



2019 | Sebastian Wulf, Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Sven Grebe

## Berücksichtigung der Biogaserzeugung im landwirtschaftlichen Emissionsinventar

## Inhalt

1	Einleitung und Zielsetzung .....	3
2	Systemgrenzen und Emissionsquellen .....	4
3	Berechnungsmethode .....	5
3.1	Substratinput.....	6
3.2	Methanemissionen.....	7
3.3	N <sub>2</sub> O-Emissionen .....	8
3.4	NH <sub>3</sub> -Emissionen.....	9
4	Ergebnisse und Fazit .....	10
5	Literatur .....	12

## 1 Einleitung und Zielsetzung

Derzeit trägt die Biogaserzeugung in Deutschland mit ca. 5 % zur Bruttostromerzeugung bei (FNR 2018); aber auch die Wärmebereitstellung und der Einsatz von Biomethan als Kraftstoff helfen, fossile Energieträger zu ersetzen und somit einen Beitrag zum Klimaschutz zu leisten.

Die Emissionsinventare sind nach internationalen Vorgaben strukturiert, da mit ihnen internationale Berichtspflichten für Treibhausgase ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CO}_2$ ) nach dem Kyoto-Protokoll und für Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) nach dem UNECE-Luftreinhalteprotokoll bzw. der Nationalen Emissionsreduktionsrichtlinie (NEC) der EU erfüllt werden. Hierbei wird zwischen verschiedenen Sektoren unterschieden, darunter die der Energiewirtschaft, Abfallwirtschaft und Landwirtschaft. Während sich ein Großteil der biogasbedingten Emissionseinsparungen durch den geringeren Verbrauch fossiler Energieträger im Sektor Energiewirtschaft niederschlagen und dort nicht unmittelbar als Effekt der Biogaserzeugung sichtbar sind, werden im landwirtschaftlichen Inventar vor allem eine Reduzierung der Methanemissionen durch die Wirtschaftsdüngervergärung, aber auch erhöhte Ammoniakemissionen durch den Anfall an Gärresten sichtbar. Das landwirtschaftliche Emissionsinventar stellt somit nur einen Ausschnitt des Effektes der Biogaserzeugung auf die nationalen Emissionen dar.

Die internationalen Richtlinien aus dem Jahr 2006 (IPCC 2006) für die Erstellung von Emissionsinventaren für Treibhausgase fordern eine Berücksichtigung der Biogaserzeugung als Managementoption für Wirtschaftsdünger. Dies schließt für Deutschland die Berücksichtigung von Energiepflanzen als Substrat zur Biogaserzeugung ein, da diese hier einen ganz wesentlichen Einfluss auf die Eigenschaften und die anfallende Menge an Gärresten haben. Seit der Berichterstattung 2015 für das Jahr 2013 ist die Biogaserzeugung einschließlich Energiepflanzen im landwirtschaftlichen Emissionsinventar integriert. Dies schließt eine Rückrechnung der Emissionen bis ins Jahr 1990 ein.

Im Folgenden wird erläutert, wie die Emissionen der Biogaserzeugung für den Sektor Landwirtschaft berechnet werden und welche Bedeutung sie für die Gesamthöhe der für diesen Sektor berichteten Emissionen haben.

## 2 Systemgrenzen und Emissionsquellen

Im Emissionsinventar sind drei Sektoren von der Biogaserzeugung betroffen. Biogas entsteht im Zuge der Abwasser- und Abfallbehandlung bzw. aus alten Deponien. Verstärkt wird Bioabfall auch in Biogasanlagen eingesetzt. Die klassische und in Deutschland am weitesten verbreitete Biogaserzeugung erfolgt aus Wirtschaftsdüngern und Pflanzen, die gezielt zur Biogaserzeugung angebaut werden. In allen Fällen wird das entstehende Biogas entweder in BHKW verstromt oder zu Erdgasqualität aufbereitet und in das Gasnetz eingespeist oder unmittelbar als Kraftstoff genutzt. Anfallende Gärreste werden in der Regel gelagert, aufbereitet und als Düngemittel in der Landwirtschaft verwendet. Die im landwirtschaftlichen Emissionsinventar berichteten Emissionen umfassen hierbei die Emissionen aus dem Anbau von Energiepflanzen, die Emissionen aus der Lagerung von Gülle und Festmist, Emissionen bei der Gärrestlagerung und -ausbringung sowie mögliche Leckagen bei der Vergärung. Emissionen aus der Verstromung oder Aufbereitung von Biogas sind hingegen dem Sektor „Energie“ zuzuordnen (Abb. 1).

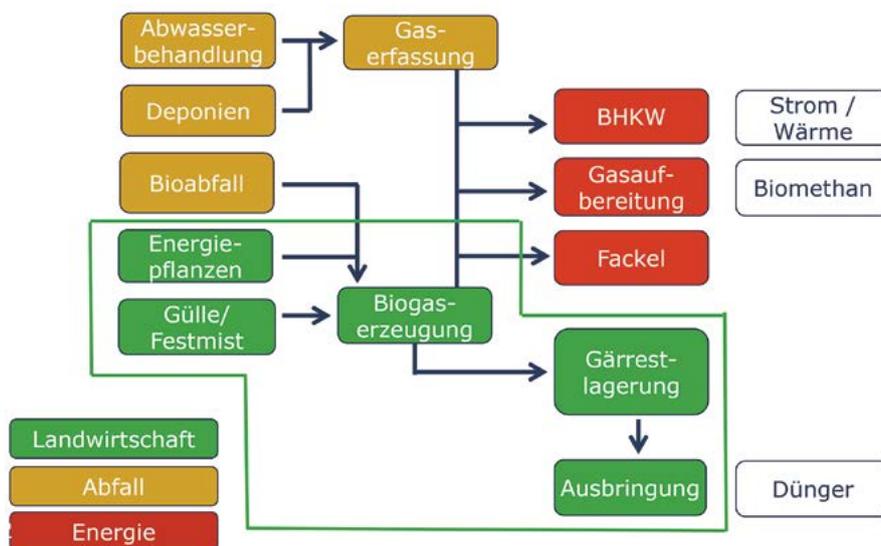


Abb. 1: Systemgrenzen der Biogaserzeugung im landwirtschaftlichen Emissionsinventar gegenüber den Sektoren „Abfall“ und „Energie“ (© Wulf)

Emissionsquellen der Biogaserzeugung, die im Emissionsinventar berücksichtigt werden, sind in Abbildung 2 dargestellt. Durch Undichtigkeiten des Fermenters oder gezielt über Überdrucksicherungen kann aus den Fermentern Methan entweichen. Während der Lagerung wird Lachgas, Methan und Ammoniak freigesetzt. Dies kann durch eine gasdichte Abdeckung verhindert werden. Analog zur Ausbringung von Gülle werden auch die Emissionen bei der Ausbringung von Gärresten berechnet. Im landwirtschaftlichen Emissionsinventar nicht berücksichtigt werden Emissionen aus der Nutzung des Biogases, z. B. durch Methanschluß im BHKW, die dem Sektor Energie zugeordnet sind. CO<sub>2</sub>-Emissionen, die durch die Umsetzung von pflanzlicher Biomasse entstehen, sind prinzipiell für das Emissionsinventar nicht relevant.

Emissionen aus dem Anbau von Energiepflanzen sind im landwirtschaftlichen Emissionsinventar enthalten, können aus den Berechnungen aber nicht spezifisch ausgewiesen werden, da im Inventar nicht zwischen verschiedenen Nutzungspfaden der Ernteprodukte unterschieden wird. Emissionen aus dem Pflanzenbau werden vor allem aus den eingesetzten Düngemitteln, differenziert nach verschiedenen Formen von Mineral- und Wirtschaftsdüngern, sowie deren Ausbringtechnik berechnet.

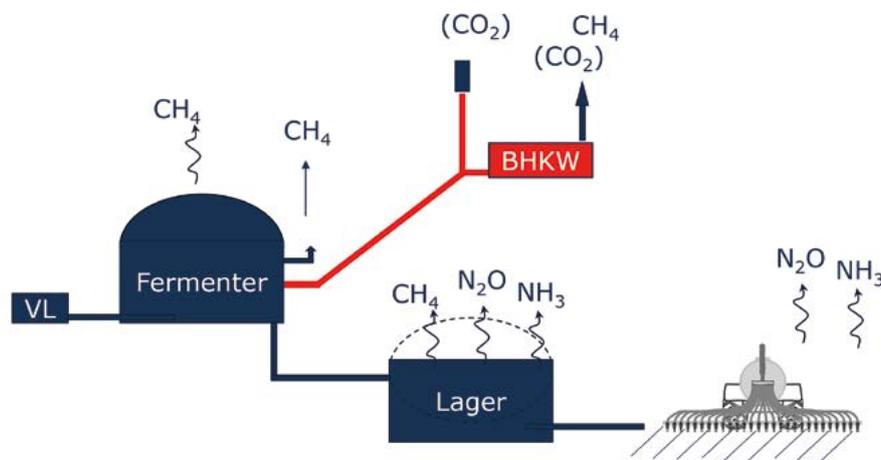


Abb. 2: Im landwirtschaftlichen Emissionsinventar berücksichtigte Emissionsquellen der Biogaserzeugung (VL = Vorlagerung; rot gekennzeichnete Bereiche werden im Sektor „Energie“ berichtet)

### 3 Berechnungsmethode

Das deutsche landwirtschaftliche Emissionsinventar basiert auf einem Massenflusskonzept für Stickstoff und Kohlenstoff. Dieses wird für Rinder, Schweine und Geflügel getrennt betrachtet, um die Bedeutung einzelner Tierkategorien deutlich machen zu können. Für jede dieser Tierkategorien wird der Massenfluss von N und C von der Ausscheidung der Tiere über den Stall, die Lagerung der Wirtschaftsdünger und deren Ausbringung betrachtet. Verluste von N und C in dieser Kette werden berücksichtigt, ebenso wie Veränderung in der N-Form – z. B. zwischen organischem und mineralischem N. Nach IPCC (2006) gilt die Kombination von Wirtschaftsdüngervergärung und der Lagerung der resultierenden Gärreste als eigenständiger Lagertyp. Dieses für die Treibhausgase  $\text{CH}_4$  und  $\text{N}_2\text{O}$  vorgegebene Konzept wurde im deutschen Inventar aus Konsistenzgründen auch für die Berechnungen von  $\text{NH}_3$ -Emissionen übernommen.

In Deutschland überwiegt die gemeinsame Vergärung von Wirtschaftsdüngern mit Energiepflanzen. Dies beeinflusst emissionsrelevante Kennwerte, insbesondere die Ausbildung von Schwimmdecken bei der Lagerung und die Infiltrationseigenschaften der Gärreste bei der Ausbringung. In den Emissionsinventaren wird die Biogaserzeugung jedoch nicht für alle Substrate gemeinsam berechnet, sondern jeweils getrennt für die Wirtschaftsdünger von Rindern, Schweinen und Geflügel sowie Energiepflanzen. Dies ist notwendig, da N-Massen aus den Gärresten der Wirtschaftsdüngervergärung und die resultierenden Emissionen bei der Lagerung und Ausbringung den einzelnen Tierkategorien zugeordnet werden müssen. Die Vergärung von Energiepflanzen wird wie eine eigene Tierkategorie berechnet. Wegen der in der Praxis gemeinsamen Ver-

gärung der verschiedenen Inputstoffe werden in den einzelnen Kategorien identische Emissionsfaktoren verwendet, die den jeweiligen Anteil der N-Massen quantifizieren, der als  $N_2O$  oder  $NH_3$  freigesetzt wird. Eine Beschreibung dieses Vorgehens findet sich in Rösemann et al. (2019).

### 3.1 Substratinput

Zentral für die Auswirkung der Biogaserzeugung auf die N- und C-Flüsse des landwirtschaftlichen Emissionsinventars sind die Massen an Gülle, Festmist und Energiepflanzen, die zur Biogaserzeugung verwendet werden. Einerseits werden mit dem Einsatz von Gülle und Festmist Emissionen bei der Lagerung von Wirtschaftsdüngern in der Tierhaltung eingespart, andererseits liegen durch die Vergärung von Energiepflanzen zusätzliche N-Mengen in Gärresten vor, die zu Emissionen bei der Ausbringung und Lagerung führen.

Für die Gesamtmengen an Substraten, die in Deutschland in Biogasanlagen eingesetzt werden, liegen keine offiziellen statistischen Daten vor. Daher werden diese aus mehreren Datensätzen abgeleitet (Abb. 3). Dies sind:

1. Daten zur anlagenspezifischen Stromeinspeisung aus den Datensätzen der Übertragungsnetzbetreiber (Bundesnetzagentur 2019)
2. Informationen zur Substratzusammensetzung und Anlagekapazität von 1.664 Biogasanlagen aus dem Jahr 2012
3. Spezifische Biogaserträge aus KTBL (2015)
4. VS- und N-Gehalte von Substraten aus KTBL (2015)

Es wird davon ausgegangen, dass sich die in Biogasanlagen eingesetzte Substratmischung nach Region und Größe der Biogasanlage unterscheidet. Größere Biogasanlagen setzen mit höherer Wahrscheinlichkeit proportional mehr Energiepflanzen ein als kleinere Biogasanlagen. Aber auch zwischen den Bundesländern gibt es Unterschiede, so ist der Anteil der Wirtschaftsdünger in der Vergärung, auch in größeren Biogasanlagen, z.B. in Thüringen höher als in Niedersachsen. Die Masse an jeweils eingesetzten Substraten ergibt sich dann, unter Berücksichtigung des elektrischen Wirkungsgrads der Anlagenklasse, aus der produzierten bzw. eingespeisten Strommenge und dem spezifischen Methanertrag der jeweiligen Substratmischungen.

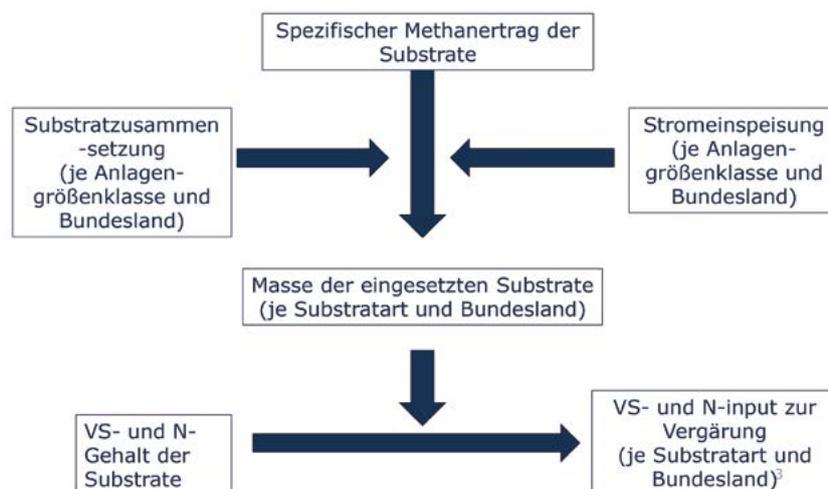


Abb. 3: Schema zur Ableitung des Inputs an organischer Trockenmasse (VS) und Stickstoff (N) in die Biogaserzeugung

### 3.2 Methanemissionen

Nach IPCC (2006) gilt die Vergärung von Wirtschaftsdünger einschließlich der Lagerung der Gärreste als ein eigenständiger Lagertyp für Gülle. Die durch IPCC vorgegebene Berechnungsformel weist jedoch einen Mangel auf, da sowohl für die Methanbildung im Fermenter als auch die Methanbildung im Gärrestlager dasselbe Methanbildungspotenzial angenommen wird. Durch den Abbau an organischer Substanz im Fermenter ist in der Realität das Methanbildungspotenzial im Gärrestlager reduziert. Dies wird in der deutschen Berechnungsmethodik (Haenel und Wulf 2016) berücksichtigt. Darüber hinaus ermöglicht die im deutschen Emissionsinventar verwendete Methode Emissionen aus einer der Vergärung vorgeschalteten Lagerung der Wirtschaftsdünger einzurechnen. Die aus der Vorlagerung des Gärsubstrats erfolgenden CH<sub>4</sub>-Emissionen reduzieren das Potenzial der CH<sub>4</sub>-Bildung im Fermenter und Gärrestlager. Die Berechnung wird mit nachfolgenden Gleichungen 1 bis 3 durchgeführt:

$$E_{\text{CH}_4, \text{dig}} = VS_{\text{dig}} \cdot \alpha \cdot B_0 \cdot \rho_{\text{CH}_4} \cdot MCF \quad (\text{Gl. 1})$$

$$MCF = MCF_{ps} + (1 - MCF_{ps}) \cdot ((1 - \mu_{rg}) \cdot L_{\text{prod}} + \mu_{rg} \cdot MCF_{\text{residue}}) \quad (\text{Gl. 2})$$

$$MCF_{\text{residue}} = x_{\text{gts}} \cdot L_{\text{sto, gt}} + (1 - x_{\text{gts}}) \cdot MCF_{\text{residue, open}} \quad (\text{Gl. 3})$$

Parameter	Beschreibung	Einheit
$E_{\text{CH}_4, \text{dig}}$	Methanemissionen aus der Vergärung	kg a <sup>-1</sup>
$VS_{\text{dig}}$	Gesamtinput an organischer Trockenmasse in den Fermenter	kg d <sup>-1</sup>
$\alpha$	Umrechnungsfaktor	365 d a <sup>-1</sup>
$B_0$	Methanbildungspotenzial je kg VS	m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup>
$\rho_{\text{CH}_4}$	Dichte von Methan	0,67 kg m <sup>-3</sup>
$MCF$	Methanumwandlungsfaktor	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>
$MCF_{ps}$	Methanumwandlungsfaktor bei der Vorlagerung von Substraten	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>
$MCF_{\text{residue}}$	Methanumwandlungsfaktor bei der Lagerung der Gärreste	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>
$MCF_{\text{residue, open}}$	Methanumwandlungsfaktor bei der nicht gasdichten Lagerung der Gärreste	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>
$\mu_{rg}$	Restgaspotenzial bezogen auf B <sub>0</sub> (mit 0 ≤ μ <sub>rg</sub> ≤ 1)	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>
$L_{\text{prod}}$	Leckagerate des Fermenters bezogen auf die produzierte Methanmenge (mit 0 ≤ L <sub>prod</sub> ≤ 1)	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>
$L_{\text{sto, gt}}$	Leckagerate des gasdichten Gärrestlagers bezogen auf das Restgaspotenzial (mit 0 ≤ L <sub>sto, gt</sub> ≤ 1)	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>
$x_{\text{gts}}$	Anteil der gasdichten Gärrestlagerung am Gesamtanfall an Gärresten	kg kg <sup>-1</sup>

Gleichungen (2) und (3) können kombiniert und zur Berechnung der Methanemissionen aus der Biogasfermentation in Gleichung (1) eingesetzt werden. Es geht das Methanbildungspotenzial der zur Vergärung eingesetzten Substrate ( $B_0$ ), das Restgaspotenzial der Gärreste nach der Vergärung ( $\mu_{rg}$ ), die  $CH_4$ -Verluste durch Leckagen ( $L$ ), der Anteil der gasdichten Gärrestlagerung ( $x_{gts}$ ) sowie der Gesamtinput an organischer Trockenmasse in die Vergärung ( $VS_{dig}$ ) ein.

- Für  $B_0$  wird aktuell ein Methanbildungspotenzial angenommen, das den Biogaserträgen der verschiedenen Wirtschaftsdünger bzw. Energiepflanzen nach KTBL (2015) entspricht.
- Für das Restgaspotenzial ( $\mu_{rg}$ ) wird nach dem IPCC-Konzept ein Wert benötigt, der sich auf 40 °C Vergärungstemperatur bezieht. Dieser wird aus Daten des Biogasmessprogramms II (FNR 2009) mit 4,6 % abgeleitet und einheitlich für Gülle, Mist und Energiepflanzen angesetzt, da keine substratspezifischen Daten verfügbar sind und die Vergärung der Substrate in der Regel in Mischung erfolgt.
- Für die Leckagerate ( $L$ ) wird 1 % der produzierten Methanmenge angesetzt. Dies ist ein Konventionwert, der in vielen Berechnungen zur Klimabilanz der Biogasfermentation verwendet wird (Bachmaier und Gronauer 2007, Börjesson und Berglund 2008, Gärtner et al. 2008, Roth et al. 2011). Andere experimentelle Studien geben derzeit kein einheitliches Bild ab, um begründet eine andere typische Leckagerate ableiten zu können.
- Die Abschätzung des relativen Anteils gasdichter Gärrestlager ( $x_{gts}$ ) erfolgt aus den Daten des Biogasmonitorings des DBFZ (Scheftelowitz 2014). Der Datensatz aus 2014 wird fortgeschrieben, indem berücksichtigt wird, dass neu installierte Anlagen nach dem EEG gasdicht abgedeckte Gärrestlager benötigen.
- Die Berechnung des Inputs an organischer Trockenmasse ( $VS_{dig}$ ) wird in Kapitel 3.4 beschrieben (zusammen mit dem Stickstoffinput in den Fermenter).

### 3.3 $N_2O$ -Emissionen

Lachgas entsteht bei der Nitrifikation von Ammoniumstickstoff und der Denitrifikation von Nitrat bzw. Nitrit. Da in Gülle und Gärresten kein Nitrat oder Nitrit vorliegt, können Lachgasemissionen nur dort auftreten, wo ausreichend Sauerstoff für eine Nitrifikation vorhanden ist. Daher wird davon ausgegangen, dass Lachgas vor allem in austrocknenden Schwimmdecke bei der Lagerung von Gülle oder Gärreste entsteht (Sommer et al. 2000). Im Fermenter sowie in gasdicht abgedichteten Gärrestlagern ist nicht genug Sauerstoff für eine Nitrifikation vorhanden. Für die Lagerung von Gülle vor der Vergärung wird für die Inventarberechnung davon ausgegangen, dass wegen der kurzen Verweilzeit und der guten Durchmischung keine Schwimmdecke ausgebildet wird bzw. eine eventuell entstehende Schwimmdecke nicht austrocknet. Bei der Lagerung von Mist und Geflügelkot vor der Vergärung sind  $N_2O$ -Emissionen nicht vernachlässigbar und werden analog zur Mistlagerung ohne Vergärung berechnet.

Die N<sub>2</sub>O-Emissionen aus dem Anteil der Gärreste, die nicht gasdicht gelagert werden, werden nach Gleichung 4 berechnet.

$$E_{N_{2}O-N, \text{dig, st}} = (1 - x_{\text{gts}}) \cdot N_{\text{dig}} \cdot (EF_{N_{2}O-N, \text{dig, st}}) \quad (\text{Gl. 4})$$

Parameter	Beschreibung	Einheit
$E_{N_{2}O-N, \text{dig, st}}$	N <sub>2</sub> O-Emissionen bei der Lagerung von Gärresten	kg a <sup>-1</sup>
$x_{\text{gts}}$	Anteil der gasdichten Gärrestlagerung am Gesamtanfall an Gärresten	kg kg <sup>-1</sup>
$N_{\text{dig}}$	N-Masse im Fermenter	kg a <sup>-1</sup>
$EF_{N_{2}O-N, \text{dig, st}}$	N <sub>2</sub> O-N Emissionsfaktor für die nicht gasdichte Lagerung von Gärresten	kg kg <sup>-1</sup>

### 3.4 NH<sub>3</sub>-Emissionen

Für die Lagerung von Gülle vor der Vergärung wird davon ausgegangen, dass diese nur für kurze Zeit und in abgedeckten Vorgruben erfolgt. Daher werden NH<sub>3</sub>-Emissionen aus Vorgruben im Emissionsinventar vernachlässigt. Nicht vernachlässigbar sind, analog zu Kapitel 3.2, die Emissionen bei der Lagerung von Mist und Geflügelkot, die analog zur Mistlagerung ohne Vergärung berechnet werden.

Aus gasdichten Systemen wie Fermentern oder gasdichten Gärrestlagern kann kein NH<sub>3</sub> freigesetzt werden. NH<sub>3</sub>-Emissionen aus Leckagen sind vernachlässigbar, da die Konzentration von NH<sub>3</sub> im Biogas gering ist.

Während der Vergärung kommt es im Fermenter zur Mineralisierung organischer Stickstoffverbindungen zu Ammonium. Dies muss in die Berechnungen eingehen, da die Ammoniakemissionen als Anteil des Ammonium-N ausgedrückt werden:

$$E_{NH_3-N, \text{dig, st}} = (TAN_{\text{dig}} + f_{TAN} \cdot N_{\text{org, dig}}) \cdot \alpha \cdot (1 - x_{\text{gts}}) \cdot EF_{NH_3-N, \text{dig, st}} \quad (\text{Gl. 5})$$

Parameter	Beschreibung	Einheit
$E_{NH_3-N, \text{dig, st}}$	NH <sub>3</sub> -Emissionen bei der Lagerung von Gärresten	kg a <sup>-1</sup>
$TAN_{\text{dig}}$	Masse an ammoniakalischem N in den Substraten zur Vergärung	kg a <sup>-1</sup>
$f_{TAN}$	Anteil des organischen N in Substraten zur Vergärung, der zu TAN mineralisiert wird	kg kg <sup>-1</sup>
$N_{\text{org, dig}}$	Gesamtinput an organischem Stickstoff in den Fermenter	kg d <sup>-1</sup>
$\alpha$	Umrechnungsfaktor	365 d a <sup>-1</sup>
$x_{\text{gts}}$	Anteil der gasdichten Gärrestlagerung am Gesamtanfall an Gärresten	kg kg <sup>-1</sup>
$EF_{NH_3-N, \text{dig, st}}$	NH <sub>3</sub> -N Emissionsfaktor für die nicht gasdichte Lagerung von Gärresten	kg kg <sup>-1</sup>

Für Wirtschaftsdünger wird ein  $f_{TAN}$  von 0,32 angenommen. Dieser Wert leitet sich aus einem Monitoring von Biogasanlagen in Thüringen ab (TLL 2012), in dem bei konstanter Gesamt-N-Menge der TAN-Gehalt von 40 bis 50 % vor der Vergärung auf 55 bis 70 % nach der Vergärung anstieg. Dies entspricht einer relativen Erhöhung des TAN-Gehaltes um im Mittel 39 % bzw. einer Mineralisierung von 32 % des ursprünglich im Wirtschaftsdünger enthaltenen organischen Stickstoffs.

Der in Pflanzen enthaltene Stickstoff liegt nahezu ausschließlich in organisch gebundener Form vor, daher kann Energiepflanzen kein TAN-Gehalt ( $TAN_{dig}$ ) zugeordnet werden. Nach KTBL (2013) wird angenommen, dass nach der Vergärung ein Anteil von 56 % des vorhandenen Gesamt-N als TAN vorliegt. Damit beträgt  $f_{TAN}$  für Energiepflanzen  $0,56 \text{ kg kg}^{-1}$ .

Spezifisch für die Lagerung von Gärresten ermittelte Ammoniakemissionsfaktoren liegen nicht vor. Da Gärreste, die in Deutschland vor allem aus der Kofermentation von Wirtschaftsdüngern mit Energiepflanzen stammen, in der Regel deutliche Schwimmdecken ausbilden, wird im Emissionsinventar für die nicht gasdichte Lagerung von Gärresten derselbe Emissionsfaktor wie für die Lagerung von Rindergülle mit Schwimmdecke verwendet.

Die  $NH_3$ -Emissionen bei der Ausbringung von Gärresten werden aus demselben Grund analog und mit denselben Emissionsfaktoren wie die Ausbringung von Rindergülle berechnet. Die Verteilung der ausgebrachten Mengen auf verschiedene Ausbringtechniken wird allerdings spezifisch für Gärreste erhoben und unterscheidet sich von der für Rindergülle.

## 4 Ergebnisse und Fazit

In der Darstellung der Emissionen aus dem landwirtschaftlichen Emissionsinventar werden in der Regel nur die Emissionen aus pflanzlichen Gärresten als eigene Kategorie aufgeführt, wie am Beispiel der Ammoniakemissionen in Abbildung 4 gezeigt. Die Emissionen bzw. Einsparungen an Emissionen aus der Vergärung von Gülle gehen in der Summe der Emissionen aus den jeweiligen Tierkategorien auf. Abbildung 4 zeigt die offensichtliche Zunahme der Vergärung von Energiepflanzen seit dem Jahr 2005. Erst seit 3 bis 4 Jahren stagniert die für das Emissionsinventar berechnete Menge eingesetzter Energiepflanzen in der Vergärung und somit die resultierenden Emissionen.

Um die Auswirkung der Vergärung von Gülle bzw. von Energiepflanzen auf das landwirtschaftliche Emissionsinventar zu verdeutlichen, wurden Berechnungen mit und ohne Berücksichtigung der entsprechenden Substrate zur Biogasferzeugung durchgeführt. Wird nur die Vergärung von Gülle berücksichtigt, verringern sich die Emissionen von Methan um 41,6 kt, von Lachgas um 0,6 kt, während die Ammoniakemissionen nahezu unverändert bleiben. Ursache hierfür ist vor allem die gasdichte Abdeckung eines Großteils der Gärrestbehälter mit Nutzung des entstehenden  $CH_4$ .  $CH_4$ -Emissionen aus der Lagerung von unvergorener Gülle werden so in erheblichem Maße vermieden, in deutlich geringerem Maße auch Lachgasemissionen. Obwohl eine gasdichte Abdeckung auch  $NH_3$ -Emissionen aus dem Lagerbehälter verhindert, schlägt sich dies nicht in den Gesamtemissionen nieder. Dies ist darauf zurückzuführen, dass während der Vergärung ein Teil des organischen Stickstoffs in der Gülle mineralisiert wird. Die Gesamtmenge an  $NH_4$ -N in den aus Gülle resultierenden Gärresten nimmt somit zu und führt zu einer Erhöhung der  $NH_3$ -Emissionen aus nicht abgedeckten Gärrestlagern und bei der Ausbringung. Die Einsparungen aus den gasdicht abgedeckten Gärrestlagern werden so größtenteils kompensiert.

Die Berücksichtigung der Vergärung von Energiepflanzen im landwirtschaftlichen Emissionsinventar führt hingegen zu einer Erhöhung der Emissionen aller drei betrachteten Gase, da die Gesamtmenge an Gärresten größer ist als die Menge der zur Vergärung eingesetzten Wirtschaftsdünger. Dies gilt für die Methanemissionen aus nicht gasdicht abgedeckten Gärrestlagern und Leckagen, die den oben genannten Minderungseffekt der gasdichten Abdeckung auf die Güllagerung mehr als kompensieren, sowie für die Lachgas- und Ammoniakemissionen aus den mit pflanzlichen Gärresten eingebrachten N- bzw.  $NH_4$ -N-Mengen.

Diesen Emissionen im landwirtschaftlichen Emissionsinventar stehen, basierend auf den Daten der Übertragungsnetzbetreiber (Bundesnetzagentur 2019), 30,3 TWh produzierten Stroms aus Biogas und Biomethan gegenüber, die zu einer Verminderung der Emissionen im Sektor Energie des deutschen Emissionsinventars führen. Unter der Annahme von CO<sub>2</sub>-Emissionen von ca. 0,486 kg CO<sub>2</sub>eq/kWh Strom im deutschen Strommix für 2017 (UBA 2019) ersetzt dies Emissionen von 14.700 kt CO<sub>2</sub>eq. Die zusätzlichen Emissionen im Sektor Landwirtschaft betragen somit nur 17 % der durch die Biogaserzeugung eingesparten Emissionen aus der Energiewirtschaft. Allerdings sind mit den in Tabelle 1 genannten 2.566 kt CO<sub>2</sub>eq nicht alle Emissionen aus der Biogaserzeugung erfasst.

Tab. 1: Änderung der Emissionen für CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O und NH<sub>3</sub> sowie für die rechnerische aus diesen Gasen ermittelten CO<sub>2</sub>-Äquivalente in kt je Jahr

Berücksichtigung von	Änderung in Emissionen in kt a <sup>-1</sup>			
	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	NH <sub>3</sub>	CO <sub>2</sub> eq
Gülle	-41,6	-0,6	-0,06	-1.217
Gülle und Energiepflanzen	12,7	6,9	61,5	2.566

Nicht enthalten sind Emissionen aus der Düngung beim Anbau von Energiepflanzen, die über die N-Menge hinausgeht, die mit den Gärresten aus Energiepflanzen anfällt, sowie der Methanschlupf im BHKW oder unzureichend abgepackeltes Gas im Zuge der Stromerzeugung aus Biogas. Die Ergebnisse des Emissionsinventars sind daher nicht für eine Berechnung der Treibhausgaseffizienz der Biogaserzeugung in seiner Gesamtheit geeignet. Dies ist nur durch gesonderte Treibhausgasbilanzen möglich, die alle anfallenden Emissionsquellen enthalten und in ihren Systemgrenzen Vorleistungen, wie die Produktion von Düngemitteln, und eingesparte Emissionen aus der Bereitstellung von Strom und Wärme berücksichtigen.

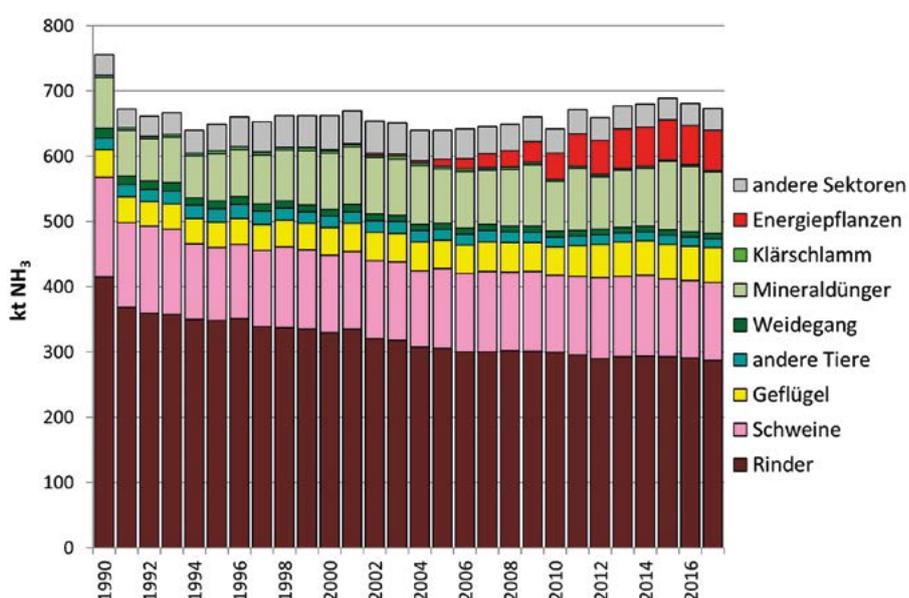


Abb. 4: Ammoniakemissionen in kt NH<sub>3</sub> aus der deutschen Landwirtschaft 1990 bis 2016 (nach Rösemann et al. 2019)

## Literatur

- Bachmaier, H.; Gronauer, A. (2007): Klimabilanz von Biogasstrom. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising
- Börjesson, P.; Berglund, M. (2008): Environmental systems analysis of biogas systems. Part II: The environmental impact of replacing various reference systems. *Biomass and Bioenergy* 31 (2007), pp. 326–344
- Bundesnetzagentur (2019): Persönliche Kommunikation. Bundesnetzagentur, Bonn und Veröffentlichungen unter <https://www.netztransparenz.de/EEG/Jahresabrechnungen> und <https://www.netztransparenz.de/EEG/Anlagenstammdaten>
- FNR (2009): Biogasmessprogramm II - 61 Biogasanlagen im Vergleich. Gülzow, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Gärtner, S.; Münch, J.; Reinhardt, G.; Vogt, R. (2008): Materialband: E. Ökobilanzen. In: BMU-Bericht „Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaszeugung und -nutzung in Deutschland“, FKZ: 0327544
- Haenel, H.-D.; Wulf, S. (2016): Berechnung von CH<sub>4</sub>-, N<sub>2</sub>O-, NO-, N<sub>2</sub>- und NH<sub>3</sub>-Emissionen durch Vergärung von Gülle, Mist und Energiepflanzen ab Emissionsberichterstattung 2015. Thünen-Institut, Braunschweig und KTBL, Darmstadt. Unveröffentlichtes Manuskript
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>, Zugriff am 15.07.2019
- KTBL (2013): Faustzahlen Biogas, Darmstadt, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., 3. Auflage
- KTBL (2015): Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. KTBL-Heft 107, Darmstadt, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.
- Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B.; Fuß, R. (2019): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2017. Report on methods and data (RMD) submission 2019. Thünen Rep 67, Braunschweig, Johann Heinrich von Thünen-Institut
- Roth, U.; Döhler, H.; Hartmann, S.; Wulf, S. (2011): Treibhausgasbilanzen und CO<sub>2</sub>eq-Vermeidungskosten landwirtschaftlicher Biogasanlagen. In: *Biogas in der Landwirtschaft – Stand und Perspektiven*. KTBL-Schrift 488, Darmstadt, S. 196–208
- Scheffelowitz, M. (2014): Persönliche Kommunikation. Auszug aus der DBFZ-Biogasanlagendatenbank. DBFZ, Leipzig
- Sommer, S.; Petersen, S.; Sogard, H.; Henning, T. (2000): Atmospheric pollutants and trace gases. Greenhouse gas emissions from stored livestock slurry. *Journal of Environmental Quality* 29, pp. 744–751
- TTL (2012): Merkblatt „Eigenschaften von Biogasgülle“. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, <http://www.db-thueringen.de/servlets/DerivateServlet/Derivate-26323/bwx21012.pdf>, Zugriff am 10.06.2013
- UBA (2019): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 – 2018. *Climate Change* 10, Dessau, Umweltbundesamt

## Autoren

Sven Grebe, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., Darmstadt

Dr. Hans-Dieter Haenel, Johann Heinrich von Thünen Institut, Braunschweig

Claus Rösemann, Johann Heinrich von Thünen Institut, Braunschweig

Sebastian Wulf, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., Darmstadt