

Juli 2001

# DJF rapport

Nr. 31 • Husdyrbrug



Sven G. Sommer, Henrik B. Møller & Søren O. Petersen

Reduktion af drivhusgasemission fra gylle  
og organisk affald ved biogasbehandling

# Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling

Sven G. Sommer & Henrik B. Møller  
Danmarks JordbrugsForskning  
Afd. for Jordbrugsteknik  
Postboks 536  
DK-8700 Horsens

Søren O. Petersen  
Danmarks JordbrugsForskning  
Afd. for Plantevækst og Jord  
Postboks 50  
DK-8830 Tjele

## DJF rapport Husdyrbrug nr. 31 • juli 2001

Udgivelse: Danmarks JordbrugsForskning Tlf. 89 99 19 00  
Forskningscenter Foulum Fax 89 99 19 19  
Postboks 50  
8830 Tjele

Løssalg: t.o.m. 50 sider 50,- kr.  
(incl. moms) t.o.m. 100 sider 75,- kr.  
over 100 sider 100,- kr.

Abonnement: Afhænger af antallet af tilsendte rapporter,  
men svarer til 75% af løssalgsprisen.

Forsidefoto: AGRI-TANK fra A-CONSULT A/S, Skive



## Forord

Medarbejdere ved Danmarks JordbrugsForskning har beregnet potentialet for reduktion i drivhusgasemissioner gennem bioforgasning (afgasning) af gylle og organisk affald, undtagen affald fra husholdninger. Resultatet forventes at indgå i vurderingen af mulighederne for at reducere Danmarks drivhusgasemission og derved blive et led i opfølgningen af regeringens klimastrategi *Klima 2012*. Arbejdet er finansieret af Energistyrelsen via opfølgningsprogrammet for biogasanlæg.

Det fremgår af beregningerne, at der er et stort potentiale for at begrænse drivhusgasemissionen ved at producere biogas på gylle og organisk affald. Det er vores opfattelse, at man i den aktuelle debat bør inddrage biogasproduktion som et interessant tiltag til begrænsning af drivhusgasemissioner fra landbruget. I øvrigt kan afgasning af gylle bidrage til en reduktion af lugtgener og en forbedret udnyttelse af plantenæringsstoffer i landbruget.

Baggrunden for beregningerne er relativt få undersøgelser af afgivelsen af drivhusgasser fra husdyrgødning og affald, og der er behov for yderligere validering af resultaterne, før den eksakte reduktion kan beregnes. Derfor er de gennemførte beregninger primært retningsvisende for en vurdering af mulighederne for at begrænse drivhusgasemissionen ved at afgasse gødning og affald. En validering af beregningsprincipperne, og præsentation af disse i et internationalt forum, er også en forudsætning for, at biogasteknologien kan blive anerkendt som et virkemiddel til begrænsning af udledningen af drivhusgasser.

Hovedrapporten indledes med en kort beskrivelse af processerne bag metan- og lattergasdannelse, idet modelbeskrivelsen tager udgangspunkt i de faktorer, der er af størst betydning for emissionen. Derpå beskrives de driftssystemer, hvor afgasning af gylle kan indgå, og potentialet for afgasning af gylle og affald (ekskl. husholdningsaffald) fremskrives teknologisk og kvantitativt. Endelig præsenteres de opnåede resultater. For at øge rapportens læsbarhed er den detaljerede gennemgang af beregningerne og forudsætningerne for disse beskrevet i Appendiks 1-5.

Forskningscenter Bygholm, marts 2001

## Indholdsfortegnelse

Ord- og begrebsforklaring.....	5
Sammendrag .....	7
Summary .....	10
Indledning .....	13
Processer.....	14
<i>Metandannelse</i> .....	14
<i>Lattergasdannelse</i> .....	16
Konceptuel beskrivelse af gyllehåndtering uden hhv. med biogasbehandling.....	18
<i>Stald</i> .....	19
<i>Lagring</i> .....	19
<i>Biogasbehandling</i> .....	19
<i>Transport</i> .....	19
<i>Mark</i> .....	19
Forudsætninger for beregning af drivhusgasemission fra gylle og affald.....	20
<i>Referencescenariet</i> .....	20
<i>Biogasteknologi I</i> .....	21
<i>Biogasteknologi II</i> .....	21
Potentialet for drivhusgasreduktion og substitution.....	22
<i>Metanemission fra stald og lager</i> .....	22
<i>Emission af lattergas efter udbringning</i> .....	25
<i>Substitution af fossilt brændsel</i> .....	25
Reduktion i emission af drivhusgasser ved afgang af gylle og affald .....	27
Konklusion .....	30
Referencer .....	31
Appendiks 1. Beregningsprincipper – metan.....	34
Appendiks 2. Beregningsprincipper – lattergas.....	43
Appendiks 3. Nøgletal for emission pr. kg VS udskilt.....	50
Appendiks 4. CO <sub>2</sub> -reduktion på landsplan .....	51
Appendiks 5. Beregning af CH <sub>4</sub> -emission fra gødning.....	52

## Ord- og begrebsforklaring

### Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )

Kvælstof på reduceret form, der findes som salt eller opløst i en væske.

### Antropogen

Menneskeskabt, her drivhusgasemission forårsaget af menneskets aktivitet.

### $B_0$

Det maksimale metanproduktionspotentiale fra husdyrgødning ( $\text{m}^3 \text{CH}_4 \text{kg}^{-1} \text{VS dag}^{-1}$ ).  $B_0$  indgår i IPCC'c model til beregning af metanemission fra husdyrgødning.

### $\text{CO}_2$ -ækvivalenter

Drivhusgasserne lattergas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) og metan ( $\text{CH}_4$ ) har en større varmeisolerende effekt end kuldioxid ( $\text{CO}_2$ ). For at kunne sammenligne effekten af udledning af de tre gasser, ganges udledningen af lattergas (på vægtbasis) med 310 og metan med 21; de resulterende tal udtrykker drivhuseffekten af lattergas og metan i  $\text{CO}_2$ -ækvivalenter.

### Denitrifikation

Under iltfrie forhold omsættes nitrat til lattergas og frit kvælstof. I stedet for ilt ånder mikroorganismene med nitrat, dvs., de bruger nitrat som elektronmodtager eller oxidationsmiddel i stedet for ilt.

### DJF

Danmarks JordbrugsForskning (DJF). Sektorforskningsinstitution under Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (Fødevareministeriet). DJF forsker, indsamler og opbygger viden af betydning for jordbruget.

### Energi-substitution

Energi, produceret ved afgangning af gylle og organisk affald i biogasanlæg, giver en reduktion i landets forbrug af fossil energi. Derved reduceres  $\text{CO}_2$ -emissionen fra fossile kilder, hvilket indgår i drivhusgasregnskabet i form af energisubstitution.

### Frit kvælstof ( $\text{N}_2$ )

Hovedparten af kvælstof i atmosfæren er på denne form.

### Gylle

Er en pumpbar blanding af fæces, urin, vand og strå som falder gennem spaltegulve i stalde og opsamles i kanaler under gulvet.

### IPCC

Intergovernmental Panel on Climate Change er et internationalt organ, tilknyttet FN, som udarbejder retningslinier for drivhusgasopgørelser og indsamler nationale data.

### Kuldioxid ( $\text{CO}_2$ )

Kulstof på iltet form, der forekommer som gas eller opløst som kulsyre.

### Lattergas ( $\text{N}_2\text{O}$ )

Gasformig forbindelse af kvælstof og ilt. Lattergas er en drivhusgas med en varmeeffekt, som er 310 gange større end effekten af  $\text{CO}_2$ .

### Mesofil

Bakterier, som har temperaturoptimum mellem 20 og 45°C, kaldes mesofile bakterier. Ved mesofil bioforgasning er procestemperaturen normalt på ca. 35°C.

### Metan ( $\text{CH}_4$ )

Kulstof på en reduceret form. Metan er en drivhusgas med en varmeeffekt, som er 21 gange større end effekten af  $\text{CO}_2$ .

### Metanogenese

Den mikrobielle metanproduktion, hvor metanbakterier omsætter brint og acetat samt andre nedbrydningsprodukter fra andre mikroorganismer til metan og  $\text{CO}_2$  under iltfrie (anaerobe) forhold. Processen er ubetydelig ved temperaturer under 10°C og stiger med temperaturen til omkring 50°C.

**MJ**

Er en energienhed, mega-joule, svarende til  $10^6$  Joule.

**MCF**

Metankonverteringsfaktorer, som benyttes i IPCC's model til beregning af metanemission fra husdyrgødning.

**Nitrifikation**

Under iltrige (aerobe) forhold omsættes ammonium i to trin til nitrat af specialiserede mikroorganismer. Nitrifikationsprocessen foregår mellem 5 og 40°C med optimum omkring 30°C.

**Nm<sup>3</sup>**

Normal kubikmeter. Luftens indehold af molekyler afhænger af temperaturen, således at koncentrationen i et givet volumen falder med stigende temperatur. Derfor udtrykkes gasproduktionen i normal kubikmeter = Nm<sup>3</sup>, der er luftens gasindhold ved 0°C og 1 atm tryk.

**Organisk affald**

Er her defineret som organisk affald fra industrien. Der indgår ikke kildesorteret organisk husholdningsaffald og spildevandsslam i beregningerne.

**Termofil**

Bakterier, som har temperaturoptimum over 45°C for deres vækst, kaldes termofile. Termofile metanbakterier har temperaturoptimum ved en procestemperatur på ca. 50°C.

**TS**

Tørstof i gylle/spildevand bestående af organiske forbindelser, salte, sand mv. Bestemmes ved at inddampe prøven.

**VFA**

Volatile fatty acids. Flygtige fede syrer med op til 6 kulstofatomer.

**VS**

Glødetab. Den organiske del af tørstof. VS (volatile solids) måles som vægttabet efter opvarmning til 550°C for biomasse og 815°C for kul i 2 timer.

**VS<sub>L</sub>**

Indholdet af VS i gylle og organisk affald kan opdeles i en let nedbrydelig fraktion VS<sub>L</sub> og en tungt nedbrydelig fraktion VS<sub>T</sub>. Let nedbrydelig VS er her defineret som organisk materiale, der er omsat til gas (CO<sub>2</sub> og CH<sub>4</sub>) i løbet af 14 dage i en termofil reaktor og 3 uger i en mesofil reaktor. Indholdet af VS<sub>L</sub> af en biomasse vil afhænge af forbehandlingen.

**VS<sub>T</sub>**

Den del af VS i gylle og organisk affald der ikke nedbrydes i biogasanlæg, VS<sub>T</sub> = 1-VS<sub>L</sub>.

**PJ**

Er en energienhed, peta-joule, svarende til  $10^{15}$  Joule.

## Sammendrag

Antropogene, dvs. menneskeskabte, emissioner af drivhusgasserne kuldioxid (CO<sub>2</sub>), metan (CH<sub>4</sub>) og lattergas (N<sub>2</sub>O) til atmosfæren er en væsentlig årsag til de seneste 100 års generelle temperaturstigning på Jorden. Indsatsen for at begrænse drivhuseffekten har hidtil især været rettet mod at reducere emissionen af CO<sub>2</sub>. I forhold til CO<sub>2</sub> er mængderne af metan og lattergas i atmosfæren beskedne, men til gengæld er de to gassers drivhuseffekt langt større. Metan har således et varmpotentiale, som er omkring 21 gange så stort som CO<sub>2</sub>, og varmpotentialet for lattergas er cirka 310 gange større end CO<sub>2</sub>'s, svarende til at 1 kg metan har et varmpotentiale som 21 kg CO<sub>2</sub>, mens 1 kg lattergas svarer til 310 kg CO<sub>2</sub>.

Biogasbehandling kan reducere den direkte udledning af metan og lattergas fra gylle og organisk affald og give et væsentligt bidrag til at mindske landbrugets udledning af drivhusgasser. Biogasanlæg producerer desuden energi, som kan erstatte energi, produceret ved afbrænding af fossil energi, hvilket reducerer CO<sub>2</sub>-udledningen. Dette erstatningsprincip kaldes CO<sub>2</sub>-substitution.

Denne rapport beskriver modelberegninger, som indikerer, at biogasbehandling af gylle – gennem mindskede udledninger af metan og lattergas samt fortrængning af CO<sub>2</sub> fra naturgas – vil kunne reducere Danmarks udledning af drivhusgasser med op til ca. 3%.

I øjeblikket stiger koncentrationerne af metan og lattergas i atmosfæren med henholdsvis 1 og 0,3 procent pr. år. Inden for EU skønnes landbruget at være ansvarlig for næsten halvdelen af metanemissionerne med husdyrenes fordøjelse og gødningshåndtering, som de vigtigste kilder. Europæisk landbrug er kilde til mere end halvdelen af lattergasemissionerne, som primært kommer fra omsætning af handels- og husdyrgødning samt afgrøderester i dyrkningsjorden.

Det er tidligere vist, at omsætning af gylle i biogasanlæg reducerer gødningens indhold af let omsætteligt, organisk stof. Derved mindskes gødningens potentiale for metanproduktion, under en efterfølgende lagring. Risikoen for lattergasemission fra dyrkningsjorden er især knyttet til miljøer uden eller med meget lidt ilt, og da organisk stof i gylle, specielt den let omsættelige fraktion, stimulerer iltforbruget i jorden efter gylletilførsel, kan biogasbehandling reducere potentialet for lattergasemission fra udbragt gylle.

Ved Danmarks JordbrugsForskning (DJF) er der udviklet en model til beregning af den samlede reduktion af drivhusgasser ved afgangning af gylle og organisk affald i biogasanlæg. I denne rapport er afgangning af kildesorteret husholdningsaffald ikke medtaget i beregningerne, og organisk affald skal derfor læses som organisk affald, eksklusive husholdningsaffald. Modellen tager udgangspunkt i, hvorledes biogasbehandling ændrer mængden og sammensætningen af organisk stof i gylle og organisk affald og beregner, hvorledes disse ændringer påvirker metan- og lattergasemissionen under lagring og efter udbringning. Beregningerne



bygger på estimerede emissionsrater for metan- og lattergas ved håndtering og anvendelse af kvæg- og svinegylle samt affald i landbruget. Håndtering omfatter her lagring i gyllekanaler og gyllebeholdere, mens anvendelse omfatter udbringning af gylle på dyrkningsjord, hvor modellen fokuserer på den primære omsætning af kvælstof, som er afsluttet efter 6-8 uger.

Beregningerne er gennemført for en referencesituation uden biogasbehandling (tabel 0) og for to situationer, hvor gylle og organisk affald afgasses i biogasanlæg med den teknologi, som anvendes i dag (Biogas I), hhv. i et anlægssystem med minimerede tab før og under biogasprocessen (Biogas II). Der er foretaget separate beregninger for kvæg- og svinegylle. Det organiske stof i gyllen og i det organiske affald er opdelt i en let omsættelig og en tungt omsættelig fraktion.

**Tabel 0. Håndtering af gylle på en gård, hvor gyllen ikke afgasses samt på en gård, hvor gyllen og organisk affald afgasses med dagens teknologi (Biogas I), hhv. med en mere effektiv teknologi (Biogas II). I beregningerne er det antaget, at biogassen substituerer naturgas**

	Reference	Biogas I	Biogas II
Kvægstald, opholdstid	30 dage	30 dage	1 dag
Svinestald, opholdstid	15 dage	15 dage	1 dag
Kvæg/svinestald	20°C om sommeren, 15°C om vinteren		
Affaldslagre tømmes	April		
Affald, sammensætning	< 20% VS, organisk affald ekskl. sorteret husholdningsaffald og spildevandsslam		
Tab af metan fra biogasanlæg (uforbrændt metan fra gasmotorer)		3% af produktion	1,5% af produktion
Biogasanlæg, efter opsamling		Indtil den afgassede gylles temperatur = omgivelsernes temperatur	
Gyllelager, tømmes	April		
Gyllelager, temperatur	Den gennemsnitlige lufttemperatur pr. måned		

Beregningerne for disse tre driftssystemer viser, at afgangning af svinegylle kan reducere drivhusgasudledningen fra 1,4 kg CO<sub>2</sub>-ækvivalenter pr. kg VS til hhv. 0,8 kg CO<sub>2</sub>-ækv. pr. kg VS (Biogas I) og 0,4 kg CO<sub>2</sub>-ækv. pr. kg VS (Biogas II). For kvæg vil afgangning reducere emissionen af drivhusgasser fra 1,3 til henholdsvis 1,0 og 0,2 CO<sub>2</sub>-ækv. pr. kg VS. Begge biogasteknologier vil reducere drivhusgasemissionen fra det organiske affald med ca. 50% i forhold til emissionen ved traditionel lagring af affaldet.

Modellen er også benyttet til at beregne, hvor meget emissionen af drivhusgasser vil kunne reduceres på landsplan i følgende tre scenarier:

- 2000: En situation, hvor vi beregner den samlede reduktion af drivhusgasser for det aktuelle omfang af biogasbehandling af gylle og organisk affald (ekskl. husholdningsaffald) i år 2000
- 2012: En situation, hvor reduktionen i drivhusgasser beregnes for det niveau for biogasbehandling af gylle og organisk affald (ekskl. husholdningsaffald), som forventes i den officielle fremskrivning til år 2012. Energistyrelsen forventer, at biogasbehandling af husdyrgødning syvdobles, mens næsten dobbelt så meget organisk affald som i år 2000 forventes at blive afgasset
- Langt sigt: En situation, hvor al gylle og affald (ekskl. husholdningsaffald) bliver afgasset i biogasanlæg.

Disse beregninger viser en årlig reduktion i udledningen af drivhusgasser på 104.203 tons CO<sub>2</sub> i år 2000, 403.841 tons CO<sub>2</sub> i 2012 samt 1.331.033 tons CO<sub>2</sub> på langt sigt med dagens biogasteknologi og den nuværende gyllemængde. Benyttes forudsætningerne for den mere effektive teknologi, vil den årlige reduktion i udledningen af drivhusgasser være 144.416 tons CO<sub>2</sub>, 589.364 tons CO<sub>2</sub> og 2.329.322 tons CO<sub>2</sub> i hhv. 2000, 2012 og på langt sigt. Sammenlignet med den samlede, antropogene udledning af drivhusgasser, reducerer biogasbehandling af gylle og affald i dag drivhusgasemissionen med 0,15%. Ifølge de nye beregninger er der imidlertid et potentiale for reduktion af Danmarks samlede udledning af drivhusgasser med op til ca. 3%.

Potentialet for at reducere udsendelsen af drivhusgasser ved afgangning af gylle og organisk affald, afhænger meget af de valgte forudsætninger. I denne opgørelse er tabet af metan ved den mere effektive biogasteknologi eksempelvis fastsat til 1,5% metan, hvilket kan vise sig at være for højt; ny teknologiudvikling indikerer, at tabet kan reduceres til under 0,1%. Valget af hvilken fossil energikilde, der substitueres, vil også påvirke effekten. Vælger man f.eks. at lade den producerede biogas substituere kul, vil effekten af afgangning af organisk affald og gylle være ca. 2.900.000 tons CO<sub>2</sub>-ækv., svarende til 4,1% af drivhusgasemissionen i Danmark. Estimatet på 3% er således et forsigtigt skøn over potentialet for at reducere drivhusgasemissionen ved afgangning af gylle og organisk affald.

## Summary

Anthropogenic emissions of the greenhouse gases carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), methane (CH<sub>4</sub>) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) have increased significantly during the 20<sup>th</sup> century. Measures to reduce global warming due to the greenhouse effect typically focus on CO<sub>2</sub> emissions from combustion of fossil fuels. Relative to CO<sub>2</sub>, the amounts of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O in the atmosphere are low, but their global warming potential (GWP) is much higher. Hence, the GWP of methane and N<sub>2</sub>O are 21 and 310 times higher than that of CO<sub>2</sub>, respectively.

Biogenic emissions of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> occur during handling, storage and after field application of animal manure. Anaerobic digestion of liquid manure (slurry) and organic waste has been shown to reduce the emission of both gases due to the removal of organic matter. Furthermore, energy from biogas production will substitute fossil fuels and thereby reduce CO<sub>2</sub> emissions. This report presents calculations indicating that digestion of slurry and organic wastes could reduce Danish emissions of greenhouse gases by as much as 3%.

The atmospheric concentration of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O is increasing at an annual rate of 0.3% and 1%, respectively. Within EU, agriculture is estimated to contribute almost half of the CH<sub>4</sub> emissions and more than half of the N<sub>2</sub>O emissions. Main sources of CH<sub>4</sub> are animal digestion and storages with animal manure, while N<sub>2</sub>O mainly originates from the turnover of mineral fertilizers and animal manure, applied to arable soils, and from the decomposition of crop residues.

Fermentation of animal manure and waste in biogas digesters reduces the level of volatile solids (VS). Since VS drives the microbial processes that may lead to CH<sub>4</sub> production during anaerobic storage, the removal of VS in biogas digesters prior to storage also reduces the potential for CH<sub>4</sub> emissions to the atmosphere. Emission of N<sub>2</sub>O from manure applied to agricultural land is stimulated in environments with low oxygen availability. Turnover of VS in manure leads to enhanced oxygen consumption and accordingly, anaerobic digestion will also reduce the potential for N<sub>2</sub>O emissions from field applied slurry.

We developed a model, designed to estimate the total reduction in greenhouse gas emissions, resulting from co-digestion of animal slurry and organic waste in biogas plants. The fundamental principle of the model is to estimate the reduction of VS in slurry and organic waste during fermentation in biogas digesters and storage. Volatile solids is used as the main driving variable to predict CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions during digestion, storage and field application of untreated and digested manure and waste. Methane emissions from slurry channels inside animal houses and during storage are further related to temperature, while N<sub>2</sub>O emissions from field-applied slurry is related to nitrogen input, soil moisture and application method. The model handles organic waste for co-digestion with animal slurry waste (not including

sewage sludge and organic household waste) like the slurry, i.e. untreated organic waste is also stored and applied to agricultural land.

**Table 0. Handling of animal slurry on livestock farms with housing systems producing animal slurry. The slurry is left untreated (reference), co-fermented with organic waste using the existing biogas production technology (Biogas I), and co-fermented with organic waste using an optimized technology (Biogas II). It is assumed that biogas substitutes natural gas**

	Reference	Biogas I	Biogas II
Cattle slurry stored in house	30 days	30 days	1 day
Pig slurry stored in house	15 days	15 days	1 day
Cattle/pig house	20°C during summer, 15°C during winter		
Organic waste stores emptied	April		
Organic waste, composition	< 20% VS, organic waste excl. household waste and sewage sludge		
Emission of methane from leakage and from generators		3% of methane production	1,5% of methane production
Post fermentation gas collection		Until the temperature of the fermented slurry was similar to the temperature of the environment	
Slurry stored emptied	April		
Temperature of stored slurry	Similar to the monthly average of air temperature		

Table 0 shows the three sets of on-farm conditions for slurry management, for which greenhouse gas emissions were calculated, i.e. a reference situation with no treatment of animal slurry and organic waste, a situation (Biogas I) in which slurry fermentation takes place using the existing biogas technology, and a situation (Biogas II) where fermentation is optimised by reducing storage time prior to digestion and by using improved biogas technology. It is assumed that the methane produced will substitute natural gas for energy production.

Calculations for these three management systems indicated that digestion of pig manure can reduce greenhouse gas emissions from 1.4 kg CO<sub>2</sub> equivalent per kg VS (reference), to 0.8 kg CO<sub>2</sub> equivalent per kg VS, if the present technology is used (Biogas I), and to 0.4 kg CO<sub>2</sub> equivalent per kg VS, if a more efficient technology is adopted (Biogas II). Digestion of cattle manure reduced emissions of greenhouse gases from 1.3 to 1.0 and 0.2 kg CO<sub>2</sub> equivalent per kg VS for, respectively, the Biogas I and Biogas II situations. Digestion of organic waste would be reduced by about 50% with both technologies.

The reduction in total Danish greenhouse gas emissions due to anaerobic digestion was also calculated for the following three scenarios:

- 2000: A scenario where the reduction in greenhouse gas emissions due to the present-day biogas production level is calculated

- 2012: A scenario where the reduction in greenhouse gas emission due to biogas production in year 2012 is calculated using the official forecasting from the Danish Energy Agency that the amount of slurry digested will increase seven-fold, and the amount of organic waste digested will double
- Long-term: The total production of animal slurry and organic waste (excl. household waste and sludge) is digested.

According to the calculations, the annual greenhouse gas emission was reduced with 104.203 ton CO<sub>2</sub> equivalents in year 2000, with 403.841 ton CO<sub>2</sub> equivalents in 2012, and 1.331.033 ton CO<sub>2</sub>, if the total production of animal slurry and organic waste was digested with biogas technology I. Digestion with the more efficient biogas technology (Biogas II) would reduce the emission of greenhouse gases with 144.416 ton CO<sub>2</sub> equivalents in the year 2000, with 589.364 ton CO<sub>2</sub> equivalents in 2012, and with 2.329.322 ton CO<sub>2</sub> equivalents, if the total production of animal slurry and organic waste was digested.

The current level of slurry and organic waste digestion in biogas plants reduces greenhouse gas emissions by 0.15% compared to total greenhouse gas emissions from Denmark. The potential reduction of greenhouse gases achievable is 3%, if all animal slurry and organic waste was digested. Assuming that all animal slurry and organic waste is digested and the CH<sub>4</sub> produced during digestion replaced coal for energy production, the greenhouse gas mitigation would increase to 4%.

## Indledning

Antropogene (menneskeskabte) emissioner af drivhusgasserne kuldioxid (CO<sub>2</sub>), metan (CH<sub>4</sub>) og lattergas (N<sub>2</sub>O) til atmosfæren er en væsentlig årsag til de seneste 100 års generelle temperaturstigninger på Jorden. Hidtil har indsatsen for at begrænse drivhuseffekten især koncentreret sig om at reducere emissionen af CO<sub>2</sub>. I forhold til CO<sub>2</sub> er mængderne af metan og lattergas i atmosfæren beskedne, men til gengæld er de langt mere effektive som drivhusgasser. Metan har således et varmpotentiale, der er omkring 21 gange så stort som CO<sub>2</sub>, mens varmpotentialet for lattergas er cirka 310 gange så stort som for CO<sub>2</sub>.

I øjeblikket stiger koncentrationerne af metan og lattergas i atmosfæren med henholdsvis 1 og 0,3 procent pr. år. Inden for EU skønnes landbruget at være ansvarlig for næsten halvdelen af metanemissionen, med husdyrenes fordøjelse og gødningshåndteringen som de vigtigste kilder. Det er tilsvarende beregnet, at mere end halvdelen af lattergasemissionen fra landbruget kommer fra omsætning af handels- og husdyrgødning samt afgrøderester i dyrkningsjorden (EEA, 1999).

I stalden og under lagring af gylle under anaerobe forhold bidrager et højt indhold af organisk stof til, at der produceres metan i gødningen. Det er påvist, at omsætning af gylle i biogas-anlæg reducerer gødningens indhold af let omsætteligt, organisk stof. Derved mindskes gødningens potentiale for metanproduktion under en efterfølgende lagring.

I marken er risikoen for lattergasemission især knyttet til miljøer uden eller med meget lidt ilt. Gyllens indhold af organisk stof, specielt den let omsættelige fraktion, stimulerer iltforbruget og dermed lattergasdannelsen i jorden efter gylletilførsel. Ved at fjerne let omsætteligt, organisk stof vil biogasbehandling reducere potentialet for lattergasemission fra udbragt gylle (Petersen, 1999).

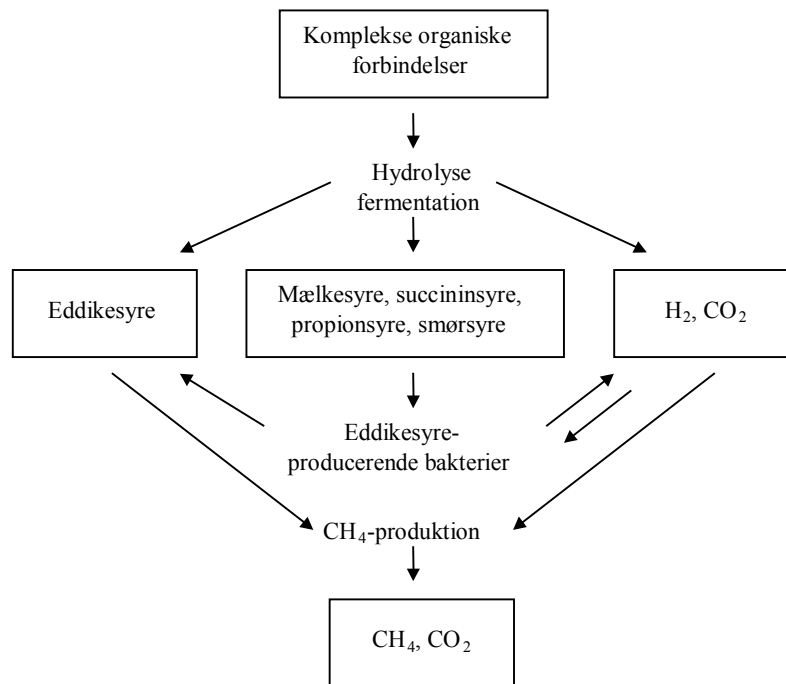
Omsætning af organisk stof i ét trin, herunder emission af drivhusgasser, påvirker potentialet for omsætning og emission i senere led. For at sikre størst mulig effekt ved bioforgasning er det derfor nødvendigt at udvikle et koncept, hvor biogasbehandling (eller afgangning) af husdyrgødning indgår optimalt i håndteringen af husdyrgødning. Hele håndteringskæden fra stald til mark er derfor koblet i beregningerne af mulighederne for at reducere drivhusgasemissionen fra gylle. I de gennemførte modelberegninger, følges en enhed organisk stof (VS), og den tilhørende mængde kvælstof i hhv. gylle og organisk affald. Beregningerne følger det organiske stof, og kvælstoffet fra dette udskilles af dyret og indtil 6-8 uger efter udbringning af gødningen i marken. Beregningerne for en såkaldt gødningsenhed (mængde af gødning svarende til 100 kg kvælstof) er derpå opskaleret til en samlet opgørelse af drivhusgasemissionerne på landsplan med og uden biogasbehandling.

## Processer

I dette afsnit beskrives kort de processer og mekanismer, som påvirker risikoen for metan- og lattergasemission. Der fokuseres på de variable, som har størst betydning for emissionens størrelse, og som derfor ligger til grund for den model, vi har anvendt til at beregne drivhusgasemissionen fra gylle og organisk affald. I beregningerne indgår ikke den fraktion af fast organisk affald, der produceres ved sortering af husholdningsaffald.

### Metandannelse

Første fase i produktionen af metan ( $\text{CH}_4$ ) er hydrolysen af uopløselige biopolymerer (fedt, protein, cellulose, lignin) under iltfrie forhold (se figur 1). Biopolymererne nedbrydes til opløselige kulhydrater, langkædede fedtsyrer, aminosyrer og glycerol (Barlaz et al. 1990) med en hastighed, som både afhænger af den enkelte forbindelse og det fysisk-kemiske miljø (temperatur, pH mv.).



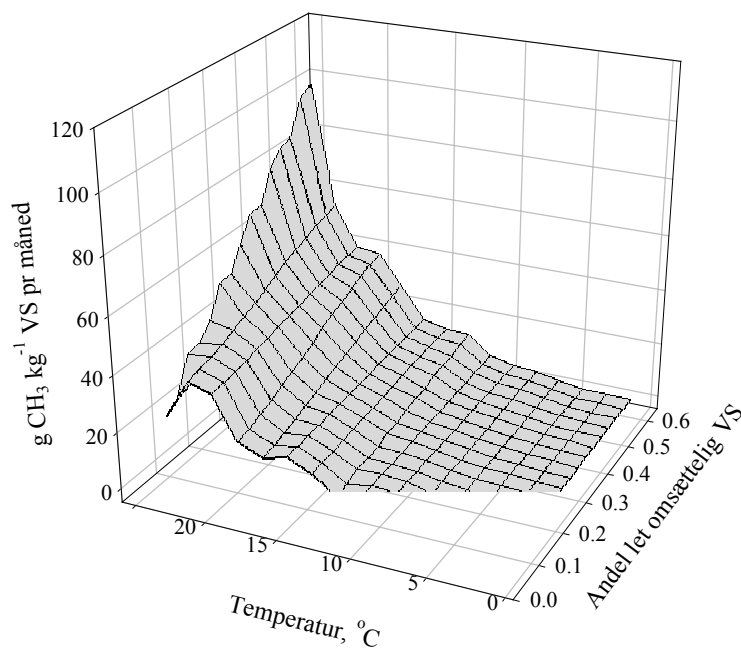
**Figur 1. Iltfri nedbrydning via forgæring/metandannelse** (efter Vavilin et al. 1998)

Ved anaerob omsætning af materialer, som har et højt indhold af cellulose og lignin, er hydrolysen det hastighedsbegrænsende led for metanproduktionen (Tong et al. 1990). De opløste nedbrydningsprodukter fra hydrolysen optages dernæst af forgærende bakterier og omsættes til flygtige fede syrer (VFA), alkoholer, brint og  $\text{CO}_2$  (Patni og Jui, 1985). Metan dannes ud fra forgæringsprodukterne af en lille gruppe stærkt specialiserede bakterier, der kun kan fungere under anaerobe (strengt iltfrie) forhold. Sådanne forhold karakteriserer gylle i gyllekanaler og i gyllelagre. De hydrolytiske og forgærende bakterier har tilsammen et komplekst stofskifte, der gør metandannelsen afhængig af især partialtrykket for brint (McInerney et al. 1981). En stabil

og afbalanceret proces, som bl.a. kan opretholde et lavt partialtryk for brint, er derfor en forudsætning for en effektiv metanproduktion.

Metanproduktionen vokser eksponentielt med stigende temperatur ved temperaturer under 30°C (Cullimore et al. 1985). Temperaturen i gyllekanaler og i gyllelagre vil normalt være under 20°C, hvilket er lavt i forhold til temperaturen i dyrenes tarmsystem. Der er derfor en latenstid, før bakterierne har tilpasset sig temperaturen i gyllen (Zeeman et al. 1988).

Som nævnt, produceres metan af bakterier under iltfrie forhold. I gylle fra kvæg vil der i reglen være et betydeligt indhold af metanproducerende bakterier, og metanproduktionen i frisk gylle starter derfor kort tid efter sammenblandingen af fæces og urin. I frisk svinegylle er der kun få metanproducerende bakterier, så der kan gå dage eller uger, før der produceres metan af betydning i frisk svinegylle afhængig af, hvor effektivt gyllekanalen tømmes (Henrik Møller, ikke publiceret).



**Figur 2. Månedlig emission af metan fra gyllebeholdere pr. kg organisk tørstof (VS) som funktion af andel let omsættelig VS og temperatur**

Dyrkningsjorden er normalt velforsynet med ilt, så betingelserne for metanproduktion efter udbringning af gylle er ringe. Tidligere undersøgelser har indikeret, at en eventuel metanafgivelse fra kvæggylle primært skyldes frigivelse af opløst metan (Sommer et al. 1996, Chadwick og Pain, 1997; Sherlock et al. 2001). Generelt vil man dog kun forvente metanemission af betydning fra husdyrgødning under opbevaringen i stald eller gødningslager.



Potentialet for metanemission fra husdyrgødning afhænger af mængden og kvaliteten af det organisk materiale, som også betegnes VS (volatile solids). I beregningerne, som præsenteres i denne rapport, er VS opdelt i en let omsættelig fraktion ( $VS_L$ ) og en tungt omsættelig fraktion ( $VS_T$ ). Det antages, at metanemissionen er ligefrem proportional med  $VS_L$ . Som nævnt, stiger metanemissionen også med stigende temperatur. I gylle, med en aktiv population af metanogene (metanproducerende) bakterier, kan metanudledningens afhængighed af let omsætteligt  $VS_L$  og temperaturen beskrives, som vist i figur 2 (se også Appendiks 1).

### Lattergasdannelse

Lattergas ( $N_2O$ ) kan dannes ved to bakterielle processer, nitrifikation og denitrifikation, og lattergas er her hhv. et biprodukt og et frit mellemprodukt af kvælstofomsætningen.

Nitrifikation er en iltkrævende proces, som udføres af to specialiserede bakteriegrupper, der benytter iltningen af ammonium, hhv. nitrit som energikilde. Ubalance mellem de to processer kan føre til ophobning af nitrit, som er en kraftig cellegift. Produktionen af lattergas er muligvis en mekanisme til at slippe af med ophobet nitrit. Lav iltkoncentration og lavt pH er to faktorer, som fremmer produktionen af lattergas via nitrifikation (Firestone and Davidson, 1989).

Lattergas er et frit mellemprodukt i denitrifikationen, en proces som er begrænset til iltfattige/iltfri miljøer. Let omsætteligt, organisk stof stimulerer denitrificerende bakteriers, men også mange andre aerobe og anaerobe mikroorganismers aktivitet. Et højt indhold af let omsætteligt, organisk stof fremmer således iltforbruget og dermed udbredelsen af områder med iltfattige forhold. Risikoen for denitrifikation vokser derfor ikke lineært med puljen af omsætteligt kulstof, men snarere eksponentielt. Overskud af nitrat fremmer dannelse af lattergas frem for frit kvælstof (Blackmer and Bremner, 1978). Ved lavt pH resulterer denitrifikationen ligesom nitrifikationen i en større produktion af lattergas (Firestone and Davidson, 1989).

Gyllekanaler er stort set iltfrie, og da nitrifikationen kræver ilt, vil der ikke blive dannet nitrat, hvilket er en forudsætning for, at denitrifikation<sup>1</sup> kan finde sted, så gyllekanaler er ikke en kilde til lattergas i atmosfæren. Derimod kan nitrifikation og denitrifikation finde sted på tilsølede spalter og staldgulve, hvor kontaktfladen mellem luft og gylle er betydelig, og tilsølede flader kan således være en kilde til lattergas. Vi er kun bekendt med en enkelt undersøgelse af lattergasemission fra tilsølede staldgulve (Thelosen et al., 1993), og det er derfor ikke i øjeblikket muligt at vurdere, om tilsølede gulvarealer er en betydelig kilde til lattergas.

I gyllelagre vil der i perioder være et tørt flydelag med en mosaik af iltede og iltfattige områder, hvor hhv. nitrifikation og denitrifikation kan forekomme (Hüther et al., 1997; Sommer et al., 2000). Sommer et al. (2000) fandt, at emissionen af lattergas var større (ca. 25%) fra afgasset gylle end fra ubehandlet gylle, måske som følge af et højere ammoniumindhold, men

---

<sup>1</sup> Produkterne af nitrifikation, nitrit og nitrat anvendes af denitrificerende bakterier som åndingsmiddel ved fravær af ilt.

der er behov for et bedre datagrundlag, førend effekten af afgasning kan kvantificeres. Det vurderes, at lattergasemission fra gyllelagre ikke er væsentlig, sammenlignet med de øvrige kilder til drivhusgasser, og den nye model ser derfor bort fra denne kilde (Appendiks 2).

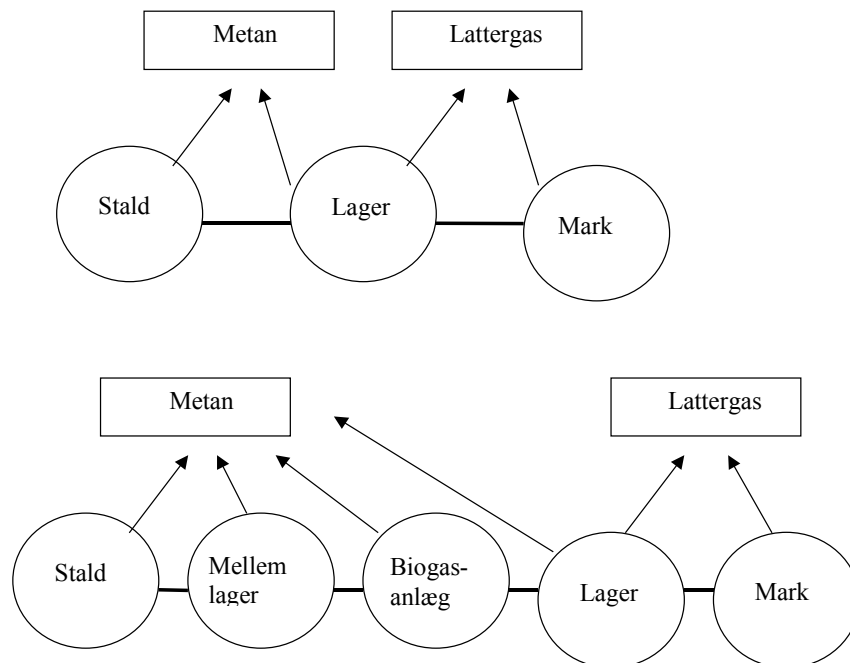
Efter udbringning af gylle omsættes ammonium i jorden via nitrifikation og, i varierende omfang, denitrifikation. Organisk bundet kvælstof kan indgå i nitrifikation og denitrifikation efter mineralisering til ammonium. Reguleringen af de to processer er særdeles kompleks og afhænger både af gyllens egenskaber (VS, let omsættelig andel af VS, ammonium), udbringningsmetode (f.eks. nedfældning, slangeudlægning) og jordens karakteristika (vandindhold, temperatur, tekstur, iltforhold). Gyllens væskefraktion vil efter udbringningen i større eller mindre omfang trænge ud i jorden. Fordelingen afhænger både af gyllens kvalitet (indhold og sammensætning af organiske partikler) og af jordens fugtighed. Denne omfordeling har stor betydning for, hvor stort potentialet for lattergasemission er. En mere detaljeret gennemgang af disse forhold, herunder den nye models forudsætninger, er beskrevet i Appendiks 2.

## Konceptuel beskrivelse af gyllehåndtering uden hhv. med biogasbehandling

Kulstof i foder og evt. strøelse stammer fra planternes fotosyntese, som omdanner CO<sub>2</sub> og uorganiske næringsstoffer (kvælstof, fosfor, kalium m.m.) til energirige, organiske forbindelser (kulhydrater, fedtstoffer og proteiner m.m.). I husdyrproduktion omsættes en del af planternes kulstof til organiske forbindelser i husdyrgødning. I det omfang husdyrgødningen nedbrydes til CO<sub>2</sub>, hvilket sker under iltede forhold, vil omsætningen være drivhusgasneutral. Men under iltfrie forhold, som karakteriserer lagret gylle, vil en del af kulstoffet blive omdannet til metan og afgivet til atmosfæren. Denne emission af en kraftig drivhusgas (metans drivhusgaspotentiale er 21 gange større end CO<sub>2</sub>'s) kan imødegås ved at anvende gyllen til energiproduktion forud for lagring. Opsamlingen af metan i et biogasanlæg vil mindske metanemissionen fra lageret, og udnyttelse af metan til energifremstilling vil fortrænge CO<sub>2</sub> fra fossile brændsler.

Overskydende kvælstof i foderet udskilles i fæces og urin, der for størstedelens vedkommende opsamles som gylle og anvendes som gødning på dyrkningsjorden. Kvælstofomsætning via nitrifikation og denitrifikation vil medføre et vist udslip af lattergas.

Det følgende afsnit skitserer to konceptuelle modeller, der beskriver håndtering af gylle på et traditionelt husdyrbrug, hhv. på et husdyrbrug tilknyttet et fælles biogasanlæg (figur 3). Der fokuseres på processer og driftsmæssige forhold med betydning for emissionen af metan og lattergas.



**Figur 3. Systembeskrivelse af gødningshåndteringen på en traditionel bedrift (øverst) og en bedrift, hvor gyllen afgasses på et fælles biogasanlæg (nederst)**

## **Stald**

Gylle er en pumpbar blanding af fæces, urin, vand og strå, som falder gennem spaltegulvet og opsamles i gyllekanaler. Afhængig af staldens udformning og hyppigheden af tømning vil gyllen, der pumpes på lager, typisk have en alder fra 14 dage til en måned.

## **Lagring**

På en traditionel gård vil gyllen blive lagret på ejendommen. Gylle skal lagres i gyllebeholdere af beton med kapacitet til 9 måneders produktion af gylle. Beholderens dybde er typisk ca. 4 m og diameteren op til 30 m, afhængig af behov for lagerkapacitet. Der skal være overdækning på gyllebeholderen for at begrænse ammoniakfordampning fra den lagrede gylle. Hvis gården er tilknyttet et fælles biogasanlæg, vil den ubehandlede gylle blive opbevaret kortvarigt i gyllekanaler eller i en fortank, hvortil gyllen pumpes fra gyllekanalerne. Gyllen transporteres fra gårdens lager til et mellemlager på biogasanlægget, hvorfra gyllen pumpes til reaktoren. Mellemlagerets kapacitet vil typisk svare til den mængde gylle, der pumpes ind i reaktoren i løbet af 4-5 dage. Den afgassede og efterbehandlede gylle opbevares enten i lagertanke på biogasanlægget, i decentrale beholdere, tilhørende biogasanlægget, eller på gårdene, tilknyttet biogasanlægget.

## **Biogasbehandling**

Det antages, at gylle på et mesofilt anlæg vil blive afgasset i 20 dage, og på et termofilt anlæg i 15 dage. De fleste anlæg efter-afgasser gyllen i ca. 20 dage i lagertank med gasopsamling. På nogle anlæg varmeveksles den afgassede gylle, før den pumpes til dette lager, mens andre anlæg pumper gyllen til efterlageret ved procestemperatur. I efterlageret udvindes 10-20% af den samlede gasproduktion, og den afgassede gylles temperatur falder til niveauet for ubehandlet gylle, som er tæt på omgivelsernes temperatur.

## **Transport**

Et vigtigt element ved håndtering af gødning er transport. Før gylle transporteres fra et lager (gyllekanal eller -beholder), omrøres gyllen ofte for at sikre homogenitet og for at undgå, at lageret fyldes op med sedimenterede partikler fra gyllen. Såfremt gyllen køres til et centralt fælles-biogasanlæg, afhentes gyllen med jævne mellemrum på gården og køres til biogasanlæggets mellemlager. Fra biogasreaktoren pumpes gyllen til et efterlager og derpå enten til slutlager, tilhørende biogasanlægget, eller gyllen køres til gyllebeholdere hos landmændene. Fra lageret køres gyllen til marken og udspreddes med gyllespredere.

## **Mark**

Lagret gylle udbringes fortrinsvis i det tidlige forår, en mindre del (< 20%) dog i sommerperioden, hvor jordens vandindhold er lavere. Gylle spredes på marken ved bredspredning, med slæbeslanger eller med nedfælderaggregat. Gyllen skal indarbejdes ved udbringning på bar jord. Er marken bevokset, vil slæbeslangeudlæggeren placere gyllen på jorden under afgrødens blade, mens bredspredning vil fordele gyllen på afgrøden og jorden. Ved nedfældning placeres gyllen i en fure på 3 til 10 cm dybde.

## Forudsætninger for beregning af drivhusgasemission fra gylle og affald

Metan- og lattergasemission fra husdyrgødning afhænger af dennes sammensætning, opholdstid i stald og lager samt udbringningsteknik og -tidspunkt. Metandannelse under opbevaring af gylle i gyllekanaler og lagre afhænger specielt af temperaturen, som varierer med årstiden. Både temperatur og nedbør har stor betydning for emissionen af lattergas, der især dannes i marken.

Med den eksisterende teknologi, vil det hovedsageligt være flydende husdyrgødning og andre pumpbare materialer, der kan benyttes som energikilde i biogasanlæg. De gennemførte beregninger omfatter derfor alene potentialet for at reducere emissionen af drivhusgasser fra stald, lager og mark for den del af husdyrgødningen, der håndteres som gylle.

Den anvendte model til beregning af metan- og lattergasemissionen, er på flere punkter mere nuanceret end IPCC's metode. Tørstoffets sammensætning, temperaturens årstidsvariation og lagringstid indgår således som variable i modelberegningerne af metanemissionen. Lattergasudsendelsen opgøres i forhold til udbringningstidspunkt og -teknik samt omsætningen af tørstof i gyllen før udbringning. Muligheden for at vurdere en samlet effekt af biogasbehandling på metan- og lattergasemissionen indgår som et centralt element i beregningerne. I biogasanlæg tilsættes organisk affald for at forøge metanproduktionen; denne tilsætning behandles i analysen, som om der ikke er nogen vekselvirkning mellem de to typer af biomasse under afgangningen.

For at kunne beregne det samlede reduktionspotentiale for metan og lattergas ved afgangning af gylle, er det nødvendigt at opstille eksempler på håndtering af gylle og organisk affald med og uden afgangning af gylle. Vi har valgt at beskrive en referencesituation med afgangning af gylle, produceret af kvæg og svin, samt organisk affald ekskl. husholdningsaffald. Biogasbehandling af gylle og organisk affald antages at ske med eksisterende biogasteknologi, hhv. med en fremtidig og mere effektiv teknologi. Der er således beskrevet følgende situationer for håndtering af gylle og organisk affald:

- Reference
- Eksisterende teknologi (Biogas I)
- Optimeret teknologi (Biogas II)

I de følgende afsnit opsummeres de vigtigste modelparametre for de tre situationer. For en mere detaljeret gennemgang, henvises til Appendiks 1 og 2.

### Referencescenariet

Der er taget udgangspunkt i et referencesystem uden biogasbehandling af hverken kvæggylle, svinegylle eller affald; som nævnt, indgår fast husdyrgødning ikke. Det antages, at gylle i gyllekanaler har en temperatur på 15°C om vinteren og 20°C om sommeren; i skrivende stund

kan der ikke foretages en større præcisering. Opholdstiden i gyllekanaler antages at være 15 dage for svinegylle og 30 dage for kvæggylle.

I lagret gylle, antages temperaturen i store træk at variere med lufttemperaturen (Husted 1992, Kofoed et al. 1969), mens der ikke tages højde for temperaturvariation med dybden i lageret (Sommer 1990). Til beregning af opholdstiden af gyllen i lageret antages det, at svinegylle fyldes på lageret to gange og kvæggylle en gang om måneden, og gyllelageret tømmes i april. Der er foretaget en følsomhedsanalyse af effekten af delvis tømning i slutningen af august. Analysen viste, at efterårsudkørsel af 20% af den lagrede gylle ikke havde stor betydning for den samlede metanemission. Det antages endvidere, at der på lagret gylle er et naturligt flydelag eller et kunstigt flydelag af halm eller lecanødder, som hindrer ammoniakfordampning (Sommer, 1997). I referencesituationen antages det endeligt, at affaldet håndteres som husdyrgødning, dvs. at det oplagres indtil udbringning.

Kvælstofomsætning og lattergasemission fra udbragt gylle/affald knyttes i modellen til mængden af VS og let omsætteligt VS, ligesom der indgår antagelser om fordelingen af organisk bundet og uorganisk kvælstof på udbringningstidspunktet. Udbringningspraksis, og det tilknyttede ammoniaktab, er valgt i overensstemmelse med tidligere opgørelser (Andersen et al., 1999; Sommer, 1998). Det antages, (jf. Appendiks 2), at en del af det let omsættelige VS og ammonium tilbageholdes i et iltfattigt miljø i jorden, hvor kvælstofomsætningen resulterer i en højere lattergasemission end den del af kvælstofomsætningen, som foregår i den generelt velilte jord.

### **Biogasteknologi I**

Biogasteknologi I afspejler den teknologi og driftsledelse, som er praksis på et velfungerende biogasanlæg i år 2000. Gylle og affald efterafgasses, og temperaturen i gyllen, der overføres til det åbne slutlager, er den samme, som for ubehandlet gylle.

Husdyrgødning og affald håndteres som i referencesituationen, bortset fra, at der mellem gyllekanal og efterlager er indført et biogasanlæg, hvor 90% af det let omsættelige og 10% af det tungt omsættelige VS nedbrydes. Det antages, at 3% af den producerede metan mistes til omgivelserne som følge af utætheder og uforbrændt metan fra gasmotorer. Gylle/affald udbringes, som beskrevet under referencesituationen.

### **Biogasteknologi II**

Det antages, at biogasanlæggenes drift og teknologi er optimeret, så metanemission fra gyllen, forud for biogasbehandling, er elimineret, og udslip af metan i forbindelse med biogasproduktionen er minimeret. Metanemissioner fra gyllekanaler kan stort set elimineres gennem daglig tømning af kanalerne eller ved at reducere temperaturen i gyllekanalerne til  $< 10^{\circ}\text{C}$ . Det antages også, at der ikke sker mellemlagring før afgang. Metantabet fra utætheder og gasmotorer forventes at kunne halveres til 1,5%, af den producerede metan. Det er formentligt muligt at reducere tabet fra gasmotorer og utætheder til mindre end 1,5%. Husdyrgødning og affald håndteres og udbringes som i Biogasteknologi I.

## Potentialet for drivhusgasreduktion og -substitution

Som udgangspunkt for en beregning af potentialet for reduktion af drivhusgasemissioner, hhv. substitution af fossile brændsler, er det nødvendigt at opgøre emissionerne for referencesituationen og for situationerne med anvendelse af de to biogasteknologier. Dette afsnit beskriver emissionerne pr. kg VS, og rapporten belyser senere, hvordan disse størrelser er ekstrapoleret til landsplan.

Metanproduktionen fra 1 kg VS i gylle, hhv. affald er beregnet for referencesituationen med den model, som er beskrevet i Appendiks 1. Resultatet af beregningerne er dels metanemission fra stald og lager, dels information om den resterende mængde VS ved udbringning i april måned (tabel 1). Som skitseret i Appendiks 2, er lattergasemissionen fra udbragt kvæggylle, svinegylle og affald beregnet på basis af en kvælstoftilførsel på 100 kg  $N_{\text{total}}$  pr. hektar. Emissionen af lattergas, som med den anvendte model er ligefrem proportional med kvælstoftilførslen, men også reguleret af den aktuelle mængde og sammensætning af VS, er opgjort pr. kg VS, udskilt af dyret eller tilført biogasanlægget i affaldet.

I forbindelse med biogasbehandling af gylle og affald behandles de to energikilder i DJF's model som uafhængige fraktioner, og der ses således bort fra mulige vekselvirkninger mellem affald og gylle under afgangningen. Omsætningen af VS og emissionen af metan beregnes med andre ord additivt. Resultatet af beregningerne er dels en metanproduktion i reaktoren, en reduktion i VS, der føres til lager, og i konsekvens heraf, en mindre emission af metan fra lageret samt af lattergas efter udbringning.

Metan, produceret i biogasreaktoren, benyttes til produktion af energi. Når metangassen afbrændes, gendannes den  $\text{CO}_2$ , som plantematerialet i foderet optog fra atmosfæren, og afbrændingen er derfor  $\text{CO}_2$ -neutral. For at få den samlede effekt af biogasbehandling på drivhusgasudledningen, skal der indgå en beregning af, hvor meget fossilt energi der fortrænges ved at producere biogas. Dette erstatningsprincip kaldes  $\text{CO}_2$ -substitution.

For at kunne beregne den samlede betydning af biogasbehandling for drivhuseffekten, omregnes den varmende effekt af metan- og lattergasudledningerne til  $\text{CO}_2$ -enheder eller  $\text{CO}_2$ -ækvivalenter med følgende to ligninger:

$$\text{Metan: } \text{CO}_2\text{-ækv.} = 21 \times \text{CH}_4$$

$$\text{Lattergas: } \text{CO}_2\text{-ækv.} = 310 \times \text{N}_2\text{O}$$

### Metanemission fra stald og lager

Som beskrevet, vil omsætning af organisk stof i husdyrgødning resultere i metanemission under opbevaringen i stald og lager. Biogasbehandling reducerer mængden af organisk stof, der kan omsættes under lagringen og dermed potentialet for emission af metan til atmosfæren (tabel 1). Det fremgår af tabellen, at afgangning af svinegylle i et biogasanlæg reducerer tabet af

metan fra lagertanken fra 774 gram CO<sub>2</sub>-ækvivalenter til 190 gram CO<sub>2</sub>-ækvivalenter pr. kg VS, der udskilles fra et svin. Samtidig reduceres mængden af let omsætteligt VS, der tilføres marken, fra 0,49 kg til 0,03 kg, hvilket har betydning for lattergasemissionen.

**Tabel 1. Eksempel på den beregnede omsætning og metan/lattergasemission fra 1 kg organisk tørstof (VS). Eksemplet repræsenterer VS, udskilt fra svin hhv. med og uden afgang i biogasanlæg (Biogas I). Metan- og lattergasemissioner er omregnet til CO<sub>2</sub>-ækvivalenter**

	VS-input		Metan- og lattergasemissioner g CO <sub>2</sub> ækv./kg VS udskilt
	VS <sub>L</sub> (kg) §	VS <sub>T</sub> (kg) §	
<b>Uden afgang</b>			
Gyllekanal	0,65	0,35	374
Lagertank	0,60	0,35	774
Mark	0,49	0,35	212
<b>Med afgang (Biogas I)</b>			
Gyllekanal	0,65	0,35	374
Biogasanlæg	0,60	0,35	123
Lagertank	0,06	0,31	190
Mark	0,03	0,30	126

§ VS<sub>L</sub> = let omsættelig andel af VS; VS<sub>T</sub> = tungt omsættelig andel af VS

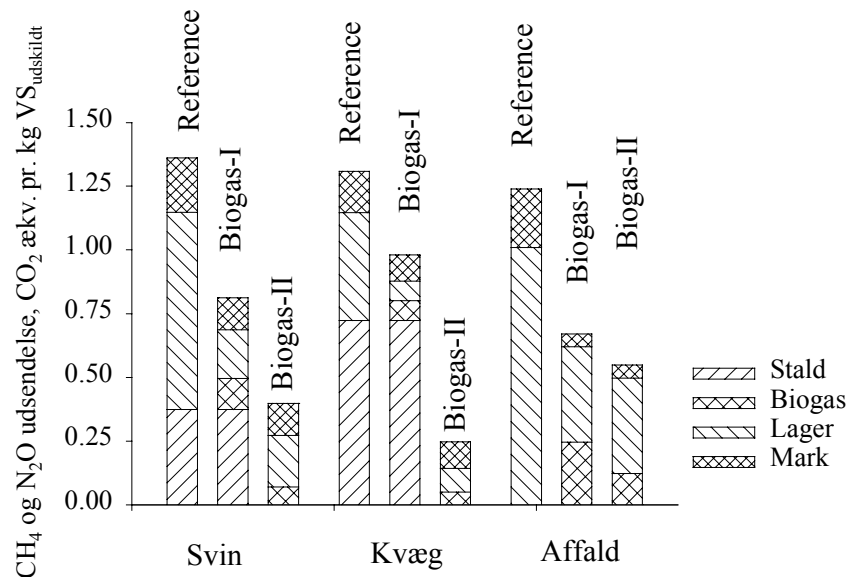
I figur 4 vises effekten af biogasbehandling på udledningen af metan og lattergas pr. kg VS. Udledningen er opgjort som CO<sub>2</sub>-ækvivalenter og er beregnet separat for kvæggylle, svinegylle og affald; endvidere er emissionerne fordelt på stald, lager, biogasanlæg og mark. Som nævnt, beregner DJF-modellen emissionerne som gennemsnit over året pr. kg VS i gylle, udskilt af kvæg og svin samt pr. kg VS i affald, der kan afgasses i biogasanlæg.

På traditionelle svinebrug udgør gyllelageret den største kilde til metan, mens stalden på kvægbrug skønnes at levere det største bidrag til metanemissionen. Denne forskel i emission er forårsaget af, at kvæggylle ifølge modellen opbevares i gyllekanalen i 30 dage, mens svinegylle overføres til lager efter 15 dage i gyllekanalen. Den højere temperatur i gyllekanaler, sammenlignet med lageret, indebærer, at en længere opholdstid i stalden kan få stor betydning for emissionen af metan. Med samme opholdstid ville emissionen af metan fra svinestalde være større end fra kvægstalde, fordi svinegylle har det største indhold af let omsætteligt VS. Modellens forudsætninger, med hensyn til håndteringen af kvæg- og svinegylle, har som konsekvens, at afgang af svinegylle i Biogas I giver en væsentlig reduktion i emissionen af CO<sub>2</sub>-ækvivalenter, mens det samme ikke gælder kvæggylle, fordi metan især her afgives til atmosfæren under opbevaringen i gyllekanaler, dvs. før afgang.

I Biogas II er metanproduktionen fra gyllekanaler reduceret væsentligt, hvilket enten kan ske ved at reducere gyllens opholdstid i stalden til én dag eller ved at afkøle gyllen. Dette tiltag reducerer emissionen af metan fra kvægstalde væsentligt, mens effekten på emissionen fra svinestalde er mere beskedent.



Affald, som anvendes i forbindelse med biogasbehandling, har et højt indhold af let omsætteligt VS, og det er nødvendigt at tage højde for emissionen af metan fra lagret, organisk affald, som her er skønnet at være på samme niveau, som emissionen fra lagret svinegylle. Afgasning i biogasanlæg kan halvere emissionen af metan, fra lagret affald. Der er ikke stor forskel på Biogas I og II, fordi vi ikke har ændret på forudsætningerne for håndtering før lagring.



**Figur 4. Metan- og lattergasemissionen omregnet til CO<sub>2</sub>-ækvivalenter fra henholdsvis stald, lager, biogasanlæg og mark. Beregningerne er foretaget for en referencesituation og ved produktion af metan med teknologierne Biogas I og II. Emissionen af drivhusgasser er beregnet for basisenheden, 1 kg VS udskilt**

Reference: Kvæggylen opbevares i 30 dage i gyllekanaler, svinegylen i 15 dage. Gyllelageret tømmes i april.

Biogas I: Gyllen afgasses i biogasanlæg efter hhv. 30 og 15 dages opbevaring i kvæg- og svinestalde. Gyllen er tilsat organisk affald (ekskl. husholdningsaffald). Emissioner fra biogasanlæg, i form af uforbrændt metan fra gasmotorer, er sat til 3% af metanproduktionen.

Biogas II: Gyllen lagres kun én dag i stalden, før den afgasses i biogasanlæg. Gyllen er tilsat organisk affald (ekskl. husholdningsaffald). Emissioner fra biogasanlæg, i form af uforbrændt metan fra gasmotorer, er sat til 1,5% af metanproduktionen.

### Emission af lattergas efter udbringning

Tabel 2 viser den direkte emission af lattergas fra gylle og affald ifølge DJF's model. Emissionerne er dels opgivet som procent af tilført kvælstof dels som CO<sub>2</sub>-ækvivalenter pr. kg VS.

**Tabel 2. Beregnet lattergasemission fra udbragt gylle og affald**

Materiale	Biogasbehandling	Lattergasemission	
		(% af tilført N)	(g CO <sub>2</sub> -ækv. pr. kg VS udskilt)
Kvæg	-	0,47	162
	+	0,31	103
Svin	-	0,47	212
	+	0,28	126
Affald	-	1,05	230
	+	0,24	51

Emissionerne fra gylle (0,28-0,47% af tilført N) er relativt lave, sammenlignet med det niveau, som IPCC's metode ville give. IPCC regner med et tab på gennemsnitligt 1,25% af tilført N for året som helhed, men dette niveau afspejler målinger, under meget varierende klimatiske og jordbrugsmæssige forhold. Den nye models emissionsfaktorer for de to processer nitrifikation og denitrifikation (se Lattergasdannelse s. 16) er derfor fastsat, så niveauet stemmer overens med de lavere emissioner fra ubehandlet og biogasbehandlet gylle, som er målt under danske forhold (Petersen, 1999). Dette lavere niveau indebærer, at den skønnede effekt af biogasbehandling er relativt konservativ.

### Substitution af fossilt brændsel

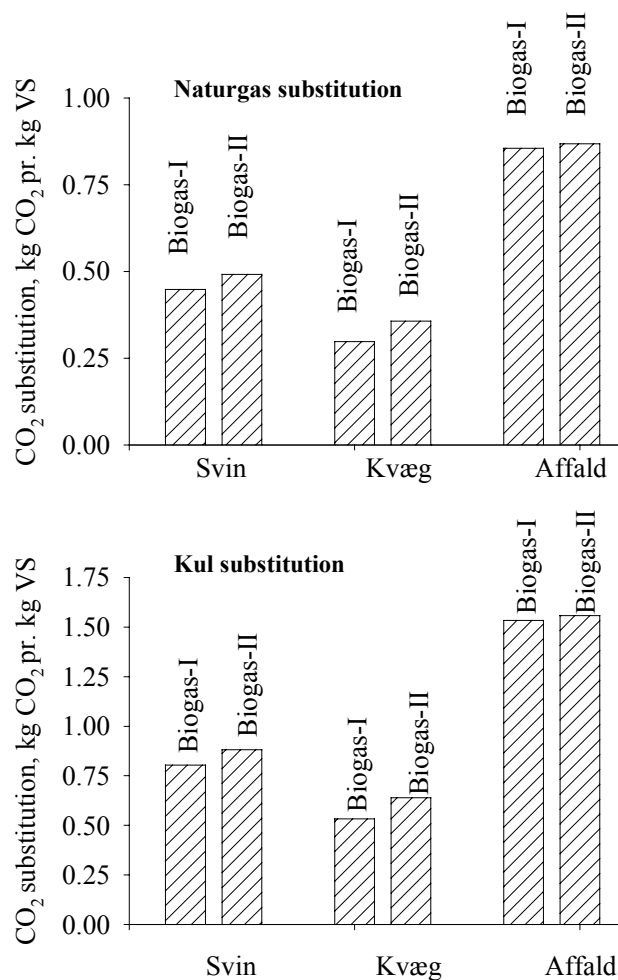
Den mængde metan, der produceres og opsamles på et biogasanlæg, anvendes oftest i gasmotor-generatoranlæg til produktion af el og varme. Den producerede energi erstatter (substituerer) fossile brændsler. Begrænsningen af CO<sub>2</sub>-emission, som følge af denne substitution, afhænger af, hvilken type fossil brændsel der substitueres (Møller & Baadstorp, 1998) samt hvor meget procesenergi og energi til gylletransport, der har været anvendt under omsætningen (tabel 3).

**Tabel 3. Energiudnyttelse pr. kg produceret metan. Der regnes med et energiindhold på 35,9 MJ m<sup>-3</sup> metan. Denne enhed omregnes til energiindholdet i 1 kg metan. Fra det potentielle energiindhold trækkes forbrug til proces og transport, hvilket giver bruttoenergiproduktionen. En del af den producerede energi går tabt, og man kan derpå beregne nettoenergiproduktionen**

Kilde	Forudsætning	MJ/kg CH <sub>4</sub>
Energiindhold	35,9 MJ/m <sup>3</sup> *1,4 m <sup>3</sup> /kg	50,26
Procesenergi	20% af energiindholdet	10,1
Transport	1% af energiindholdet	0,4
Nettoenergi (til substitution):		39,70

En MJ naturgas frigiver 57 g CO<sub>2</sub>, medens der for kul frigives 102 g CO<sub>2</sub> ved afbrænding af 1 MJ (Møller & Baadstorp, 1998). Af de fossile energikilder er kul den ressource, der afgiver mest CO<sub>2</sub> og vil principielt være den første energikilde, som man ville vælge af substituere. Imidlertid er det internationalt besluttet at benytte en konservativ vurdering af substitutionseff-

fekten, og derfor antages det, at naturgas erstattes af biogas (Audsley, 1997). Endvidere er det her antaget, at virkningsgraden af metan fra biogas er på samme niveau som for naturgas. Virkningsgraden er den del af energien, der nyttiggøres i form af el og varme. Ved substitution af kul med biogas vil CO<sub>2</sub>-effekten være ca. 79% større end ved substitution af naturgas (figur 5). Den mindste CO<sub>2</sub>-substitution opnås, når biogas erstatter naturgas til decentral varmereproduktion. Antages det, at biogas erstatter kul til energiforsyning, vil afgasning af gylle og affald have en større effekt på reduktionen i drivhusgasemission i Danmark.



**Figur 5. CO<sub>2</sub>-effekt ved substitution af naturgas (øverst) og kul (nederst) med biogas pr. kg organisk tørstof, udskilt/produceret fra henholdsvis kvæg, svin og affald ved de 2 biogasteknologier**

Substitutionen af fossilt brændsel, udtrykt i CO<sub>2</sub>-ækvivalenter, er størst fra VS i affald, da affald har et højt indhold af let omsætteligt VS, sammenlignet med gylle (figur 5). Svinegylle indeholder mere let omsætteligt VS end kvæggylle og giver derved en større energiproduktion ved afgasning, hvilket giver en større CO<sub>2</sub>-substitution ved afgasning af 1 kg VS i svinegylle end ved afgasning af kvæggylle. I Biogas II antages den dannede metan at blive udnyttet bedre end ved Biogas I, derfor er CO<sub>2</sub>-substitutionen lidt højere ved Biogas II end ved Biogas I.

## Reduktion i emissionen af drivhusgasser ved afgang af gylle og affald

I dette afsnit beregnes mulighederne for at reducere drivhusgasemissionen på landsplan. Til denne opgørelse anvendes tallene for emissioner pr. kg VS. En forudsætning for at kunne beregne reduktionen er dels at kende emissionen af drivhusgasser pr. kg VS i gylle eller affald, dels have et skøn eller oplysninger vedr. mængderne af gylle og affald, der behandles i biogasanlæg. Det foregående kapitel viste, hvordan reduktioner i metan- og lattergasemissioner kan beregnes for to forskellige biogasteknologier. Af Appendiks 1 fremgår det, at primært kvæg- og svinegylle anvendes til biogasproduktion, og derfor er det besluttet at beregne reduktionen i drivhusgasudledning som følge af biogasbehandling, for følgende scenarier:

- En situation, hvor vi har beregnet metan- og lattergasemissionerne ved niveauet for biogasbehandling af gylle og affald i år 2000
- En situation, hvor metan- og lattergasemissionerne er beregnet ved det niveau for biogasbehandling af gylle og affald, som forventes i Energistyrelsens fremskrivning til år 2012
- En situation, hvor al gylle og samme mængde affald som i 2012 bliver afgasset i biogasanlæg.

**Tabel 4. Mængder og energipotentialer i organisk tørstof (VS) fra svinegylle, kvæggylle og organisk affald**

	Energipotentialer		Produktion i 2000		Målsætning i 2012**		Potentialer	
	VS <sub>L</sub> %	CH <sub>4</sub> Nm <sup>3</sup> /kg VS	VS tons	Energi PJ	VS tons	Energi PJ	VS tons	Energi PJ
Kvæg*	65	0,29	28703	0,25	172222	1,5	845843	7,4
Svin*	48	0,21	25398	0,25	152391	1,5	692016	6,8
Affald <sup>§</sup>	80	0,59	42825	0,81	79228	1,5	79228	1,5

\* Poulsen & Kristensen (1997)

<sup>§</sup> Anslået på baggrund af Tafdrup & Gregersen (1999). Affaldsmængden er ekskl. husholdningsaffald og spildevandsslam

\*\* Fremskrivning til 2012 er baseret på oplysninger fra Tafdrup (2000). Det er forudsat, at 59 og 74% af gødningen fra hhv. svin og kvæg håndteres som gylle, der kan omsættes i biogasanlæg.

Mængden af gylle og affald, der kan afgasses i de tre scenarier, fremgår af tabel 4. I dag til sætter biogasanlæg primært let omsætteligt industriaffald med et tørstofindhold på 5-25% til gyllen. Derudover behandles i mindre udstrækning affaldsprodukter med et højt tørstofindhold, såsom husholdningsaffald, blegejord, afvandet spildevandsslam mm. I denne redegørelse er husholdningsaffald ikke indregnet, fordi affaldet alternativt ville blive afbrændt, hvilket betragtes som CO<sub>2</sub>-neutralt, sammenlignet med biogasbehandling. Afgasning af husholdningsaffald i biogasanlæg vil derfor alene give en indirekte CO<sub>2</sub>-effekt på grund af affaldets kvælstofindhold, der ved udbringning kan give en substitution af handelsgødning (Møller & Baadstorp, 1998).

Afgasning af gylle under aktuelle produktionsforhold i år 2000 (Biogas I) reducerer emissionen af CO<sub>2</sub>-ækvivalenter med ca. 0,1 mill. tons (figur 6). En optimering af biogasproduktio-

nen ved reduktion af metanemission fra stalde og en bedre udnyttelse af biogassen på biogasanlæggene (Biogas II) ville reducere påvirkningen af miljøet med 0,14 mill. tons CO<sub>2</sub>. Det fremgår af figur 6, at affaldskomponenten har relativt større betydning for effekten af biogasbehandling i scenariet for år 2012 end i scenariet, hvor al gylle og meget affald afgasses.

Husdyrgødning bidrager kun med ca. en femtedel af den samlede, danske udledning af drivhusgasser til atmosfæren, ifølge de nuværende, meget usikre emissionsopgørelser (tabel 5). Alligevel tyder beregningerne i denne rapport på, at produktion af grøn energi gennem biogasbehandling af gylle og affald kan bidrage væsentligt til en reduktion i de samlede emissioner.

Med den aktuelle biogasproduktion i 2000 reduceres den samlede emission med 0,1 mill. tons CO<sub>2</sub>-ækvivalenter, svarende til ca. 0,15% af den danske udledning af drivhusgasser. Det er ikke meget, men mængden af gylle, der afgasses, er også beskeden.

I 2012 forventes der afgasset syv gange så meget husdyrgødning og næsten dobbelt så meget affald som i 2000. Afhængig af anvendt teknologi, svarer reduktioner i udledningen af drivhusgasser i år 2012 til 400-600.000 tons CO<sub>2</sub>, og er større end det reduktionspotentiale, som blev beregnet af Fennhan (Klima 2012). I Klima 2012 forventedes det, at udbygningen af biogasanlæg ville bidrage med en reduktion, svarende til 300.000 tons CO<sub>2</sub>.

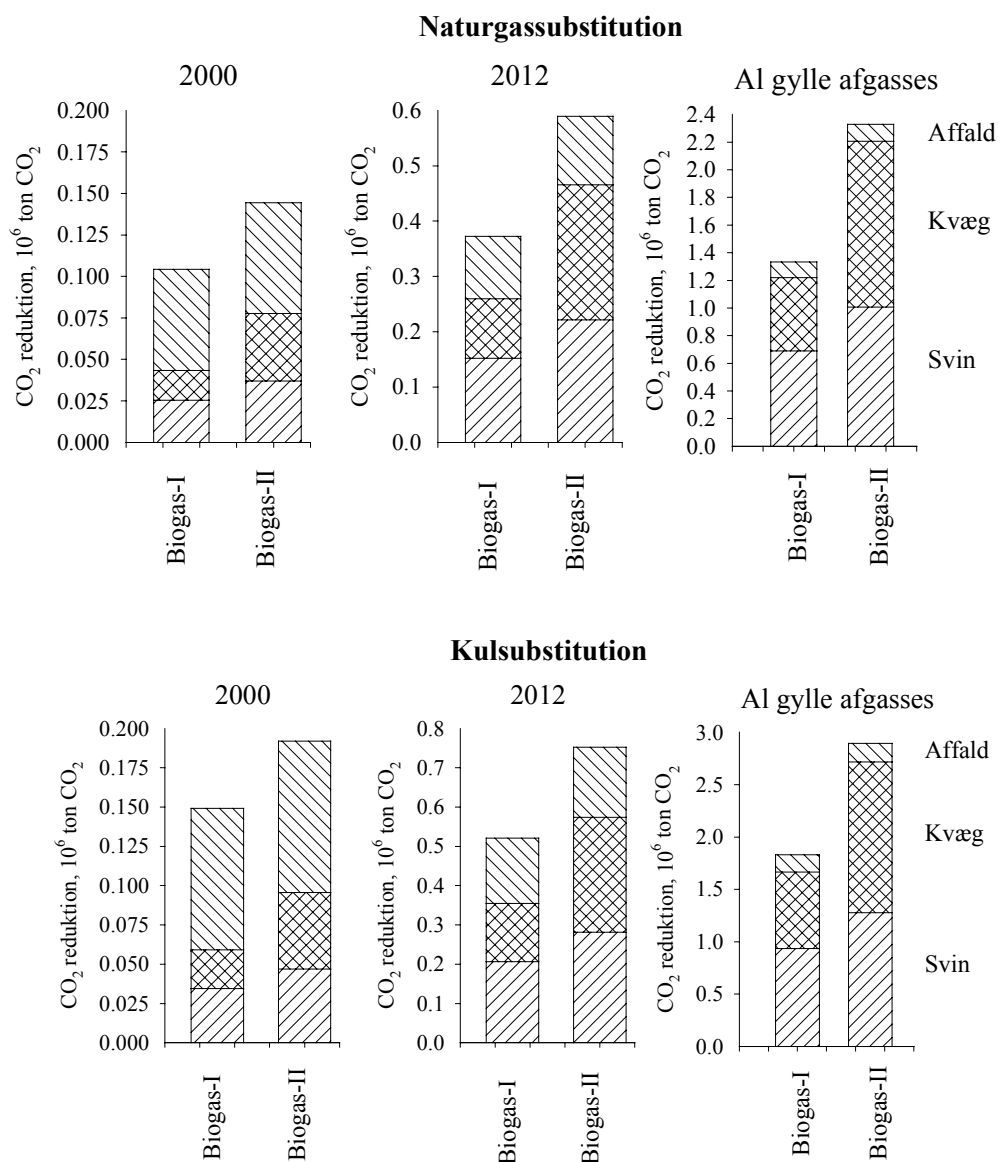
Hvis al kvæg- og svinegylle blev afgasset med den aktuelle biogasteknologi, kunne det medføre en reduktion i drivhusgasemissionen på 1,3 mill. tons CO<sub>2</sub>-ækvivalenter. Ved anvendelse af ny, forbedret biogasteknologi, er reduktionen beregnet til 2,3 mill. tons CO<sub>2</sub>-ækvivalenter. Beregningerne indikerer således, at der er potentiale for reduktion af den samlede, danske emission af drivhusgasser med ca. 3%.

**Tabel 5. Kilder til drivhusgasemission fra dansk landbrug (Olesen et al. 2001; Fenhann 1999)**

Kilde	Drivhusgas	1000 tons CO <sub>2</sub> -ækv. År <sup>-1</sup>	Procent af total
Husdyr	Metan	2.828	4
Gødningshåndtering stald og lager	Metan	770	1
Gødningshåndtering stald og lager	Lattergas	730	1
Udbragt gødning	Lattergas	1095	2
Øvrige kilder i landbruget	Lattergas	6.737	10
Landbruget i alt	Metan, lattergas	12.160	18
Danmark i alt	Metan, lattergas og energiforbrug	70.000	100

I beregningerne er det antaget, at biogas substituerer naturgas. Hvis biogassen i stedet substituerer kul, vil den samlede effekt på drivhusgasemissionen være 35, 37 og 47% større ved afgasning af henholdsvis svinegylle, kvæggylle og affald ved Biogasteknologi I (figur 6). For-

udsættes det, at biogassen erstatter kul, vil drivhusgasemissionen i Danmark blive reduceret med 2,9 mill. tons CO<sub>2</sub>-ækvivalenter, svarende til 4,1% af den samlede udsendelse af drivhusgasser. Valget af den energikilde, biogassen substituerer, vil således have stor betydning for den samlede effekt af afgasning på drivhusgasemissionen.



**Figur 6. Reduktion i emission af N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub> fra gylle i stald og lager samt fra udbragt gylle (beregnet som CO<sub>2</sub>-ækvivalenter). Inkluderet i beregningerne er substitution af henholdsvis naturgas (øverst) og kul (nederst). Reduktionen i udsendelse af CO<sub>2</sub>-ækvivalenter er beregnet ved Biogasteknologi I og II i år 2000 (venstre) i år 2012 ifølge Energestyrelsens fremskrivning (midt) og ved afgasning af al gylle, produceret i stalde med kvæg og svin (højre). Ved fremskrivningen er det forudsat, at fordelingen mellem gylle og andre former for husdyrgødning er som i dag. Fast gødning og dybstrøelse forventes ikke at blive afgasset i biogasanlæg. Affaldsmængden antages i fremskrivningen at være som i dag, men der afgasses ca. dobbelt så meget affald i "2012 scenariet" og i "al gylle scenariet" end i dag**

## Konklusion

Der er udviklet en model til beregning af metan- og lattergasemissioner fra husdyrgødning og affald. Modellen er benyttet til vurdering af mulighederne for at reducere drivhusgasudledningen gennem afgang af gylle og organisk affald i biogasanlæg. Reduktionen opnås dels gennem en mindsket emission af metan og lattergas fra stald, lager og mark, dels gennem energiproduktion på grundlag af den producerede metan, hvorved der sker en fortrængning af fossile brændsler. I beregningerne forudsættes det, at biogassen substituerer naturgas.

Det er beregnet, at biogasbehandling af svinegylle, eksklusiv effekt af substitution, kan reducere drivhusgasemissionen fra 1,4 kg CO<sub>2</sub>-ækv. pr. kg VS til hhv. 0,8 og 0,4 kg CO<sub>2</sub>-ækv. pr. kg VS ved anvendelse af anlæg med eksisterende teknologi eller nye, optimerede biogasanlæg. For kvæggylle kan biogasbehandling reducere emissionen fra 1,3 til hhv. 1,0 og 0,2 kg CO<sub>2</sub>-ækv. pr. kg VS, eksklusiv effekt af substitution. For affald vil drivhusgasemissionen blive reduceret med ca. 50% ved begge teknologier, ekskl. effekt af substitution.

Substitueringen af naturgas svarer til mellem 0,3 kg CO<sub>2</sub>-ækv. pr. kg VS til 0,8 kg CO<sub>2</sub>-ækv. pr. kg VS. Såfremt den producerede biogas erstattede energi fra kulfyrede anlæg, vil reduktionen af CO<sub>2</sub>-ækv. være ca. 79% større end ved naturgassubstitutionen.

Det er beregnet, hvor meget emissionen af drivhusgasser på landsplan reduceres for følgende tre scenarier: (i) den nuværende situation, hvor kun en mindre del af husdyrgødningen afgasses; (ii) situationen i år 2012 med Energistyrelsens forventning om biogasbehandling af syv gange mere husdyrgødning og næsten dobbelt så meget affald som i år 2000; og endelig (iii) en situation på langt sigt, hvor al husdyrgødning, der håndteres som gylle, afgasses, og hvor affaldsmængden er som i 2012.

Disse beregninger viser en årlig reduktion i udledningen af drivhusgasser, inklusiv effekt af substitution af naturgas, på 104.203 tons CO<sub>2</sub>, 403.841 tons CO<sub>2</sub> og 1.331.033 tons CO<sub>2</sub> i hhv. 2000, 2012 og på langt sigt med dagens biogasteknologi, samt den nuværende gyllemængde. Benyttes den højeffektive teknologi, vil den årlige reduktion i udledningen af drivhusgasser være 144.416 tons CO<sub>2</sub>, 589.364 tons CO<sub>2</sub> og 2.329.322 tons CO<sub>2</sub> i hhv. 2000, 2012 og på langt sigt.

Biogasbehandling af gylle og organisk affald reducerer i dag den samlede udledning af drivhusgasser i Danmark med blot 0,15%. Ifølge de beregninger, som er præsenteret i denne rapport, synes der imidlertid at være et reduktionspotentiale på op til ca. 3%.

Er valget at substituere kul med den producerede biogas, vil effekten af afgang af organisk affald og gylle være ca. 2.900.000 tons CO<sub>2</sub>-ækv., svarende til 4,1% af drivhusgasemissionen i Danmark.

## Referencer

- Andersen, J.M., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Kristensen, V.F. & Poulsen, H.D., 1999. Emission af ammoniak fra landbruget – status og kilder. Ammoniakfordampning – redegørelse, 1, Danmarks JordbrugsForskning, 71 pp.
- Angelidaki, I., Schmidt, J.E. & Ahring, B.K., 2000. The biogas process. I forelæsningsnotater Anaerobic Biotechnology. DTU, København.
- Audsley, E. 1997. Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture. Final Report of the Concerted Action AIR3-CT94-2028. European Commission DG VI Agriculture, Brussels.
- Barlaz, M.A., Ham, R.K. & Schaefer, D.M., 1990. Methane production from municipal refuse: A review of enhancement techniques and microbial dynamics. *Critical. Environ. Control*, 19, 557-584.
- Blackmer, A.M. & Bremner, J.M., 1978. Inhibitory effect of nitrate on reduction of nitrous oxide to molecular nitrogen by soil microorganisms. *Soil Biol. Biochem.*, 10, 187-191.
- Chadwick D. & Pain, B., 1997. Methane fluxes following slurry applications to grassland soils laboratory experiments. *Agric. Ecosys. Environ.*, 63, 51-60.
- Cullimore, D.R., Maule, A. & Mansuy, N., 1985. Ambient temperature methanogenesis from pig manure waste lagoons: Thermal gradients incubator studies. *Agric. Wastes*, 12, 147-157.
- EEA, 1999. Overview of National Programmes to Reduce Greenhouse Gas Emissions. Final version, April 1999. European Environmental Agency.
- Fenhann, J., 1999. Projections of emissions of greenhouse gases, ozone precursors and sulphur dioxide from Danish sources until 2012. *Energistyrelsen, Miljø- og Energiministeriet*, 61 pp.
- Firestone, M.K. & Davidson, E.A., 1989. Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil, 7-21. In: M.O. Andreae and D.S. Schimel (ed.) Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. J. Wiley & Sons Ltd.
- Husted, S., 1992. Metanemission fra gylle under opbevaring. *Tidsskrift for Planteavl's Specialserie. Beretning, 2206-1992*, 47 pp.
- Husted, S., 1994. Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *Journal of Environmental Quality*, 23, 585-592.
- Hüther, L., Schuchardt, F. & Willke, T., 1997. Emissions of ammonia and greenhouse gases during storage and composting of animal manures, 327-333. In: J.A.M. Voermans and G.J. Monteny (ed.) Ammonia and odour emissions from animal production facilities. NVTL AB Rosmalen, The Netherlands.
- Ianotti, E.L., Porter, J.H., Fischer, J.R. & Sievers, D.M., 1979. Changes in swine manure during anaerobic digestion. *Dev. Ind. Microbiol.*, 20, 519-529.
- IPCC, 1997. Greenhouse Gas Inventories. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- Khan, R Z., Müller, C. & Sommer, S.G., 1997. Micrometeorological mass balance technique for measuring CH<sub>4</sub> emission from stored cattle slurry. *Fert. Res.*, 24, 442-444.



- Kofoed, A.D., Meincke, J. & Højmark, J.V., 1969. Opbevaring og virkning af flydende staldgødning. Statens Forsøgsvirksomhed i Plantekultur. Beregning, 836, 618-634.
- Lessard, R., Rochette, P., Gregorich, E.G., Pattey, E. & Desjardins, R.L., 1996. Nitrous oxide fluxes from manure-amended soil under maize. *J. Environ. Qual.*, 25, 1371-1377.
- McInerney, M.J., Bryant, M.P. & Pfennig, N., 1981. Anaerobic bacterium that degrades fatty acids in syntrophic association with methanogens. *Arch. Microbiol.*, 122, 129-135.
- Miljø og Energiministeriet, 2000. Klima 2012, status og perspektiver for dansk klimapolitik. Miljø og Energiministeriet.
- Møller, H.B. & Baadstorp, L., 1998. Indsamling og anvendelse af organisk dagrenovation i biogasanlæg. Miljøprojekt nr. 386, Miljøministeriet.
- Møller, H.B., 2000. Biogaspotentiale i husdyrgødning og emission af drivhusgasser fra kvæg- og svinegylle i gyllekanaler. Danmarks JordbrugsForskning. Upubliceret notat.
- Olesen, J.E., Petersen, S.O., Andersen, J.M., Jacobsen, B.H., Hvelplund, T., Jørgensen, U., Schou, J.S., Graversen, J., Dalgaard, T. & Fenhann, J., 2001. Kvantificering af tre tiltag til reduktion af landbrugets emission af drivhusgasser. DJF rapport (in press).
- Patni, N.K. & Jui, P.Y., 1985. Volatile fatty acids in stored dairy-cattle slurry. *Agric. Wastes*, 13, 159-178.
- Poulsen, H.D. & Kristensen, V.F., 1997. Normtal for husdyrgødning – en revaluering af danske normtal for husdyrgødningens indhold af kvælstof, fosfor og kalium. DJF beretning, 736, 165 pp.
- Petersen, S.O., 1999. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. *J. Environ. Qual.*, 28, 1610-1618.
- Petersen, S.O. & Henriksen, K., 1992. Bedre gødning når gyllen afgasses. *Dansk BioEnergi*, 3, 12-13.
- Petersen, S.O. & Andersen, M.N., 1996. Influence of soil water potential and slurry type on denitrification activity. *Soil Biol. Biochem.*, 28, 977-980.
- Petersen, S.O. & Sommer, S.G., 1999. Gylle fra biogasanlæg giver færre udslip af drivhusgasser. *Dansk BioEnergi*, 46, 5-7.
- Petersen, S.O., Nielsen, T.H., Frostegård, Å. & Olesen, T., 1996. Oxygen uptake, carbon metabolism, and denitrification associated with manure hot-spots. *Soil Biol. Biochem.*, 28, 341-349.
- Sexstone, A.J., Parkin, T.B. & Tiedje, J.M., 1985. Temporal response of soil denitrification rates to rainfall and irrigation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49, 99-103.
- Sherlock, R.R., Cameron, K.C., Freney, J.R., Khan, R.Z., Guertal, E.A, Wood, C.W. & Sommer, S.G., 2001. Greenhouse gas and ammonia emissions from land applied pig slurry in New Zealand. In prep.
- Sommer, S.G., 1997. Ammonia volatilization from farm tanks containing anaerobically digested animal slurry. *Atmos. Environ.*, 31, 863-868.
- Sommer, S.G., 1990. NH<sub>3</sub>-fordampning fra gyllebeholdere. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, København. Rapport, A7, 49 pp.
- Sommer S.G., 1998. Ammoniakfordampning i Danmark. *Vand og Jord*. 5, 210-214.

- Sommer S.G., Petersen, S.O. & Søgaard H.T., 2000. Emission of greenhouse gases from stored cattle slurry and slurry fermented at a biogas plant. *J. Environ. Qual.*, 29, 744-751.
- Sommer, S.G., Sherlock, R.R. & Khan, R.Z., 1996. Nitrous oxide and methane emissions from pig slurry amended soils. *Soil Biol. Biochemistry*. *Soil Biol. Biochem.*, 10/11, 1541-1544.
- Sommer S.G., Petersen, S.O. & Søgaard H.T., 2000. Emission of greenhouse gases from stored cattle slurry and slurry fermented at a biogas plant. *J. Environ. Qual.*, 29, 744-751.
- Steed J. & Hashimoto, G., 1994. Methane emissions from typical manure management systems. *Bioresource technology*, 50, 123-130.
- Symons, G.E. & Bushwell, A.M., 1933. *J. Am. Chem. Soc.*, 55, 2028.
- Tong, X., Smith, L.H. & McCarty, P.L., 1990. Methane fermentation of selected lignocellulosic materials. *Biomass*, 21, 239-255.
- Tafdrup, S. & Gregersen, K.H., 1999. Biogasfællesanlæg – produktion og økonomi. *Dansk BioEnergi – Særnummer, juni, 1999*.
- Tafdrup, S., 2000. Potentiale, aktuel produktion og måltal for biogas i Danmark. Udkast 22.08.01.
- Thelosen, J.G.M., Heitlager, B.P. & Voermans, J.A.M., 1993. Nitrogen balances of two deep litter systems for finishing pigs, 318-323. In: *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences* (Verstegen, M.W.A. et al. (eds.) EAAP Publication, 69, Pudoc Scientific Publishers, Den Haag, NL.
- Vavilin, V.A., Lokshina, L.Y., Rytov S.V., Kotsyurbenko O.R. & Nozhewnikova, A.N., 1998. Modelling low-temperature methane production from cattle manure by an acclimated microbial community. *Bioresource Technology*, 63, 159-171.
- Zeeman, G., Sutter, K., Vens, T., Koster, M. & Wellinger, A., 1988. Psychrophilic digestion of dairy cattle and pig manure: Start-up procedures of batch, fed-batch and CSTR-type digesters. *Biological Wastes*, 26, 15-31.
- Zeeman, G., 1994. Methane production/emission in storages for animal manure. *Fertilizer Research*, 37, 207-211.

## Appendiks 1

### Beregningsprincipper – metan

#### A1.1 Indledning

For at beregne effekten af biogasbehandling på metan- og lattergasemission fra gylle har det været nødvendigt at udvikle en DJF-model, som på en række punkter er mere nuanceret end IPCC's default-metode. I dette appendiks (1) gennemgås principperne for beregning af metanemission efter hhv. IPCC's og DJF's metode, mens beregningerne for lattergas behandles i Appendiks 2.

Afgasning reducerer gyllens indhold af organisk kulstof, der kan omdannes til metan under lagring. Metanudledning fra lagret gylle er afhængig af tiden gyllen lagres, temperaturen og af omsætteligt kulstof. IPCC's model inddrager ikke disse faktorer i beregningerne for metan udsendelse og kan derfor ikke benyttes til at vurdere mulighederne for at reducere udsendelsen ved at afgasse gyllen.

Med DJF-modellen til beregning af metanemission er det muligt at estimere effekten af gyllens temperatur og af ændringer i opholdstid i henholdsvis gyllekanaler og -beholdere. Det er også muligt at estimere, hvor meget afgasning af gyllen, og den deraf følgende reduktion i let omsætteligt kulstof, reducerer metanemission fra lagret gylle.

Det er ikke muligt at give et bedre bud end IPCC's på den samlede emission af metan, fra ubehandlet gylle. Beregninger af metanemission i 1999 med DJF-modellen giver derfor den samme emission som IPCC's formel til beregning af emission, fra ubehandlet gylle. Modifikationerne i DJF-modellen omfatter en disaggregering med hensyn til opholdstid i stald og lager og med hensyn til lagringstemperaturens årstidsvariation. Endvidere er beregningerne baseret på en kædebetragtning, således at omsætning og tab i et led influerer på omsætning og tab i senere led. Endelig er modellen, som nævnt, justeret, så den med samme forudsætninger også resulterer i samme niveau for metanemission som IPCC's model.

I det følgende vises, hvorledes IPCC's model beregner metanemissionen fra gylle i stalden og fra gylle, lagret i beholdere. DJF modellen præsenteres efterfølgende, idet der regnes på mængden af metan, der produceres af 1 kg VS i gyllen. Denne enhed er praktisk, da man kender produktionen af VS i frisk svine- og kvæggylle. Et VS er også en velegnet enhed til beregning af emission og af reduktion i indholdet af organisk tørstof i organisk affald. Derfor kan denne enhed benyttes til at beregne den samlede udsendelse af metan, fra lagret gylle og affald. Modellen kan beregne, hvor meget biogasproduktion reducerer VS-indholdet i gyllen, og derved kan man beregne reduktionen i VS ved at afgasse gylle og affald.

Det er også afgørende for beregninger af lattergasudsendelse, at reduktionen i VS kan beregnes, idet metan, udsendt fra lagret gylle, reducerer VS. Ved afgasning af gylle reduceres VS,

som nævnt, endnu mere. Modellen for lagring og afgang af gylle beregner således, hvor meget VS der er i gyllen, som bliver udbragt i marken.

### A1.2 Metanemission ifølge IPCC's model

Følgende ligning er standard for IPCC's beregning af den årlige metanemission fra gødnings-håndtering i en given region (IPCC Reference Manual, 1997; p. 4.26):

$EF_i = VS_i \times B_{0i} \times 0,67 \times MCF_i \times 365$	A1
---	----

hvor indeks  $i$  står for husdyrkategori,  $EF_i$  (kg CH<sub>4</sub>) er emission af metan,  $VS_i$  er organisk tørstof (kg),  $B_{0i}$  er maksimalt metanproduktionspotentiale fra husdyrgødningen (m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> VS dag<sup>-1</sup>) og  $MCF_i$  er en metankonverteringsfaktor, der afhænger af gødningens karakteristika, håndteringsmetode samt typiske værdier for lagrings tid og -temperatur. Tabel A1 viser  $MCF$ -værdier for gyllehåndtering i kolde klimaer, den kategori hvortil Danmark hører, og der skelnes, som angivet, mellem emissioner fra stald og lager. Faktoren 0,67 skyldes, at metanemissionen omregnes fra Nm<sup>3</sup> til kg. Der regnes om til udsendelsen på årsbasis ved at gange med 365 (dage).

**Tabel A1. IPCC-standardvariable til beregning af metanemissionen fra gylle i kolde klimaer**

	MCF værdier			B <sub>0</sub>
	Gyllekanal	Lager	Total	Maksimalt CH <sub>4</sub> -produktionspotentiale Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> pr. kg VS (g kg VS)
Svin	0,05	0,10	0,15	0,45 (293)
Malkekvæg	0,10	0,10	0,15	0,24 (150)

### A1.3 Metanemission ifølge DJF's model

Produktionen af metan afhænger af, at der er omsætteligt, organisk stof i gyllen samt af gyllens temperatur. Andre forudsætninger for, at processen kan forløbe er, at gyllen er iltfri, at der er metanproducerende bakterier i gyllen, og at gyllen ikke indeholder forbindelser, der hæmmer de involverede processer.

Lagret gylle vil være iltfri, medmindre gyllen omrøres. Endvidere vil kvæggylle normalt indeholde metanproducerende bakterier; mens frisk svinegylle skal koloniseres af bakterierne, før metandannelse vil finde sted. Der kan derfor være en periode uden metanproduktion fra frisk svinegylle. Gyllens indhold af let omsætteligt, organisk tørstof kan derimod variere betragteligt, både kvalitativt og kvantitativt. I den anvendte model, er gyllens organisk stof opdelt i en let omsættelig og en tungt omsættelig fraktion, og den afledte metanproduktion beregnes separat for de to fraktioner. Temperaturen er en anden vigtig input-parameter i modellen, og opholdstiden i hhv. gyllekanal, fortank og gyllebeholder en tredje.

Ved hjælp af disse tre parametre (omsættelighed af organisk tørstof, tiden og temperaturen) beregnes metanemissionen på basis af 1 kg organisk tørstof, udskilt af enten svin eller kvæg samt med og uden afgang af gyllen. I gyllekanalen emitteres metan fra de to definerede, organiske fraktioner, tungt omsætteligt, organisk tørstof ( $VS_T$ ) og let omsætteligt, organisk tørstof ( $VS_L$ ). Indholdet af kulstof er derfor reduceret i gyllen, der pumpes fra stalden til gyllebeholderen. På et traditionelt husdyrbrug overføres gyllen en eller to gange om måneden til gyllebeholderen for henholdsvis kvæg- og svinegylle. I gyllebeholderen emitteres mere metan fra de to fraktioner, og indholdet af organisk tørstof reduceres yderligere. Da let omsætteligt, organisk stof omsættes betydeligt hurtigere end tungt omsætteligt, vil denne fraktion blive reduceret mest. Der vil være stor forskel på gyllens alder ved tømning af gyllebeholderen, idet en del af gyllen er blevet lagret et år i gyllebeholderen og en del kun en måned.

Mængden af metan, der produceres fra omsættelig kulstof, afhænger af de organiske forbindelser, der findes i VS-fraktionen (kulhydrat, fedt og protein). Denne viden kan (Boks 1) benyttes til beregning af den potentielle (maksimale) metanproduktion, hvis man kender indholdet af organiske forbindelser pr. kg VS.

#### **A1.3.1 Gyllens organiske tørstof**

Gyllen indeholder, som nævnt, en let og en tungt omsættelig fraktion ( $VS_L$  og  $VS_T$ ). Den let omsættelige fraktion af gyllens organiske tørstof består primært af fedt, protein og den del af kulhydrat, der ikke er bundet til lignin. Den tungt omsættelige fraktion af det organiske tørstof ( $VS_T$ ) består primært af kulhydrat i form af lignocellulose.

Det kan beregnes støkiometrisk, hvor meget metan der kan produceres af fedt, protein og kulhydraterne. Da gyllens indhold heraf også er kendt, kan man derfor beregne den maksimale produktion af metan fra VS. En del af kulhydraterne findes, som nævnt, i form af tungt omsætteligt lignocellulose, dvs. resultatet af denne beregning vil kun opfyldes ved en fuldstændig udrådning af gyllen, der i praksis vil strække sig over mange år. I Boks 1 er angivet en model til beregning af den maksimale metanproduktion fra organiske forbindelser (ligning A2). Resultatet af beregningerne er vist i tabel A4, hvoraf man dels kan aflæse metanproduktionen som normal kubikmeter ( $Nm^3$ ) pr. kg. VS, og dels reduktionen af VS pr. produceret metan (g VS pr. g metan).

I tabel A5 ses svine- og kvæggylles indhold af fedt, protein og kulhydrat i procent af VS. Som nævnt, består  $VS_L$  af en kombination af disse tre forbindelser og  $VS_T$  af kulhydrater i form af lignocellulose. Indholdet af fedt, protein og kulhydrater benyttet til beregning af den maksimale metanproduktion fra VS ( $=VS_L+VS_T$ ) ved en fuldstændig omsætning af alt organisk materiale (potentielt metanudbytte) ved anvendelse af ligning A2.

For at estimere mængden af VS i gyllen ved man fra afgang i biogasanlæg, at der produceres henholdsvis  $0,29 Nm^3$  og  $0,21 Nm^3$  metan fra henholdsvis svine og kvæggylle (Møller 2000). Da der afgasses over kort tid, antages det, at den dannede metan stammer fra  $VS_L$ -frak-

tionen. Endvidere har man erfaret, at 90% af  $VS_L$  omdannes til biogas ved afgang i et biogasanlæg (Angelidaki et al. 2000). Med den information kan man ved ligning A3 (Boks 1), ud fra den beregnede maksimale metanproduktion og den målte produktion af biogas på et biogasanlæg, beregne indholdet af  $VS_L$  i gyllen (tabel A5). Resultatet af beregningerne er, at 65% af VS i svinegylle er let omsætteligt ( $=VS_L$ ), mens 48% af VS i kvæggylle er let omsætteligt.

Beregninger af metanemissionen fra gylle er baseret på repræsentative værdier for sammensætning af 1 kg organisk tørstof fra henholdsvis kvæg, svin og affald. I tabel A2 angives, at henholdsvis 48% og 65% af det organiske tørstof, i henholdsvis kvæg- og svinegylle, består af  $VS_L$ . Med hensyn til affald opererer modellen udelukkende med en type, hvor 80% af VS er let omsætteligt med en sammensætning, som anført i tabel A2. Indholdet af fedt, protein og kulhydrater er også angivet for gylle.

Det vides, at al fedt og protein tilhører  $VS_L$ , og det kan derfor beregnes, hvor meget kulhydrat der tilhører  $VS_L$  ( $VS_{L,kulhydrat} = VS_L - (VS_{L, fedt} + VS_{L, protein})$ ). Ved brug af ligning A2 og tabel A4 kan det derpå beregnes, hvor meget let omsætteligt VS der nedbrydes ved produktionen af metan (tabel A2).

**Tabel A2. Forudsætninger for beregninger af forbrug af  $VS_L$  ved produktion af metan**

Biomasse		Omsat $VS_L$	$VS_L$ pct. af VS	Fedt/protein/kulhydrat			
				Fedt	Protein	Let omsætteligt kulhydrat	Tungt omsætteligt kulhydrat
	kg $CH_4$ /kg $VS_L^*$	Nm <sup>3</sup> $CH_4$ /kg $VS^{**}$	%	%			
Kvæggylle	0,34	0,22	48	9	18	21	52
Svinegylle	0,36	0,32	65	10	30	25	35
Affald	0,52	0,58	80	50	25	5	20

\* Beregnet som funktion af VS-sammensætning i det organiske materiale og Bushwells formel (A2, Boks 1)

\*\* Beregnet under antagelse af, at voluminet af metan er 22,4 l pr. mol ved 0°C (1 mol = 16 g) og  $VS_L$ -andelen af VS er, som vist i tabellen.

### A1.3.2 Metanemission fra stalde

Gylle opbevares ofte i flere uger i gyllekanaler, hvor temperaturen er 15-20°C. I denne periode omsættes en del  $VS_L$  til metan, der udsendes til omgivelserne. I DJF-modellen er metanemissionen fra gylle baseret på IPCC's model, som er omtalt i afsnit A1.2, idet det antages, at modellen gælder ved vinter-/sommertemperaturer af gyllen på henholdsvis 15 og 20°C (tabel A3). IPCC-modellen kræver kendskab til opholdstiden i gyllekanaler, en opholdstid, som her antages at være 15 dage for svinegylle og 30 dage for kvæggylle. For at kunne beregne effekten af at reducere metanemission ved afkøling af gylle, antages det, at der ikke produceres metan ved temperaturer mindre end 10°C (Zeeman, 1994; Steed & Hashimoto, 1994).

Der foreligger ingen målinger af metanemission fra lagret affald, som derfor er beregnet ved brug af parametrene for beregning af metan fra lagret svinegylle.

**Tabel A3. Forudsætninger mht. temperatur og opholdstid for referencesituationen**

<b>Biomasse</b>	<b>Temperatur i gyllekanal vinter/sommer °C</b>	<b>Lagringstid i gyllekanal Døgn</b>
Kvæggylle	15/20	30
Svinegylle	15/20	15
Affald	–	–

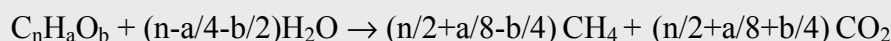
Herefter kan metanproduktionen af 1 kg VS, afsat i gyllekanaler, beregnes med IPCC's model (ligning A1). Det antages, at det udelukkende er  $VS_L$ , der omsættes i den korte tid, gyllen er lagret i gyllekanalen. Når metanproduktionen er kendt, beregnes omsætningen af  $VS_L$  i stalden med omsætningsfaktorerne i tabel A2. Den mængde  $VS_L$  og  $VS_T$ , der er til rest efter omsætning i gyllekanalen eller i biogasreaktoren, føres over i gyllelageret.

Ved laboratorieinkubationer af svinegylle ved 20°C fandt Husted (1994) en metanemission af størrelsesordenen 5 liter  $CH_4$ /kg VS pr. dag, medens metanemissionen fra kvæggylle var væsentligt lavere. Metandannelsen er meget temperaturafhængig og ved 15°C kun ca. halvt så stor som ved 20°C (Husted, 1994). Der er kun få undersøgelser af metanemissionen fra gyllekanaler. Under danske forhold er der målt emissioner på ca. 10 liter  $CH_4$ /kg VS ved 20°C og en gennemsnitlig opholdstid for gyllen på 7 dage (14 dages fyldningsperiode), svarende til en omsætning af VS på ca. 3% (Møller, 2000). I samme periode viste en massebalance imidlertid et tab af organisk stof på ca. 10%. Der er således et behov for at forbedre vidgrundlaget for beregning af metanemission og  $VS_L$ -reduktion i gylle, lagret i gyllekanaler.

## Boks 1

### Grundlag for beregning af potentiel metanproduktion

Mængden af metan, der kan produceres, hvis den anaerobe nedbrydning var fuldstændig, defineres som den potentielle metanproduktion. Det organiske tørstof kan deles op i 3 hovedkomponenter: Kulhydrat, protein og fedt. Det potentielle gasudbytte i de 3 hovedkomponenter kan udregnes fra Bushwells formel (Symons & Bushwell, 1933):



Udtrykt som  $Nm^3 CH_4/kg VS$  vil den potentielle metanproduktionen være:

$$\text{Metanproduktion} = \frac{(n/2 + a/8 - b/4) * 22.4}{12n + a + 16b} Nm^3 CH_4/kg VS \quad (A2)$$

**Tabel A4. Potentielt gasudbytte af organiske komponenter udregnet efter Bushwells formel samt den tilhørende reduktion af organisk stof (VS)**

	Kemisk sammensætning	CH <sub>4</sub> -udbytte (Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg VS)	VS reduktion (gram VS/gram CH <sub>4</sub> )
Kulhydrat	(C <sub>6</sub> H <sub>10</sub> O <sub>5</sub> ) <sub>n</sub>	0,415	3,39
Protein	C <sub>5</sub> H <sub>7</sub> NO <sub>2</sub>	0,496	2,83
Fedt	C <sub>57</sub> H <sub>104</sub> O <sub>6</sub>	1,014	1,37

I et biogasanlæg omsættes ca. 90% af VS<sub>L</sub>, og den let omsættelige andel af VS kan således defineres som:

$$\text{Let omsættelig andel af tørstof (VS}_L) = 100/90 \times \frac{\text{Praktisk metanudbytte}}{\text{Potentielt metanudbytte}} \quad (A3)$$

**Tabel A5. Indhold af organiske komponenter i fækalier fra svin og i kvæggylle. Det potentielle metanudbytte er udregnet efter Bushwells formel (Boks 1), og det praktiske metanudbytte er erfaringstal (Møller, 2000)**

Enhed	Slagtesvinegylle* (769 tests) Spredning i % (parentes)	Kvæggylle (3 tests) (Møller, 2000)
VS g/kg TS	837,0 (15)	902,4
Protein % af VS	29,2 (14.3)	17,8
Fedt % af VS	9,80 (18.3)	8,9
Kulhydrat % af VS	61,0 (32.9)	73,2
Potentielt metanudbytte** m <sup>3</sup> /kg VS fra Bushwells	0,49	0,48
Praktisk metanudbytte m <sup>3</sup> /kg VS (Møller, 2000)	0,29	0,21
Let omsættelig andel af VS***	65,1	48,1

\* Målingerne i studiet af Poulsen og Kristensen (1997) er på slagtesvinefækalier; men der indføres kun mindre fejl ved at antage, at slagtesvinegylle ~ slagtesvinefækalier

\*\* Beregnet med formel A2; det antages, at al organisk materiale omdannes ved en uendelig lang udrådningsproces

\*\*\* Beregnet med formel A3.



### A1.3.3 Metanemission fra lagre

Som nævnt, er det besluttet, at modellens estimat for metanemission fra gyllehåndtering i referencesituationen skal svare til den, der beregnes med IPCC's model for lagring af gylle (ligning A1). IPCC's model er ikke tilstrækkelig følsom for variation i gyllens indhold af VS<sub>L</sub> og heller ikke for effekter af variation i gyllens temperatur. Derfor har det været nødvendigt at udvikle en delmodel, der muliggør en omregning af IPCC's beregning af metanemissionen på årsplan til en sum af det daglige tab over året. Den samlede metanemission ved standardbetinger, beregnet ved DJF modellen, er således af samme størrelse, som beregnet med IPCC's model.

Metanafgivelsen fra gyllelagre varierer dramatisk mellem vinter og sommer (se figur 2 i rapportens hoveddel). En undersøgelse på Askov Forsøgsstation har vist, at de gennemsnitlige tab kan variere fra 0,5 til 25 g metan-kulstof m<sup>-3</sup> pr. dag (Sommer et al. 2000). Der er således en betydelig variation i metanemission som følge af forskelle i gyllens temperatur mellem sommer og vinter (Husted, 1994). Det er vist i en række undersøgelser, at variationen med hensyn til metanemission kan beskrives med den eksponentielle Arrhenius-ligning ved temperaturer under 30°C (Khan et al. 1997, Husted 1994):

$\ln F(T) = \ln A - E \times (1/RT)$	A4
--------------------------------------	----

hvor  $F(T)$  er metanemissionen (g CH<sub>4</sub>-C pr. m<sup>-3</sup>),  $A$  er en såkaldt Arrhenius-parameter (g CH<sub>4</sub>-C m<sup>-3</sup> dag<sup>-1</sup>),  $E$  er aktiveringsenergien,  $R$  er gaskonstanten (8,314 J K<sup>-1</sup> mol<sup>-1</sup>) og  $T$  den absolutte temperatur (°K). Metanemissionsraten angives pr. m<sup>3</sup> gylle, fordi metan produceres i hele gyllelagerets volumen og ikke kun i overfladen. I tabel A6 vises  $A$  og  $E$ , beregnet på baggrund af målte rater for metanemission, fra lagret gylle. Det ses, at der er stor variation i parametrene, hvilket formentlig skyldes lagringsform, gødningstype og valg af måleteknik.

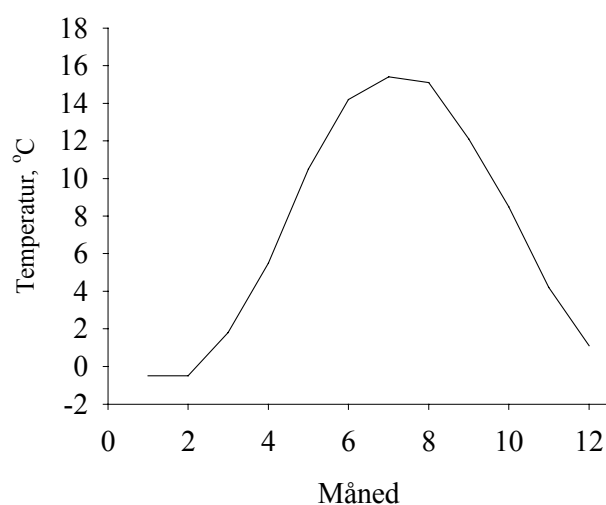
**Tabel A6. Arrhenius-parameteren A (anført som ln(A)) og aktiveringsenergien E, beregnet på baggrund af målinger i forskellige undersøgelser, hvor gyllen er lagret i stor-skala**

	Gylletemperatur	TS (VS)	Ln(A)	E	Reference
	°C	g TS kg <sup>-1</sup>	G CH <sub>4</sub> m <sup>-3</sup> time <sup>-1</sup>	J mol <sup>-1</sup>	
Svinegylle	3-18	20 (12,2)	47,6	112,7	Husted (1994)
Kvæggylle	5-19	64,8 (47,5)	32,5	80	Husted (1994)
Kvæggylle	13-19		107,4	234	Khan et al. 1997
Kvæggylle	8-13	62,0	94,2	230,23	Sommer et al. 2000
Kvæggylle	14-20	58,2	31,4	80,07	Sommer et al. 2000
Afgasset gylle	10-16	33,3	116,7	283,2	Sommer et al. 2000
Afgasset gylle	17-25	58,3	53,9	133,0	Sommer et al. 2000

I Boks 2 er vist, hvorledes vi har udviklet Arrhenius-ligningen til beregning af metanemission som funktion af temperatur,  $VS_L$  og  $VS_T$ . Modellen er udviklet, så det kan beregnes, hvor meget metanemissionen fra gyllelageret vil blive ændret ved biogasbehandling af gylle før lagring. Input-parametrene (i) temperatur, (ii) lagringstid og (iii) indhold af  $VS_L$  og  $VS_T$  er hentet fra følgende kilder:

- (i) Mængden af  $VS_L$  og  $VS_T$ , der er tilbage efter opbevaringen i gyllekanalen, er beregnet med ligningerne, omtalt og beskrevet i afsnittene A1.3.1, A1.3.2 og Boks 1. Det er restmængden, der regnes videre på, når metanudsendelse i gyllelageret estimeres.
- (ii) Som nævnt, varierer temperaturen i gylle med lufttemperaturen. Ved beregning af den årlige emission af metan fra lagre af hhv. kvæg- og svinegylle benyttes derfor lufttemperaturen, idet det erkendes, at modelberegningerne kan optimeres, hvis man kan beregne temperaturen i gyllen som funktion af indstråling og lufttemperaturen. Der er anvendt månedlige gennemsnitstemperaturer for årene 1967 til 1997 (figur A1).
- (iii) Ved beregninger tilføres lageret hver måned den mængde  $VS_L$  og  $VS_T$ , som er til rest efter lagring i stalden. Der køres gylle ud een gang om året i april, så tørstoffet vil blive lagret i en periode af 1 til 12 måneder afhængig af, om det tilføres måneden efter tømning eller måneden lige før en tømning. Såfremt 30% af den lagrede gylle udbringes i september, ville det reducere metanemissionen fra lageret med 5-10%.

Modelberegningerne for metanemissionen ved lagring af ubehandlet gylle er afstemt med IPCC's metode, men er kun ca. halvt så stor som emissionen, beregnet af Husted (1994). IPCC-modellens emissionsfaktorer er bl.a. baseret på data for lagring af gylle i laguner med meget lange opholdstider, hvor den gennemsnitlige metanemission fra gyllens organiske tørstof muligvis er for lav, sammenlignet med lagringsbetingelserne under danske forhold.



**Figur A1. Temperaturen årstidsvariation (30 års gennemsnit)**

## Boks 2

### Model til beregning af metanemission fra lagret gylle

Niveauet for metanemissionens størrelse vil afhænge af Arrhenius parameteren ( $A$ ) (ligning A4), og emissionens afhængighed af temperaturen vil være relateret til temperaturen ( $T$ ) ved aktiveringsenergien ( $E$ ). Størrelsen af faktorerne  $A$  og  $E$  er for kvæggylle estimeret ved en tilpasning af ligningen til målinger, udført af Husted (1994), Khan et al. (1997) og Sommer et al. (2000), og for svinegylle er parametrene estimeret ved brug af data fra Husted (1994). Parameteren  $A$  er transformeret, så emissionshastigheden angives pr. kg VS (tabel A7), og emissionen er beregnet med enhederne g CH<sub>4</sub> kg VS time<sup>-1</sup>. Organisk tørstof i gyllen er i ligning A5 fordelt på VS<sub>L</sub> ( $A_1$ ) og VS<sub>T</sub> ( $A_2$ ). Tilførslen af VS<sub>L</sub> og VS<sub>T</sub> til gyllebeholderen beregnes med modellens modul for omsætning i gyllekanalen. Endvidere er der introduceret en ratekorrigerende parameter for hhv. VS<sub>L</sub> ( $b1$ ) og VS<sub>T</sub> ( $b2$ ). Modellen til beregning af emissionen af metan fra kvæg og svine gylle får herefter følgende form:

$$\ln F(T) = A_1 \times b1 \times (\ln A - E \times (1/RT)) + A_2 \times b2 \times (\ln A - E \times (1/RT)) \quad (A5)$$

Det er endvidere vurderet, at VS<sub>L</sub> omsættes med en hastighed, der ikke er hæmmet, dvs.  $b1$  er 1. Det vides, at VS<sub>T</sub> (lignin) omsættes væsentligt langsommere ved temperaturer fra 0-30°C end den let omsættelige fraktion, derfor er  $b2$  estimeret til 0,01. Arrhenius parameteren er tilpasset, så metanemissionen, beregnet med modellen, svarer til emissionen, beregnet med IPCC's mere enkle model.

**Tabel A7. Parametre til beregning af metanemission fra kvæg- og svinegylle ved brug af ligning A5. Metanemissionen beregnes i g CH<sub>4</sub> kg VS time<sup>-1</sup>**

Gylletype		Kvæg	Svin
Arrhenius parameter	ln(A)	22,60	44,00
Aktiveringsenergi	E	6,3 10 <sup>7</sup>	1,13 10 <sup>8</sup>
Gaskonstant	R	8,314	8,314
Let omsættelig fraktion (VS <sub>L</sub> ) – ratetilpasning:	b1	1	1
Tungt omsættelig fraktion (VS <sub>T</sub> ) – ratetilpasning:	b2	0,01	0,01

## Appendiks 2

### Beregningsprincipper – lattergas

#### A2.1 Indledning

IPCC's metode til beregning af lattergasemissioner fra udbragt handels- og husdyrgødning er alene baseret på mængden af kvælstof. Derfor har biogasbehandling, som påvirker mængden og sammensætningen af organisk stof (VS), men ikke ændrer kvælstofkoncentrationen, ingen effekt på lattergasemissionen, ifølge IPCC.

I de senere år har en række undersøgelser imidlertid vist, at de to mikrobielle processer, som kan resultere i lattergasemission – nitrifikation og denitrifikation – påvirkes af de forandringer, som sker i gyllen under biogasbehandlingen. Vi har fundet, at biogasbehandling af gylle reducerer såvel denitrifikationen (Petersen, 1992; Petersen et al., 1996) som lattergasemissionen (Petersen, 1999), og det hænger sandsynligvis sammen med processernes fordeling i jorden (Petersen et al., 1992; 1996).

For at tage højde for denne viden har det været nødvendigt at foreslå en principiel ny metode til opgørelse af lattergasemissionen fra udbragt gylle, en metode som indeholder en vekselvirkning mellem kulstof- og kvælstofomsætningen. I dette appendiks gennemgås den nye model, idet vi dog først beskriver, hvordan lattergasemissionen fra udbragt husdyrgødning beregnes med IPCC's model.

#### A2.2 Lattergasemissioner fra udbragt gylle ifølge IPCC's model

IPCC beregner lattergasemissioner fra udbragt husdyrgødning på grundlag af husdyrs kvælstofudskillelse. Der korrigeres for tab under lagring med en fast værdi på 20% og for den andel af kvælstofudskillelsen, som sker under afgræsning (IPCC Reference Manual, 1997, p. 4.32f):

$N_2O_{\text{DIRECT}} = F_{\text{AW}} \times EF_1,$	A7
---	----

hvor  $N_2O_{\text{DIRECT}}$  ( $\text{kg N år}^{-1}$ ) er den direkte emission af lattergas fra handels- og husdyrgødning,  $F_{\text{AW}}$  ( $\text{kg N år}^{-1}$ ) er den udbragte mængde kvælstof, og  $EF_1$  er en emissionsfaktor, som for øjeblikket er 1,25%. Der benyttes samme emissionsfaktor for handels- og husdyrgødning. Ligning A7 benyttes til estimering af indirekte emissioner af lattergas fra fordampet ammoniak og udvasket nitrat, som først indgår i kvælstofkredsløbet på et senere tidspunkt.

### A2.3 Lattergasemission fra udbragt gylle ifølge DJF's model

Hvis biogasbehandlingens effekt på lattergasemissionen skal inddrages, forudsætter det, at der kan tages højde for vekselvirkningen mellem kvælstofomsætningen og det organiske stof i gylle. Organiske partikler tilbageholder vand og fremmer dermed betingelser, som stimulerer lattergasemissionen (Petersen & Andersen, 1996). Desuden er let omsætteligt VS brændstof for denitrifikationen den ene af de to processer, som kan føre til lattergasemission. Modellens centrale input-parametre er (i) mængde og sammensætning af VS i udbragt gylle, (ii) mængde og sammensætning af kvælstof i udbragt gylle, samt (iii) fordelingen af gyllens væskefraktion i jorden.

Jordens vandindhold påvirker fordelingen af gylle i jorden, og jordtemperaturen påvirker den biologiske aktivitet. Begge forhold har betydning for lattergasemissionen, og derfor har driftsmæssige forhold, såsom udbringningstidspunkt og –metode, også betydning for emissionens omfang. En opdeling (disaggregering) af modellen, så den tager højde for praksis, kan forbedre estimatet for lattergasemissionen. I beregningerne anvendes tre forskellige sæt af forudsætninger med hensyn til udbringningsbetingelser.

I de følgende afsnit gennemgås den nye models elementer i detaljer, idet der både gives en faglig begrundelse og en konkret beskrivelse af, hvordan den enkelte faktor håndteres.

#### A2.3.1 Gyllens puljer af kvælstof

Gylle er en blanding af fæces og urin. Kvælstof i fæces er ved udskillelsen indbygget i VS, som i større eller mindre omfang vil blive mineraliseret under opbevaringen forud for udbringning. Biogasbehandling fremskynder denne mineralisering på grund af den højere processtemperatur og øger dermed andelen af kvælstof på uorganisk form.

Det antages i modellen, at gyllens indhold af kvælstof ab lager svarer til normerne (Poulsen & Kristensen, 1997). Endvidere antages det, at biogasbehandling fører til en halvering af mængden af organisk bundet kvælstof. I tabel A7 er mængden af organisk bundet N i ubehandlet kvæggylle f.eks. 1,88 g/kg, og i afgasset kvæggylle 0,94 g/kg. Kvælstof, som ikke er organisk bundet, vil være på ammoniumform på udbringningstidspunktet.

**Tabel A7. Gyllens indhold og fordeling af VS og kvælstof (N) ved udbringning i de forskellige scenarier**

	Afgasning +/-	VS (stald) g/kg	VS <sub>L</sub> (mark) %	VS <sub>T</sub> (mark) %	VS (mark) g/kg	N total g/kg	Organisk bundet N (mark) g/kg
Kvæg	-	80	38,32	61,68	67,33	6,14	1,88
	+	80	5,25	94,75	43,70	6,14	0,94
Svin	-	56	58,73	41,27	47,40	5,69	1,66
	+	56	9,40	90,60	21,53	5,69	0,83
Affald	-	150	76,74	23,26	15,00	7,00	5,00
	+	150	12,27	87,73	3,40	7,00	2,50

### A2.3.2 Udbringningstidspunkt og -teknik

Med hensyn til udbringningspraksis benyttes oplysninger, samlet af Andersen et al. (1999), jfr. tabel A8 herunder. Idet det med den nuværende viden ikke er muligt at skelne mellem udbringningsmetoder mht. risikoen for lattergasemission, så er de tre kolonner under overskriften 'Gylle og ajle' puljet sammen i beregningerne. Henliggetiden før indarbejdning kan påvirke ammoniakfordampningen fra < 5% ved hurtig nedbringning og op til 30% ved overfladeudbringning om sommeren (Sommer, 1998), og derfor skelnes mellem 'Indarbejdet' og 'Overfladeudbragt' gylle.

Årstiden har betydning for jordens vandindhold og dermed for fordelingen af gyllens væskefraktion. Der skelnes i denne opgørelse mellem to tidskategorier, hhv. forår/efterår og sommer.

**Tabel A8. Skønnet fordeling af husdyrgødning med hensyn til udbringningspraksis i 1999 (Andersen et al., 1999)**

Afgrøde	Årstid	Henliggetid før indarbejdning (timer) <sup>1</sup>	Udbringningsmetode			
			Gylle og ajle			Fast gødning
			Bredspredt	Slangeudlagt	Dybnefældet	
		Timer	% af total-N ab lager			
-	Forår	< 12	25	30	0	35
-	Forår	> 12	5	5	0	15
-/+	Forår	Ikke	5	10	2	10
+	Sommer	Ikke	2	4	2	0
+	Sensommer-efterår <sup>2</sup>	Ikke	1	4	0	0
-	Sensommer-efterår	< 12	2	2	0	25
-	Sensommer-efterår	> 12	1	0	0	5
-	Sensommer-efterår	Ikke	0	0	0	10
<b>I alt</b>			<b>41</b>	<b>55</b>	<b>4</b>	<b>100</b>

<sup>2)</sup> Sensommer-efterår dækker perioden indtil høst eller indtil 15. oktober, jf. lovgivningen.

<sup>1)</sup> Gælder ikke for nedfældet gylle.

Med ovenstående forudsætninger, er der behov for at operere med tre kategorier mht. udbringningsbetingelser:

- (i) Forår; bar jord, indarbejdet
- (ii) Forår; nyetableret afgrøde, overfladeudbragt
- (iii) Sommer; etableret afgrøde, overfladeudbragt

Ammoniaktabet er fastsat på grundlag af Sommer (1998) til følgende satser (i % af ammonium i gyllen ved udbringning): (i) 10, (ii) 20 og (iii) 20. Det antages, at forskelle mellem ubehandlet og biogasbehandlet gylle med hensyn til, f.eks. pH eller viskositet, er uden betydning for ammoniakfordampningen.

Ved tidlig udbringning antages jordens vandindhold at være tæt på markkapacitet, svarende til pF 2, mens jorden ved sommerudbringning forventes at være noget mere tør, omkring pF 3.

Disse niveauer antages at være konstante i den 4-6 ugers periode, hvor den primære kvælstofomsætning forløber.

Der er ikke taget højde for temperaturforskellen mellem de to udbringningstidspunkter. Stigende temperaturer vil generelt forøge den mikrobielle aktivitet, men det er ikke muligt at forudsige, hvordan det vil påvirke emissionen af lattergas.

### A2.3.3 Fordelingen af gylle i jorden

Når gylle udbringes, vil en del af væsken fordele sig ud i jorden, mens en anden del holdes tilbage af det organiske stof (VS) i gyllen (Petersen and Andersen, 1996). Væskens fordeling er en funktion af jordens fugtighed eller, mere præcist, vandpotentiale, men også af mængden og sammensætningen af VS i gyllen.

Gyllens VS opdeles i modellen i en tungt nedbrydelig fraktion ( $VS_T$ ) og en let nedbrydelig fraktion ( $VS_L$ ). Det antages her, at  $VS_T$  ikke transporteres bort fra den oprindelige position i gylleklumper eller -strenger, men at  $VS_L$  består af små partikler eller opløste stoffer, som kan transporteres væk fra det iltfattige miljø, som gyllen repræsenterer. Andelen af  $VS_L$ , som tilbageholdes, antages endvidere at være proportional med den andel af væsken, som tilbageholdes. På samme måde antages det, at andelen af ammonium (egtl. ammonium + organisk N i  $VS_L$ ), som tilbageholdes i det iltfattige miljø omkring gylleklumper, er proportional med vandretentionen.

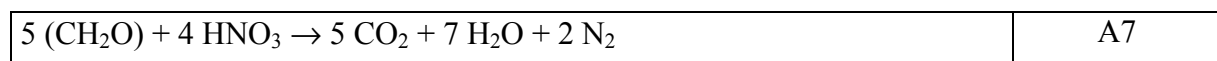
Boks 3 beskriver, hvordan fordelingen af  $VS_L$  efter udbringning kan estimeres på grundlag af en sammenhæng mellem VS og vandretention, som er eksperimentelt bestemt for en række kvæg-, svine- og biogasgyller (S.O. Petersen, upublicerede data).

### A2.2.4 Omsætningen i gylleklumper

Det antages, at gylleklumper/-partikler er et iltfattigt miljø (Petersen et al., 1996), mens den øvrige jord er veliltet. Boks 3 viser, hvordan fordelingen af gyllens væskefraktion,  $VS_L$  og ammonium beregnes ved en iterativ procedure. Det antages, at al ammonium omsættes via nitrifikation forud for en eventuel planteoptagelse.

Selvom miljøet i/omkring gylleklumper er iltfattigt, så er nedbrydningen af  $VS_L$  paradoksalt nok domineret af iltkrævende processer. Årsagen er, at den kontinuerte fjernelse af ilt i forbindelse med  $VS_L$ -nedbrydningen er en forudsætning for at opretholde iltfattige forhold i det ellers velilte jordmiljø. Fordelingen mellem iltkrævende processer og denitrifikation er blevet kvantificeret i et laboratorieforsøg med kunstige gylleklumper. Her udgjorde denitrifikationen 15% af den aerobe omsætning af kulstof i klumper med ubehandlet kvæggylle ( $44 \text{ g kg}^{-1} \text{ VS}$ ;  $13 \text{ g kg}^{-1}$  opløst organisk C), mens det tilsvarende tal for biogasbehandlet kvæggylle ( $12 \text{ g kg}^{-1} \text{ VS}$ ;  $4 \text{ g kg}^{-1}$  opløst organisk C) var 3% (Petersen et al., 1996). På grund af det sparsomme datamateriale er det dog i den aktuelle model – forsigtigt – forudsat, at denitrifikationen er ansvarlig for samme andel af  $VS_L$ -omsætningen i ubehandlet og biogasbehandlet gylle, nemlig 10%.

Den støkiometriske formel for omsætning af kulstof via denitrifikation er:





Idet andelen af kulstof i  $VS_L$  sættes til 40%, kan kvælstoftabet via denitrifikation dermed estimeres, ud fra den beregnede andel af  $VS_L$  i gylleklumper. Der ses bort fra en eventuel nitratbegrænsning af denitrifikationen, som formentlig er kortvarig (Petersen et al., 1996). Ved at kombinere ligning A10 i Boks 3 og ligning A7 herover, kan denitrifikationen beregnes. Det antages, at en fast andel af det kvælstof, der omsættes via denitrifikation, udledes som lattergas (se herunder). Omsætningen af ammoniumpuljen i gylleklumper via nitrifikation finder sted i et iltfattigt miljø, hvor risikoen for lattergasemission antages at være forhøjet, sammenlignet med jorden i øvrigt.

### A2.2.5 Omsætningen i jorden

Det antages, at  $VS_L$ , der omsættes i jorden, ikke giver anledning til denitrifikation. Den del af  $VS_L$  og ammonium, der med gyllevæsken transporteres ud i jorden, antages således at blive omsat under velilte forhold. Her er potentialet for lattergasemission via nitrifikation begrænset, men dog ikke uden betydning (Blackmer & Bremner, 1978).

Det er veldokumenteret, at forbigående opfugtning af jorden i forbindelse med nedbør stimulerer emissionen af lattergas (Sexstone et al. 1985), som kan komme fra såvel nitrifikation som denitrifikation. Men nedbørens fordeling og mængde er, i modsætning til omsætningen af kvælstof i udbragt gylle, ikke forudsigelig, og i DJF's model opereres derfor med en fast, gennemsnitlig lattergasemission, som er knyttet til nedbørshændelser. Dette bidrag er, bl.a. på grundlag af Petersen (1999), sat til  $0,2 \text{ kg N ha}^{-1}$  for den periode, hvor den primære kvælstofomsætning forløber.

For både nitrifikation og denitrifikation er der meget stor usikkerhed omkring, hvor stor en del af kvælstofomsætningen der bliver afgivet som lattergas, fordi de nøjagtige fysisk-kemiske betingelser ikke er kendt. De emissionsfaktorer, som er anvendt i modellen (se tabel A9), er fastsat på grundlag af en række tidligere undersøgelser, men der er også taget hensyn til, at de resulterende emissionsniveauer, skulle være på niveau med målinger af lattergasemission fra ubehandlet og biogasbehandlet gylle under danske forhold (Petersen, 1999), som er lavere, end man generelt ville vurdere på grundlag af IPCC's beregningsmetode. Årsagen kan være, at danske jordtyper er relativt sandede, og dermed har en bedre iltforsyning end gennemsnittet for jordtyper i tempererede egne.

**Tabel A9. Emissionsfaktorer for lattergas i gyllebehandlet jord**

Proces	Iltfattigt miljø omkring gylleklumper	Jorden i øvrigt
Nitrifikation	0,5%	0,2%
Denitrifikation	2%	- <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Lattergas, knyttet til nedbør, er inkluderet som en fast, arealbaseret værdi

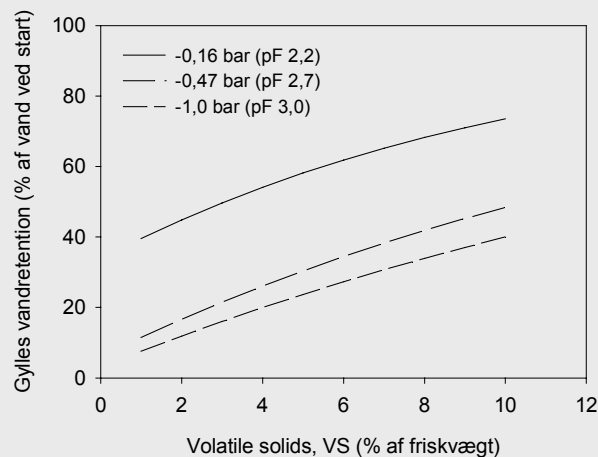
## Boks 3

### Fordeling af gyllens væskefraktion i jorden efter udbringning

Gylleklumper eller -partikler tilbageholder en del af væskefraktionen i udbragt gylle, men den resterende del af væsken fordeles sig ud i jorden. Gyllens evne til at binde vand er en funktion af VS i gyllen, men også af jordens vandpotentiale. Jo mere tør jorden er, desto mere væske trækkes ud i jorden.

Vandretention i gylleklumper kan estimeres på grundlag af VS og et skønnet vandpotentiale på udbringningstidspunktet, idet det antages, at tungt omsætteligt organisk stof,  $VS_T$  ikke er mobilt, mens let omsætteligt organisk stof,  $VS_L$  fordeler sig ligesom væskefraktionen.

I laboratoriemålinger med 9 kvæg-, 9 svine- og 4 biogasgyller er følgende sammenhænge mellem vandretention og VS etableret for tre forskellige vandpotentialer i jorden vha. dialyse.



Vandretentionen i gylleklumpen/strengen,  $R$  (% af vand ved start), kan beskrives som:

$$R = 100 - a \exp(-b \text{ VS}) \quad (\text{A8})$$

Funktionen er ikke nøjagtig for høje vandpotentialer og lave tørstofindhold ( $a$  skulle gå mod 100), men er et bedste skøn på nuværende tidspunkt.

I beregningen af vandretention skal der tages højde for infiltrationen af en del af  $VS_L$ , der, som nævnt, sættes til at være proportional med infiltrationen,  $100 - R$ , dvs. den effektive vandretention er en funktion af to bidrag:

$$\text{VS} = \text{VS}_T + R \text{ VS}_L \quad (\text{A9})$$

Kombineres ligningerne (A8) og (A9), fås:

$$R = 100 - a \exp(-b [\text{VS}_T + R \text{ VS}_L]). \quad (\text{A10})$$

$R$  kan beregnes ved hjælp af en iterativ procedure (K. Schelde, pers. komm.). Hvis eksempelvis en gylle har et VS-indhold på 6%, hvoraf 0,65 er  $VS_L$ , indholdet af  $VS_L$  er altså 3,9%, så giver det følgende værdier for  $R$ , ved de tre anvendte potentialer for vandindhold i jorden:

**Tabel A10. Eksempel på resultater for modelparametrene  $a$ ,  $b$  og  $R$**

$\psi$	$a$	$b$	$R$
-0,16	66	0,092	55%
-0,47	94	0,060	21%
-1,0	97	0,048	15%

## Appendiks 3

### Nøgletal for emission pr. kg VS udskilt

Nøgletal for emission af drivhusgasser i forskellige situationer som CO<sub>2</sub>-ækvivalenter pr. kg VS, udskilt af dyret eller pr. kg affald, anvendt til energiproduktion i biogasanlæg.

Emission/substitution							
	Stald CH <sub>4</sub>	Biogas <sup>1</sup> CH <sub>4</sub>	Lager CH <sub>4</sub>	Mark N <sub>2</sub> O	I alt	Substitution naturgas/(kul)	Nettoeffekt biogasbehandlet naturgas/(kul)
kg CO <sub>2</sub> -ækvivalenter/kg VS udskilt (produceret)							
<i>Referencescenariet</i>							
Svin	0,3737	0,0000	0,7744	0,2127	1,3607	0/0	0/0
Kvæg	0,7236	0,0000	0,4222	0,1624	1,3082	0/0	0/0
Affald	0,0000	0,0000	1,0096	0,2299	1,2395	0/0	0/0
<i>Biogasscenario 1</i>							
Svin	0,3737	0,1225	0,1902	0,1258	0,8122	0,4484/(0,8044)	0,9970/(1,3529)
Kvæg	0,7236	0,0770	0,0772	0,1032	0,9811	0,2975/(0,5326)	0,6246/(0,8608)
Affald 1	0,0000	0,2457	0,3743	0,0508	0,6708	0,8546/(1,5328)	1,4232/(2,1015)
<i>Biogasscenario 2</i>							
Svin	0,0000	0,0695	0,2026	0,1258	0,3979	0,4910/(0,8807)	1,4538/(1,8435)
Kvæg	0,0000	0,0505	0,0929	0,1032	0,2466	0,3568/(0,6399)	1,4184/(1,7015)
Affald	0,0000	0,1228	0,3743	0,0508	0,5480	0,8678/(1,5566)	1,5593/(2,2481)
<i>Biogasscenario 3</i>							
20% af biogaspotentiale tabes, som følge af manglende gasopsamling i efterlager og tab fra gasmotorer							
Svin	0,373695	0,816524	0,190203	0,1258	1,5062	0,3698	0,2243
Kvæg	0,723639	0,513205	0,077219	0,1032	1,4173	0,2454	0,1363
Affald	0	1,637916	0,374344	0,0508	2,0631	0,7048	-0,1187

1 ækv. N<sub>2</sub>O = 310 ækv. CO<sub>2</sub>

1 ækv. CH<sub>4</sub> = 21 ækv. CO<sub>2</sub>

Scenario 1: År 2000

Scenario 2: År 2012

Scenario 3: Al gylle og affald afgasses

## Appendiks 4

### CO<sub>2</sub>-reduktion på landsplan

Reduktion af CO<sub>2</sub> (emissionsreduktion og substitution) på landsplan ved afgang af kvæggylle, svinegylle og affald i år 2000, 2012 (Energistyrelsens fremskrivning) og ved afgang af hele Danmarks gyllemængde (det er forudsat, at husdyrgødningens gylleandel er som i dag) og affaldsmængde (2012 niveau). Husholdningsaffald og spildevandsslam er ikke indregnet.

#### Biogasteknologi I

	2000			2012			Potentiale		
	VS tons	CO <sub>2</sub> - reduktion tons	PJ	VS tons	CO <sub>2</sub> - reduktion tons	PJ	VS tons	CO <sub>2</sub> - reduktion tons	PJ
Svin	25399	25322	0,25	152392	151929	1,50	692017	689917	1,50
Kvæg	28704	17930	0,25	172222	107578	1,50	845843	528355	1,50
Affald	42826	60952	0,81	79228	112761	1,50	79228	112761	1,50
I alt	96928	104.203	1,31	403841	403.841	4,50	1617087	1.331.033	4,50

#### Biogasteknologi II

	2000			2012			Potentiale		
	VS tons	CO <sub>2</sub> - reduktion tons	PJ	VS tons	CO <sub>2</sub> - reduktion tons	PJ	VS tons	CO <sub>2</sub> - reduktion tons	PJ
Svin	25399	36925	0,25	152392	221551	1,50	692017	1006069	1,50
Kvæg	28704	40712	0,25	172222	244273	1,50	845843	1199712	1,50
Affald	42826	66778	0,81	79228	123540	1,50	79228	123540	1,50
I alt	96928	144416	1,31	403841	589.364	4,50	1617087	2.329.322	4,50

## Appendiks 5

### Beregning af metanemission fra gødning

Eksempler på modeludregning af CH<sub>4</sub>-emission fra 1 kg organisk stof i hele kæden fra udskillelse til endelig udspredding på mark, uden og med afgangning ( Biogasteknologi I).

#### Svinegylle uden afgangning

	Input organisk stof (VS)			Tab organisk stof (VS)			CH <sub>4</sub> -emission	
	VS <sub>L</sub>	VS <sub>T</sub>	i alt	VS <sub>L</sub>	VS <sub>T</sub>	I alt	kg CH <sub>4</sub> /kg VS input	kg CH <sub>4</sub> /kg VS udskilt
	kg VS/kg VS udskilt			kg VS				
Udskilt	0,6500	0,3500	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Stald	0,6500	0,3500	1,0000	0,0500	0,0000	0,0500	0,0178	0,0178
Lager	0,6000	0,3500	0,9500	0,1029	0,0007	0,1036	0,0388	0,0369
Mark	0,4971	0,3493	0,8464	–	–	–	0,0000	0,0000
<b>Metanemission i alt</b>								<b>0,0547</b>

#### Kvæggylle uden afgangning

	Input organisk stof (VS)			Tab organisk stof (VS)			CH <sub>4</sub> -emission	
	VS <sub>L</sub>	VS <sub>T</sub>	i alt	VS <sub>L</sub>	VS <sub>T</sub>	I alt	kg CH <sub>4</sub> /kg VS input	kg CH <sub>4</sub> /kg VS udskilt
	kg VS/kg VS udskilt			kg VS				
Udskilt	0,4800	0,5200	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Stald	0,4800	0,5200	1,0000	0,1000	0,0000	0,1000	0,0345	0,0345
Lager	0,3800	0,5200	0,9000	0,0575	0,0009	0,0583	0,0223	0,0201
Mark	0,3225	0,5191	0,8417	–	–	–	0,0000	0,0000
<b>Metanemission i alt</b>								<b>0,0546</b>

#### Affald uden afgangning

	Input organisk stof (VS)			Tab organisk stof (VS)			CH <sub>4</sub> -emission	
	VS <sub>L</sub>	VS <sub>T</sub>	i alt	VS <sub>L</sub>	VS <sub>T</sub>	I alt	kg CH <sub>4</sub> /kg VS input	kg CH <sub>4</sub> /kg VS udskilt
	kg VS/kg VS udskilt			kg VS				
Udskilt	0,8000	0,2000	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Stald	0,8000	0,2000	1,0000	0,0500	0,0000	0,0500	0,0264	0,0264
Lager	0,7500	0,2000	0,9500	0,0910	0,0003	0,0912	0,0506	0,0481
Mark	0,6590	0,1997	0,8588	–	–	–	0,0000	0,0000
<b>Metanemission i alt</b>								<b>0,0744</b>

**Svinegylle med afgang ( Biogas I)**

	Input organisk stof (VS)			Tab organisk stof (VS)			CH <sub>4</sub> -emission	
	VS <sub>L</sub>	VS <sub>T</sub>	i alt	VS <sub>L</sub>	VS <sub>T</sub>	I alt	kg CH <sub>4</sub> /kg VS input	kg CH <sub>4</sub> /kg VS udskilt
	kg VS/kg VS udskilt			kg VS				
Udskilt	0,6500	0,3500	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Stald	0,6500	0,3500	1,0000	0,0500	0,0000	0,0500	0,0178	0,0178
Biogas	0,6000	0,3500	0,9500	0,5400	0,0350	0,5750	0,0061	0,0058
Lager	0,0600	0,3500	0,4100	0,0238	0,0016	0,0254	0,0221	0,0091
Mark	0,0362	0,3484	0,3846	–	–	–	0,0000	0,0000
<b>Metanemission i alt</b>								<b>0,0327</b>

**Kvæggylle med afgang ( Biogas I)**

	Input organisk stof (VS)			Tab organisk stof (VS)			CH <sub>4</sub> -emission	
	VS <sub>L</sub>	VS <sub>T</sub>	i alt	VS <sub>L</sub>	VS <sub>T</sub>	I alt	kg CH <sub>4</sub> /kg VS input	kg CH <sub>4</sub> /kg VS udskilt
	kg VS/kg VS udskilt			kg VS				
Udskilt	0,4800	0,5200	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Stald	0,4800	0,5200	1,0000	0,1000	0,0000	0,1000	0,0345	0,0345
Biogas	0,3800	0,5200	0,9000	0,3420	0,0520	0,3940	0,0041	0,0037
Lager	0,0380	0,5200	0,5580	0,0093	0,0014	0,0107	0,0066	0,0037
Mark	0,0287	0,5186	0,5473	–	–	–	0,0000	0,0000
<b>Metanemission i alt</b>								<b>0,0418</b>

**Affald med afgang ( Biogas I)**

	Input organisk stof (VS)			Tab organisk stof (VS)			CH <sub>4</sub> -emission	
	VS <sub>L</sub>	VS <sub>T</sub>	i alt	VS <sub>L</sub>	VS <sub>T</sub>	I alt	kg CH <sub>4</sub> /kg VS input	kg CH <sub>4</sub> /kg VS udskilt
	kg VS/kg VS udskilt			kg VS				
Udskilt	0,8000	0,2000	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Stald	0,8000	0,2000	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Biogas	0,8000	0,2000	1,0000	0,7200	0,0200	0,7400	0,0117	0,0117
Lager	0,0800	0,2000	0,2800	0,0522	0,0014	0,0537	0,0637	0,0178
Mark	0,0278	0,1986	0,2263	–	–	–	0,0000	0,0000
<b>Metanemission i alt</b>								<b>0,0295</b>

## DJF Foulum

Postboks 50, 8830 Tjele  
Tlf. 89 99 19 00. Fax 89 99 19 19  
djf@agrsci.dk. www.agrsci.dk

Direktion  
Direktionssekretariat, Økonomisekretariat

Afdeling for Animalske Fødevarer  
Afdeling for Husdyravl og Genetik  
Afdeling for Husdyrnæring og Fysiologi  
Afdeling for Husdyrsundhed og Velfærd  
Afdeling for Jordbrugssystemer  
Afdeling for Plantevækst og Jord

Afdeling for Markdrift  
Afdeling for Stalldrif  
Afdeling for Analytisk kemi  
Informationsenhed  
IT-funktion  
Biblioteksfunktion  
International Enhed

## DJF Årslev

Kirstinebjergvej 10, 5792 Årslev  
Tlf. 63 90 43 43. Fax 63 90 43 90

Afdeling for Prydplanter og  
Vegetabilske Fødevarer

## DJF Flakkebjerg

Flakkebjerg, 4200 Slagelse  
Tlf. 58 11 33 00. Fax 58 11 33 01

Afdeling for Plantebiologi  
Afdeling for Plantebeskyttelse  
Afdeling for Infrastruktur

## DJF Bygholm

Schüttesvej 17, 8700 Horsens  
Tlf. 76 29 60 00. Fax 76 29 61 02

Afdeling for Jordbrugsteknik  
Driftsfunktion

ISSN 1397-9892

## Enheder på andre lokaliteter

Afdeling for Sortsafprøvning  
Teglværksvej 10, Tystofte  
4239 Skælskør  
Tlf. 58 16 06 00. Fax 58 16 06 06

Askov Forsøgsstation  
Vejenvej 55, 6600 Vejen  
Tlf. 75 36 02 77. Fax 75 36 62 77

Bioteknologigruppen  
(Afd. f. Plantebiologi)  
Thorvaldsensvej 40, 1.  
1871 Frederiksberg C  
Tlf. 35 28 25 88. Fax 35 28 25 89

Borris Forsøgsstation  
Vestergade 46, 6900 Skjern  
Tlf. 97 36 62 33. Fax 97 36 65 43

Den Økologiske Forsøgsstation  
Rugballegård  
Postboks 536, 8700 Horsens  
Tlf. 76 29 60 00. Fax 76 29 61 02

Foulumgård, Postboks 50  
8830 Tjele  
Tlf. 89 99 19 00. Fax 89 99 19 19

Jyndevad Forsøgsstation  
Flensborgvej 22, 6360 Tinglev  
Tlf. 74 64 83 16. Fax 74 64 84 89

Rønhave Forsøgsstation  
Hestehave 20, 6400 Sønderborg  
Tlf. 74 42 38 97. Fax 74 42 38 94

Silstrup Forsøgsstation  
Højmarken 12, 7700 Thisted  
Tlf. 97 92 15 88. Fax 97 91 16 96

Tylstrup Forsøgsstation  
Forsøgsvej 30, 9382 Tylstrup  
Tlf. 98 26 13 99. Fax 98 26 02 11