsh of Northern Germany. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.  
Doi:10.1016/j.agee.2011.05.030.
- SCHLÜTER, K., (2012): Mais in Monokultur – Wie lange geht das noch gut? *Bauernblatt Schleswig-Holstein* 13, 44 – 46.
- SENBAYRAM, M. (2009): Greenhouse gas emission from soils of bioenergy crop production systems and regulating factors - The Biogas Expert Project. *Dissertation*, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- SVOBODA, N. (2011): Auswirkung der Gärrestapplikation auf das Stickstoff-Auswaschungspotential von Anbausystemen zur Substratproduktion. *Dissertation*, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- TECHOW, A., QUAKERNACK, R., PACHOLSKI, A., KAGE, H., TAUBE, F. & HERRMANN, A. (2011): Deutsches Weidelgras in der Biogasproduktion: Beeinflussung des Methanertrages durch Reifegruppe und Schnittregime. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau*, Band 12, 147-151.
- TOBI, D., HERRMANN, A. & TAUBE, F. (2012): Wie oft Deutsches Weidelgras nutzen? *top agrar* 5/2012, 80-82.
- VOLKERS, K. (2004): Auswirkungen einer variierten Stickstoff-Intensität auf Leistung und Stickstoffbilanz von Silomais in Monokultur sowie einer Ackerfutterbau-Fruchtfolge auf sandigen Böden Norddeutschlands. *Dissertation*, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- WIENFORTH, B. (2011): Cropping systems for biomethane production: a simulation based analysis of yield potential and resource use efficiency. *Dissertation*, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- WULF, S., MAETING, M. & CLEMENS, J. (2002): Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: II. Greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Quality* 31, 1795-1801.
- WULFES, R. (2010): Energie aus Biomasse – Möglichkeiten der Fruchtfolgegestaltung und der Anbautechnik im Futterbau. 5. Master Class Course Conference „Renewable Energies“, HNE Eberswalde, 30. 11. 2010.