

3. Biogasanlæg – fermentering af husdyrgødning og energiafgrøder

Henrik Møller og Sven G. Sommer, Afdeling for Jordbrugsteknik, Danmarks JordbrugsForskning

Jens Bo Holm Nielsen, IB2, Aalborg Universitet og Syddansk Universitet, har bidraget med afsnittet ”Internationale erfaringer”

3.1 Sammen drag

Organisk stof i husdyrgødning, energiafgrøder og affaldsprodukter kan omsættes og frigøres til energiproduktion ved anaerob omsætning (forgæring, biogasproduktion) og ved forbrænding. Forbrænding af organisk materiale giver en større energi udnyttelse af det organiske materiale end en forgæring, fordi forbrændingen er fuldstændig og forgæringen ufuldstændig. Forgæringsprocessen har imidlertid en række fordele, som er medvirkende til, at biogasproduktion kan være en særligt interessant teknologi for økologisk jordbrug. Forbrænding er kun en realistisk mulighed for biomasse med højt tørstofindhold og afbrænding af husdyrgødning og grovfoderafgrøder er kun muligt med en ringe energiudnyttelse og stort tab af kvælstof, mens disse biomasser er meget anvendelige til energiproduktion i biogasanlæg. Anaerob omsætning af husdyrgødning er en velkendt teknologi der ud over en betydelig energigevinst giver en række sidegevinster i form af reduceret drivhusgasemmission, forbedret gødningsudnyttelse og reducerede lugtgener. Anaerob omsætning af grovfoderafgrøder giver et stort energioverskud og muliggør dyrkning af kvælstoffikserende afgrøder til energiformål, hvorved der høstes fikseret kvælstof der kan komme andre afgrøder til gavn, hvilket er af særlig stor betydning ved økologisk planteavl. Omsætning af kløvergræs giver samtidig mulighed for produktion af høj værdigt protein foder.

3.2. Indledning

Traditionelt har landbruget selv produceret en stor del af den energi, der har været brug for i produktionen. Før traktorens indpas blev 10% (Beregnet på baggrund af information fra Juncker, 1919) af en gårds arealtilliggende anvendt til foderproduktion til heste, der bidrog med trækraft til markredskaber og til transport. Heste er selvfølgelig historie, men eksemplet viser at der er en lang tradition for at dyrke afgrøder med henblik på at skaffe energi.

I økologisk jordbrug ønsker man at videreføre denne praksis, idet det er en målsætning at økologisk jordbrug skal baseres mest muligt på lokale og fornyelige ressourcer

(Strukturdirektoratet, 1999), samt være selv bærende og undgå alle former for forurening.

Planter omsætter sol-energi til organiske forbindelser med et højt indhold af energi, der kan omsættes til metan ved en anaerob omsætning eller frigøres ved en forbrænding (oxidation). Forbrænding af organisk materiale giver en større energi udnyttelse af det organiske materiale end en forgæring, fordi forbrændingen er fuldstændig og forgæringen ufuldstændig. Forgæringsprocessen har imidlertid følgende fordele, som er medvirkende til, at biogasproduktion kan være en særligt interessant teknologi for økologisk jordbrug:

- Omsætning af metan fra anaerob omsætning, muliggør såvel varme som elproduktion på mindre decentrale anlæg, medens elproduktion ved oxidation kræver transport til store centrale anlæg
- Et højt vandindhold i afgrøden reducerer nettoenergiproduktionen ved forbrænding, derfor er afgødetyper med >60% vand, svarende til grovfoderafgrøder, uegnet til forbrænding uden en fortørring, men velegnede til biogasproduktion.
- Ved forbrændingen af afgrøden går kvælstof tabt, der kan dannes skadelige NOX emissioner, fosfor bliver mindre tilgængeligt, og det er nødvendigt at erstatte næringsstofferne bl.a. ved kvælstoffiksering (Kuikman et al. 2002).
- De tungomsættelige kulstofforbindelser i biomassen omsættes ikke og tilbageføres med den afgassede gylle til jorden, hvor den vil bidrage til at opretholde jordens frugtbarhed
- 1-3 årige kvælstoffikserende afgrøder, som kløvergræs er velegnet til anaerob omsætning og kan sikre kvælstof forsyningen for økologiske planteavlere

Ved fermentering af omsætteligt organisk materiale i biogasanlæg produceres metan, der kan benyttes til el og varmeproduktion eller som drivmiddel i traktorer. I eksisterende biogasanlæg er det især gylle og organiske affaldsprodukter fra fødevarerindustrien, som er anvendt som energikilde. Gylle består af meget omsat plantemateriale samt lidt strøelse og har som følge heraf et ringe energiindhold, derfor tilsættes energirigt affald.

I stedet for at benytte gylle kunne man anvende let omsætteligt og energirigt græs, kløvergræs eller lignende til biogasproduktionen (Jørgensen og Hannibal, 1997). Det omsatte plantemateriale vil kunne forarbejdes og derpå anvendes som foder (se afsnit 3.4) eller som gødningsmiddel.

Foruden energigevinsten har omsætning af gylle i biogasanlæg en række positive sideeffekter. Omsætning af husdyrgødning i biogasanlæg vil bidrage til at reducere den direkte udledning af drivhusgasserne metan og lattergas fra gylle. Den lange opholdstid i biogasanlæg ved høje temperaturer kan også bidrage til at reducere risikoen for spredning af smitte (Matens et al. 1998) Endvidere reducerer afgangning af gylle og afgrøder ikke biomassens gødningsværdi snarere tværtom.

Biomassens energiindhold kan frigøres ved hhv. en anaerob omsætning (biogasproduktion), en aerob omsætning (kompostering) eller ved en oxidation (forbrænding). Frigørelsen af energi ved anaerob omsætning og ved oxidation kan udnyttes til produktion af varme, el og motorbrændstof medens aerob omsætning (kompostering) kun i begrænset omfang

muliggør en energiudnyttelse. Produktion af el fra metan produceret ved anaerob omsætning er velkendt teknologi på mindre anlæg knyttet til gårde medens el produktion ved oxidation kun er muligt på større centrale kraftværker.

Det fremgår af tabel 3.1, at bruttoenergiindholdet i biomasse er 15,3-19,4 MJ/kg TS (TS=Tørstof indholdet i biomassen). Variationen skyldes primært forskelle i askeindholdet, som er større i husdyrgødning end i afgrøder. Anaerob omsætning frigør 50-80% af biomassens energi indhold i form af metan, medens forbrænding frigør hele energiindholdet og alt andet lige vil forbrændingen derfor kunne give en større energiproduktion. Det er imidlertid vanskeligt at forbrænde biomasse med højt vandindhold som gylle og græs og for disse typer biomasse vil anaerob omsætning være mest fordelagtigt. Anaerob omsætning af halm og elefantgræs giver en væsentlig mindre energiproduktion (ca. 50%) end forbrænding og kan kun omsættes ved samudrødning med husdyrgødning. Til gengæld vil metanproduktion give bedre mulighed for produktion af el og motorbrændstof, ligesom kvælstof og uomsat kulstof i den afgassede biomasse bidrager til jordens frugtbarhed.

Tabel 3.1. Energiforhold ved hhv anaerob omsætning og oxidation af forskellige biomassetyper. Ved beregning af nettoenergi er virkningsgrad og procesenergiforbrug ikke indregnet.

Biomasse	Tørstofindhold	OS/TS ⁴ forhold	Bruttoenergi	Netto energi	
	%	%	MJ/kg TS	Anaerob omsætning	Oxidation (forbrænding)
					MJ/kg TS
Svinegylle ¹	6	80	16,31	9,8	Ikke mulig
Kvæggylle ¹	10	80	15,3	7,6	Ikke mulig
Kløvergræs ²	20	90	18,3	14,6	Ikke mulig
Halm ¹	90	90	19,1	9,6	17,2
Elefantgræs	85	90	19,4	9,7 ³	17,5

¹Møller mfl (2003)

²Kløvergræs (sammensætning af OS): råprotein 21%, råfedt 3%, kulhydrat: 66% (Andersen & Just, 1983)
Bruttoenergiindholdet for hhv protein, råfedt og kulhydrat er anslået til 21,3, 37,7 og 17,2 MJ/kg.

³Beregnet ved forudsætning om en omsættelighed på niveau med halm, hvilket vil kræve kraftig neddeling.

⁴ OS er gyllens indhold af organisk stof (askefrit tørstof) og TS er gyllens indhold af tørstof.

Generelle internationale erfaringer

I Sverige har udgangspunktet været kommunernes rensningsanlæg og jordbrugserhvervene har ikke været særligt stærkt repræsenteret i drift og anlægsledelsen. Det har primært været anlæg til omsætning af kommunalt slam og kildesorteret husholdningsaffald. Genanvendelsen af den afgassede gylle har ikke altid vundet gehør i jordbruget.

I Tyskland har udgangspunktet været en grøn bondebevægelse der er tænkt og kommet nedefra, som en NGO organisation. Derfor har udgangspunktet for biogas teknologi udviklingen også haft sin oprindelse i biodynamiske og økologiske kredse, (Michael Köttner, IBBK), hvor man helt fra begyndelsen så nødvendigheden af at producere gårdens eget energibehov og recirkulere gårdens og det omkring liggende samfunds næringsstof ressourcer. Der er p.t. etableret 1800 gård biogas anlæg i Tyskland. En ny skole har set sin begyndelse i Tyskland hvor man i fremtiden vil producere grøn strøm og varme på græs. Friskt græs, græs ensilage, majsensilage og andre friske og ensilerede afgrøder og foderbiprodukter er ved, over en bred front, at finde

vej til biogassektoren i Tyskland/Østrig. (Walter Graf, 1999 & www.graskraft.de) Der er sket en stor forbedring af anlægsteknologien de seneste 5 år, fra meget selvbygger orienteret til bedre planlagte og konstruerede anlægstyper med et stigende antal og konkurrerende biogasleverandørfirmaer. Den Østrigske biogas udvikling ligner til dels den tyske.

I Danmark har udgangspunktet været STUB biogas programmet i 80'erne og private tanker og ideer forud for det. Efter vandmiljøhandlingsplan I så det tværministerielle biogasprogram dagens lys i 1987. Derefter sattes det i system at udvikle biogas fællesanlægs konceptet til en teknologi- og management udvikling af større fællesanlæg til håndtering af husdyrgødning og organisk industriaffald. Der er gennem årene udviklet et relativt stærkt koncept, hvor der har været transparente forhold vedrørende driftsøkonomiske og teknologiske forhold som alle i sektoren har kunnet tage ved lære af. Dette dokumentationsmateriale er ret unikt for det danske biogas program. Nye gårdbiogasanlæg har også hurtigt kunne implementere denne viden.

I Belgien, Schwitz, Frankrig og Italien har idegrundlaget ikke været rettet mod husdyrgødningsbaserede anlæg men mere mod rent industrielle biogasanlæg eller mod rene husholdnings og have- og park affalds (grønt affald) biogas anlæg hvor slutproduktet derpå er blevet anvendt som kompost produkt i havebrug, og i have og park området.

I England og Irland er biogasudviklingen gået meget trægt, men nu er der kommet en konsistent udvikling og udbygning i gang med afsæt i økonomiske rammevilkår og politiske handlingsplaner.

Østeuropa har haft en gammel tilgang til biogas anlæg som i Vesteuropa, hvor der for 20-30-40 år siden har været konstrueret mange meget dårlige teknologiske anlæg. Et interessant land er Rumænien der har haft en meget stærk biogas tradition inspireret af Kina under Ceausescu regimet. Den teoretiske viden og interesse eksistere forsat.

Det er ret karakteristisk at biogas teknologi området har haft meget forskellige udspring, og en del steder meget centreret om det rent teknologiske. At have den organisk baserede gødning og næringsstof recirkuleringen i centrum, altså primær jordbrugets forhold har ikke stået så stærkt de fleste steder.

En vigtig EU lovgivning der vil understøtte en solid og sikker biogas teknologi i Europa er bla. Europa-parlamentets og Rådets forordning nr. 1774/2002 af 3. oktober 2002, - om *sundhedsbestemmelser for animalske biprodukter, som ikke er bestemt til konsum*. Ligeledes EU's White Paper om RES fra DG TREN, der stipulerer en udbygning med vedvarende energi fra 6% dækning af EU-15 år 2000 til 12% dækning år 2010.

3.3. Biogasproduktion

Processen

Første fase i produktionen af metan (CH₄) er hydrolysen af uopløselige biopolymerer (fedt, protein, cellulose, lignin) under iltfrie forhold. Biopolymererne nedbrydes til opløselige kulhydrater, langkædede fedtsyrer, aminosyrer og glycerol (Barlaz et al.1990, Vavilin *et al.* 1998) med en hastighed som både afhænger af den enkelte forbindelse og det fysisk-kemiske miljø (temperatur, pH mv.).

Ved anaerob omsætning af materialer, som har et højt indhold af cellulose og lignin, er hydrolysen det hastighedsbegrænsende led for metanproduktionen. Årsagen er, at lignin binder sig til holocellulose i en tredimensional matrix (lignocellulose), hvor lignin beskytter cellulosen mod kontakt med de hydrolytiske enzymer (Tong et al. 1990). Biomasse med et højt indhold af lignocellulose kan derfor have et højt teoretisk biogasproduktionspotentiale; men anvendes biomassen uforarbejdet til biogasproduktion vil det kræve en meget lang opholdstid (flere hundrede dage) at få en acceptabel energiproduktion. En konsekvens af en lang opholdstid er, at biogasreaktoren skal være stor, og produktionen vil derfor blive bekostelig.

De opløste nedbrydningsprodukter fra hydrolysen optages dernæst af forgærende bakterier og omsættes til flygtige fede syrer (VFA), alkoholer, brint og CO₂ (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 finder man i gylle og i biomasse, der fermenteres i biogasanlæg, hvor metan produktionen er et mål for processen. Samme betingelser findes også i gyllekanaler og i gyllelagre, hvor metanudsendelse bidrager til et øget indhold af drivhusgasser i atmosfæren. De hydrolytiske og forgærende bakterier har tilsammen et komplekst stofskifte, der gør metandannelsen afhængig af især partialtrykket for brint (P_{H2}). Ved lavt P_{H2} produceres overvejende brint og eddikesyre, som er hovedsubstraterne for metanbakterierne, mens der ved højt P_{H2} fortrinsvist dannes reducerede forbindelser som propionsyre, smørsyre og ethanol (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 i et biogasanlæg.

Metanproduktionen er stærkt temperaturafhængig, og den er eksponentielt stigende med stigende temperatur ved temperaturer under 30°C (Psychrophilic; Cullimore et al. 1985). For at sikre at metanproduktionsraten er høj, bliver gyllen opvarmet til enten 30-40°C (Mesofilt) eller til 50-55°C (Thermofilt) i biogasreaktorer men i princippet kan bakterie kulturer der er tilpasset fungere i hele temperaturintervallet 20-60°C. Årsagen til at temperaturen i nogle reaktorer er 30-40°C skyldes, at man vil undgå ammoniak-hæmning af processen. Er ammoniumindholdet højt, som i svinegylle, kan en sænkning af temperaturen reducere ammoniakkoncentrationen. Derfor har man traditionelt benyttet mesofile reaktorer til svinegylle; imidlertid har det vist sig, at processen kører fint på svinegylle ved 48°C.

Biogasanlæg

En økologisk husdyr-producerende gård kan vælge at producere biogas på eget gårdbiogasanlæg, hvis husdyrproduktionen og gødningsproduktionen er stor, eller gården kan være tilknyttet et fælles-biogasanlæg (Jensen, 2002). På gården bør man søge at opbevare den ubehandlede gylle kortvarigt i gyllekanaler og fortank. Produceres biogassen på eget gårdbiogasanlæg pumpes gyllen direkte fra fortanken til reaktoren. Fra gårde tilknyttet fællesbiogasanlæg transporteres gyllen fra gårdens fortank til et lille mellemlager på biogasanlægget, hvorfra gyllen pumpes til reaktoren.



Figur 3.1. Billede af et biogasanlæg.

På biogasanlægget (Fig.3.1) bliver gyllen varmet op ved indløbet til reaktoren og bliver i reaktoren omrørt konstant. Forud for tilførsel af gylle til reaktoren tømmes denne for en tilsvarende mængde afgasset gylle. Opholdstiden for gyllen i reaktoren beregnes som den daglige tilførsel af gylle divideret med reaktorens volumen. Denne hydrauliske opholdstid er et gennemsnit af opholdstid af forskellige længde for forskellige portioner af gylle. Ved udløbet fra reaktoren kan gyllens temperatur sænkes ved varmeveksling og varmen benyttes til opvarmning af tilført gylle.

På anlæg, hvor opholdstiden er blevet for lille, fordi man modtager mere biomasse end forventet på det tidspunkt da anlægget blev dimensioneret, undlader man at varmeveksle den afgassede gylle og pumper den varme gylle til efterlager med gasopsamling. Efterlageret udgør så i princippet en billig udvidelse af reaktorkapaciteten. I disse efterlagre udvindes 10-20% af den samlede gasproduktion, og den afgassede gylles temperatur falder til niveauet for ubehandlet gylle. Den afgassede og efterbehandlede gylle kan enten blive opbevaret i lagertanke på biogasanlægget, i decentrale lagre tilhørende biogasanlægget, eller på ejendommene tilknyttet biogasanlægget.

For at producere den teoretisk mulige metanproduktion skal biomassen omsættes i flere måneder. Imidlertid aftager metanproduktionen eksponentielt med tiden og bliver lille efter få uger. Ved dimensionering af anlægget foretages derfor en afvejning af produktionsrate som funktion af opholdstiden på den ene side og på den anden side opholdstid, hvilket er lig reaktorstørrelse og økonomi. Opholdstiden for gyllen i biogasreaktorer varierer typisk mellem 14 og 20 dage, i mesofile reaktorer er opholdstiden længere end i thermofile. For at reducere opholdstiden og reducere størrelsen af reaktoren kører de fleste biogasanlæg ved thermofile eller nært thermofile temperaturer.

Den producerede metan opsamles og benyttes som brændstof i motor-generator anlæg (Tabel 3.2). En del biogasanlæg har egen generator og sælger el til nettet, andre sælger gassen til decentrale naturgasfyrede fjernvarmeværker. Ved omsætning af biogas i el-generatorer

produceres både el og varme (max. 40% el og 40-50% varme). Det er således vigtigt at kunne udnytte varmen for at få en god samlet udnyttelse af den producerede energi. Dette er imidlertid vanskeligt på kvægbedrifter, hvor der ikke er behov for staldvarme og i sommermånederne må der derfor ofte bortkøles overskudsvarme fra gårdanlæg. På fælles biogasanlæg er der oftest en afsætning af gas eller varme til et fjernvarme forsyningsnet, der forsyner en by med varme og derved er det oftest muligt at afsætte overskudsvarmen hele året.

Der er andre anvendelser af processvarmen end opvarmning af stalde og beboelse. I perioder vil overskudsvarmen kunne benyttes til tørring af høstet kløvergræs. Varmen vil også kunne anvendes til opvarmning af væksthuse og derved bidrage til økologisk bæredygtig produktion af grøntsager over hele året. Mulighederne for anvendelse af overskudsvarme til tørring af græs og korn i et tromletørningsanlæg på et økologisk biogasanlæg er vurderet i Give (Jensen 2002).

Tabel 3.2. Bruttoenergiproduktion ved afgasning af gylle fra 1 dyre enhed og fra slet af 1 ha græs. Energiproduktionen er ikke fratrukket tab ved proces og energiomsætning, som samlet er i størrelsesordenen 30%. Der er regnet med en elvirkningsgrad på 40%. En husstand forbruger 3-4000 kWh el og 20.000 kWh varme pr. år.

	Metan	Bruttoenergiproduktion	
		kWh	
	M ³ enhed ⁻¹	El	Varme
Køer, 1 Dyre enhed	300	1200	1500
Slagtesvin (30-100 kg), 1 DE	275	1100	1375
Græs, 1 ha*	1700	6800	10200

* 30 ton m. 18% TS. Ved græsproduktion forbruges 950 kWh til dyrkning.

Energipotiale

I danske biogasanlæg er råstoffet gylle iblandet energirigt affald hovedsagligt fra fødevarerindustrien. Det har vist sig at koncentrationen af energiholdige forbindelser i gylle er lav og af hensyn til økonomien tilsætter de fleste biogasanlæg derfor energiholdige affaldsprodukter til gyllen for at sikre økonomien. Alternativer til gylle og affald som energikilde kunne være afgrøder, der høstes med henblik på produktion af energi og som også vil kunne benyttes som gødningsmiddel eller evt foder efter afgasning i biogasanlægget.

Energi og affaldsprodukter

De affaldsprodukter, der potentielt kan recirkuleres til økologisk jordbrug vil kunne stamme fra husholdningsaffald, levnedsmiddelindustrien herunder slagterier og human fækalier. Forudsætningen for, at husholdningsaffald og human fækalier kan anvendes i økologisk jordbrug, er at anvendelsen ikke strider mod de økologiske regler. Barriererne mod at indføre affaldsprodukterne i økologisk jordbrug er også, at de kan belaste jorden med

patogener og uønskede stoffer som tungmetaller og andre miljøfremmede stoffer, f.eks. medicinrester.

Ved kildesortering af husholdningsaffald kan risikoen for tungmetalforurening stort set elimineres og mængden af synlige urenheder begrænses. Der findes ligeledes sanitære systemer, hvor human fæces og urin separeres fra det øvrige spildevand eller fra hinanden ved kilden, så man undgår miljøfremmede stoffer i fæces og urin, der derfor vil kunne anvendes i det økologiske jordbrug. Ved energifremstillingen på et biogasanlæg opnår man som en sidegevinst en kontrolleret hygiejnisering af affaldet/fækalier (Miljøstyrelsen, 1997, Lund et al., 1996), der efterfølgende vil være velegnet til genanvendelse i økologisk landbrug. Nye EU direktiver fra 2002 kræver endvidere at affaldprodukter eller gødning indeholdende affaldsprodukter bliver pasteuriseret (70°C i en time, biproduktforordningen, http://www.europa.eu.int/eur-lex/da/dat/2002/l_273/l_27320021010da00010095.pdf).

Energi- og næringsstof potentialerne fra forskellige kilder udenfor landbrugets kredsløb er angivet i tabel 3.3. Det samlede energipotential fra de angivne kilder er 6 PJ. Det vil imidlertid næppe være realistisk at udnytte potentialerne fuldstændigt (Møller & Baadstorp, 1998) og en realistisk recirkuleringsgrad på længere sigt vil være 50-75% for husholdningsaffald og fækalier, medens en højere andel af industriaffaldet vi kunne anvendes. I dag bliver mere end 50% af industriaffaldet nyttigtgjort i biogasfællesanlæg (Tafdrup 2002).

Ved anvendelse af affald i biogasanlæg, recirkuleres der samtidig en stor mængde næringsstoffer. Human fækalier og urin indeholder store mængder næringsstoffer. Især urin delen har et stort næringsstofindhold, som kan recirkuleres uden forudgående biogasbehandling, forudsat der er sket en urin separation i husholdningerne.

Tabel 3.3. Energi- og næringsstof potentialer i husholdningsaffald, humane fækalier og urin, samt industriaffald. PJ er en energienhed svarende til 10¹⁵ Joule

	Mængde	Energi	Næringsstoffer		
			N	P	K
	1000 tons	PJ			1000 tons
Husholdningsaffald ¹	650	2,5	3.9	0.7	1,8
Fækalier+urin ²	2000	1	25	3.5	12,3
Affald fra fødevarer industri ³	400	2.5	4	1	2,5
I alt	3050	6,0	32.9	5.2	16.6

¹Møller & Baadstorp, 1998, ²Naturvårdsværket (1995) og egne udregninger, ³ affald fra industri dækker fiskeaffald, slagteriaffald (ikke kødprodukter) mm. Tafdrup (1999 og 2002), næringsstofindhold er eget skøn

Energi og biomasse

Som nævnt i indledningen er der i landbruget tradition for at producere afgrøder med henblik på energiproduktion. Det er muligt at anvende græs, kløvergræs eller roetoppe til

energiproduktion på økologisk drevne gårde. I forhold til at dyrke afgrøder med henblik på en forbrænding er der ved biogasproduktion bl.a. den fordel, at næringsstofferne ikke går tabt og at anlæggene kan placeres lokalt.

Græsset bliver i eksisterende anlæg blandet med vand eller i en delmængde af afgasset biomasse og derpå pumpet ind i reaktorerne, der producerer biogas. Der er udviklet systemer hvor biomassen forgæres portionsvis i lukkede containere (Batch). I et sådant system beskrevet af Köttner (Notat) blev biomassen først omsat aerobt i en til tre dage før biomassen iblandet inoculum (50%) blev overført til en lukket container eller et tæt rum. Processen var stabil efter 2-5 dage og ved maksimum 10-28 dage efter processtart. Når containeren eller det gastætte rum tømmes for biomasse bliver der først blæst CO₂ gas ind i containeren eller rummet for at undgå eksplosioner. Hvis der er flere hold i gang ved forskellige stadier af processen kan man opretholde en stabil gas produktion. Det er således muligt at tilføre biomassen tørt; men det virker umiddelbart kompliceret.

Det er nødvendigt at kunne opbevare biomassen i perioder, hvor høst ikke er muligt, hvis man ønsker udelukkende at drive biogasanlægget på græs, kløvergræs eller lignende. Til det brug er ensileret græs/kløvergræs eller roetoppe meget velegnet. Ved ensilerings processen omsættes organisk tørstof og gødningens indhold af askefrit tørstof reduceres med ca 20 %

Det er beregnet, at der ved biogasbehandling af græs kan produceres 0,35 m³ CH₄ per kg volatile solids (OS) i græsset (Tabel 3.4). Beregningerne der ligger til grund for tabel 3.5 er gennemført under forudsætningerne angivet i tabel 3.4. OS er den organiske del af tørstof i gylle og græs eller anden biomasse. I en nyligt afsluttet undersøgelse blev det vist, at energiproduktionen ved afgangning af ensileret græs var 0,4 m³ CH₄ per kg OS, hvilket er lidt højere end ved gennemsnitsberegningen angivet i tabel 3.4.

For at få en høj energi produktion ved afgangning af græs er det vigtigt at græsset bliver slået før det begynder at sætte stængler, hvilket svarer til slettidspunktet for græs, der har en god foderværdi. Endvidere skal græsset eller ensilagen findeles før den anvendes til biogasproduktionen.

Tabel 3.4. Produktion af tørstof på 1 ha ekstensiv græs, sammensætning af det høstede græs og metanproduktionen i biogasanlæg.

Komponent	Indhold i græs	Kløvergræs
Fedt, % TS	4,9	3,3
Kulhydrat, % TS	68,1	73
Protein, % TS	26	23
OS/TS forhold, %	90	90
Metan produktion, m ³ CH ₄ kg ⁻¹ OS*	0,35	0.35
TS produktion ton ha ⁻¹	5-7	5-7

*Beregnet med metan produktions model udviklet af Sommer et al. 2001.

Der er lavet en balance for energiproduktionen på et biogasanlæg (tabel 3.5), der omsætter kløvergræs til biogas. I beregningerne indgår energiforbruget ved eksempelvis markarbejde

og energiforbrug ved biogasproduktionen (Sommer et al. 2002). Tages udgangspunkt i produktionen af 30 t kløvergræs pr. ha med et tørstofindhold på 18% og et OS indhold på 90% vil energioverskuddet i systemet være 12658 kWh pr. ha. Energi-ratioen (energibalancen) af systemet er ca. 10, dvs. der produceres ca. 10 gange så meget energi, som der forbruges. Hertil kommer at der høstes kvælstof der er fikseret med afgrøden, og som kan anvendes til andre afgrøder, ligesom en del af den kvælstof der efterlades i jorden ved dyrkningen kan komme den følgende afgrøde til gode. Hvis den tilsvarende mængde kvælstof skulle produceres industrielt ville det kræve et betydeligt energiforbrug, men det kan diskuteres om denne energigevinst kan indregnes i en økologisk energibetragtning

Tabel 3.5. Energi produktion og forbrug ved dyrkning af kløvergræs til energiproduktion.

Parameter	Mængder	Energiproduktion/forbrug Kwh/år
Kløvergræs	30 ton 18% TS	17010
Procesenergi	20% af energiproduktion	-3402
Markarbejde u. vanding ¹	95 l diesel	-950
Netto		12658

¹Sommer mfl. 2002

²4% protein (TS) forudsat i afgrøde

Drivmiddel til traktorer

Biogas kan efter opgradering og rensning anvendes som brændsel for gasdrevne køretøjer. Processerne og kravene til gaskvaliteten svarer i store træk til forholdene ved introduktion af biogas i naturgasnettet (rensning for indhold af CO₂ og H₂S) . Der kræves dog en komprimering af gassen til 200-250 bar, hvilket øger såvel investeringen som driftsomkostningerne. Konceptet er tidligere realiseret i lille målestok ved Vegger (De Witt, 1994). Ved opgraderingen bruges energi, men energiforbruget skønnes at være mindre end 10% af den producerede energi (Jensen, 2003).

I Sverige findes der ca. 20 fyldestationer til tankning af biogas på biler og bybusser (Iskov 1999). Langt de fleste af Sveriges opgraderingsanlæg anvendes til produktion af gas til køretøjer, og der er udarbejdet en svensk standard for gaskvaliteten til køretøjer (DGC, 2001). Biogas som brændstof til køretøjer adskiller sig fra de alternative anvendelsesmuligheder, når det drejer sig om den opnåede miljøeffekt. Effekten af de øvrige anvendelser er typisk fortrængning af naturgas, mens der ved anvendelse til køretøjer fortrænges diesel eller benzin (DGC, 2001). For sammenlignelige køretøjer og kørselsbetingelser angives energiforbruget for gasdrift ofte at være 10-50% højere pr. kørt km for gasdrift end for dieseldrift. Det svarer til et ækvivalent biogasforbrug på ca. 1,1-1,5 m³ CH₄/L diesel (DGC, 2001). Den største barriere for anvendelse af biogas til motorbrændstof er omkostningerne til opgradering.

3.4 Sidegevinst ved fermentering af græs/kløvergræs eller gylle

Forædling af biomasse til foder

Forsøg i Tyskland har vist, at anaerob, bakteriel omsætning af både frisk græs og ensileret græs i biogasreaktorer har øget biomassens indhold af aminosyrer (herunder lysin). Det er således vist at i udrådnet gødning er aminosyreindholdet steget med 230%, lysinindholdet med 300% og proteinindholdet (kvælstof*6,25) med 25% i forhold til udgangsmaterialet (Gunnerson og Stuckey, 1986). Det forøgede indhold af protein og især af lysin vil kunne gøre græsset til et meget anvendeligt foder til svin. Protein forsyningen til svin og især forsyning af essentielle aminosyrer er akilleshælen i økologisk svineproduktion (se Økologisk Jordbrug, vinteren 98/99), og kunne det lykkedes at fremstille et protein og aminosyrerigt foderprodukt ved at fermentere græs ville det kunne bidrage til en videre udbygning af økologisk svineproduktion, hvor mindst 80% af foderet dyrkes økologisk og lokalt.

Den fermenterede biomasse fra en reaktor, hvor græs er tilført opblandet i væske, vil have en relativ lav koncentration af proteiner og aminosyrer. Derfor vil det være nødvendigt at separere væsken fra biomassen og alene benyttet koncentratet som foder. Et alternativ vil være at forbedre designet af biogasanlæg, der tilføres biomassen uden forudgående opblanding i vand.

Det er muligt at overføre ca. 30% af kvælstoffet til en fast fraktion ved separering. En stor del af kvælstoffet i væske fraktionen vil være ammonium samt en del lavmolekylære proteiner og aminosyrer. Derfor kan det vise sig nødvendigt med en form for additiver der kan binde aminosyrer og proteiner for at opnå en effektiv separation, hvor hele protein og aminosyre fraktionen overføres til den faste fraktion. Fodringsforsøg har også vist, at svinene sorterer det oparbejdede foder fra foderblandinger. Derfor skal produktet fra separation af den mikrobielt behandlede biomasse videreføres for at sikre at svinene vil æde foderet. En videreførelse kan bestå i tørring, der også vil bidrage til at øge foderværdien af biomassen, idet foderværdien pr. kg bliver større.

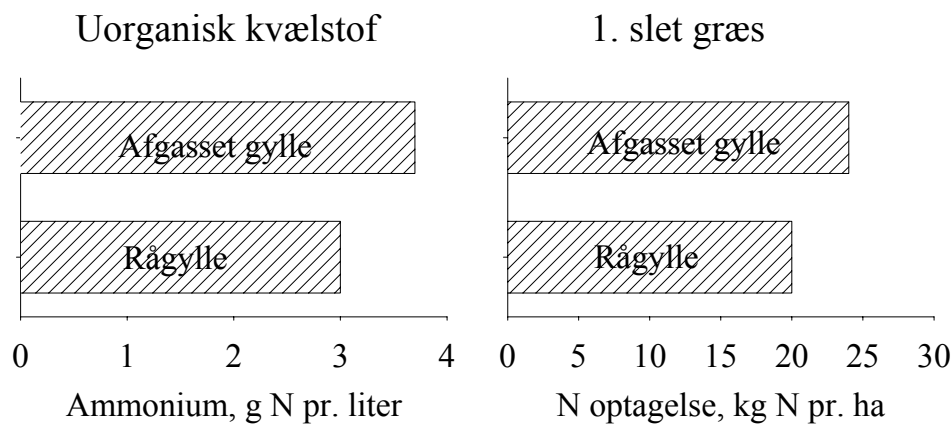
Miljøeffekter

Ammoniaktab og gødningsværdi

Afgasning af gylle i biogasanlæg ændrer gyllens egenskaber på en række områder, hvor de væsentligste ændringer er: Andelen af uorganisk kvælstof stiger (Figur 3.2), pH stiger, viskositeten bliver mindre. En højere andel af uorganisk kvælstof og højere pH giver risiko for større ammoniakfordampning under lagring og udbringning. Til gengæld betyder den mindre viskositet, at gyllen hurtigere trænger ned i jorden. Når gyllen er sivet ned i jorden reduceres risikoen for at ammoniak går tabt ved fordampning.

I praksis har det vist sig, at de positive og negative virkninger stort set udligner hinanden ved svinegylle medens der er en betydelig positiv kvælstof effekt ved afgasning af kvæggylle. Dette hænger sammen med, at ammonium andelen i kvæggylle stiger fra ca. 50% til 75% ved afgasningen, mens ammonium andelen øges lidt i svinegylle. Tabet af ammoniak fra udbragt afgasset gylle er ikke forskelligt fra udbragt ubehandlet gylle (Rubæk et al., 1996). Det er ammonium-kvælstof i gylle som er plantetilgængeligt. Som følge heraf er udbyttet

større pr kg udbragt kvælstof i afgasset gylle i forhold til udbyttet af kvælstof i rågylle.

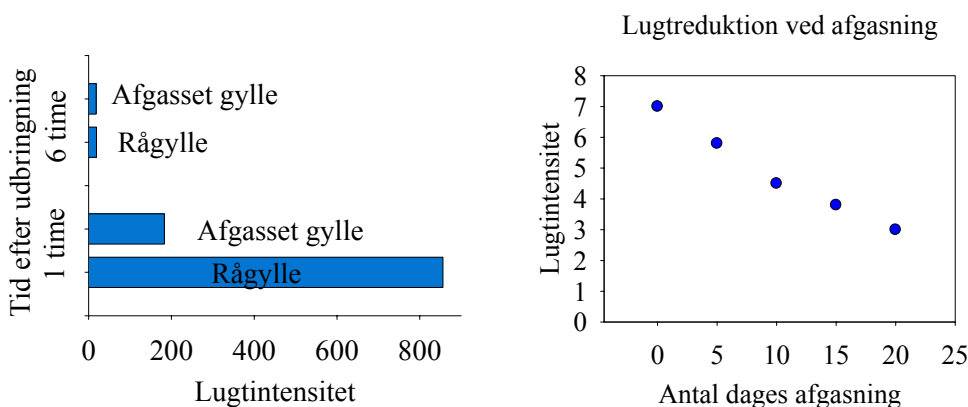


Figur 3.2. Indhold af uorganisk kvælstof i form af ammonium i henholdsvis afgasset gylle og rågylle (venstre) og N-optagelsen i 1-slet af græs efter udbringning af afgasset gylle og rågylle (højre) (Rubæk et al. 1996).

Som nævnt er andelen uorganisk kvælstof i forhold til organisk kvælstof større i afgasset gylle som i ubehandlet gylle. Afgrøderne kan kun optage den uorganiske kvælstof, derfor er 1. års gødningsværdien af kvælstof i afgasset gylle større end værdien af kvælstof i ubehandlet gylle (Fig 3.2; Rubæk et al. 1996, Birkmose 2002). En forudsætning for at kunne udnytte den større gødningsværdi er at gyllen enten bliver nedfældet eller nedbragt i jorden ved pløjning eller harvning umiddelbart efter udbringning.

Lugt

Udover de fordele, afgangningen af gylle kan betyde for anvendelse af næringsstoffer, kan biogasanlæg spille en vigtig rolle til begrænsning af lugtemission ved håndtering af husdyrgødning (Figur 3.3). Det skyldes, at afgangning reducerer gyllens indhold af ildelugtende organiske komponenter (Power et al. 1999); Sommer og Husted (1995) har således vist, at indholdet af de lugtende, fede syrer (VFA) i afgasset gylle er ca. 50% af indholdet i ubehandlet gylle, og tørstofindholdet kun 25%. I en undersøgelse af Pain et al. (1990) var lugtgenerne fra nyligt udbragt, afgasset gylle ca. 25% af lugten af ubehandlet gylle.



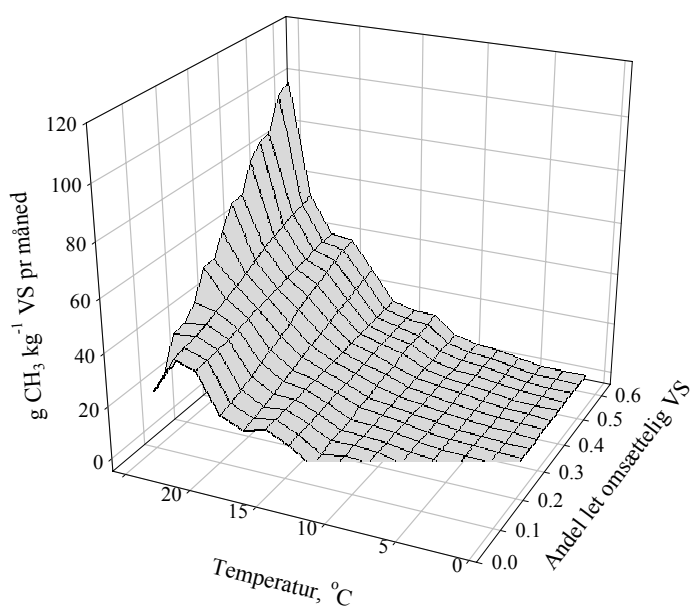
Figur 3.3. Lugtgener ved udbringning af afgasset og ubehandlet gylle (Venstre, Pain et al. 1990) og lugtintensitet af afgasset gylle efter stigende antal dages afgangning (Højre, Powers et al.1999)

Reduceret drivhusgasemission

Husdyrgødning er en kilde til drivhusgasserne metan (CH_4) og lattergas (N_2O) i atmosfæren. Udsendelsen af både metan og lattergas er væsentlig lavere end udsendelsen af kuldioxid, men de to gasser er langt mere effektive som drivhusgasser. Metans varmpotentiale er således ca. 20 gange så stort som kuldioxids og for lattergas er varmpotentialet ca. 300 gange større som for kuldioxid (IPCC 2001).

Metan produceres som nævnt af bakterier under iltfrie forhold. I gylle fra kvæg vil der i reglen straks være et betydeligt indhold af metanproducerende bakterier, og metanproduktionen i frisk gylle starter derfor kort tid efter sammenblanding af fæces og urin. Mængden af metan produceret i lagret gylle vil afhænge af temperaturen, opholdstiden i lageret og indholdet af organisk tørstof (OS). Figur 3.4 illustrerer metan-udsendelsen som funktion af temperatur og indholdet af omsættelig organisk tørstof. Det ses at udsendelsen er lav ved temperaturer under $10\text{-}15^\circ\text{C}$. Temperaturen i gyllebeholdere er normalt under 15°C , den daglige udsendelse af metan fra lagret gylle er derfor lav, men gyllen opbevares i lang tid og den samlede udsendelse bliver derfor betydelig. I gylle lagret i stalde er temperaturen mellem 15 og 20°C og den daglige udsendelse af metan derfor større.

Omsætning af gylle i biogasanlæg forbruger gyllens indhold af omsættelig organisk tørstof (Harikishan and Sung, 2002), derfor vil der være en meget lille udsendelse af metan fra afgasset gylle under lagring, idet det forudsættes at gyllen fra biogasreaktoren afkøles ved varmeveksling. Beregninger viser, at metanudsendelsen fra 1 kg omsættelig tørstof i svinegylle kan reduceres med ca. 40% og med ca. 30% for kvæggylle. Reduceres opholdstiden for gyllen i stalden vil metanudsendelsen blive reduceret endnu mere og indholdet af omsættelig tørstof i gyllen vil stige. Derved vil biogas-potentialet af gyllen, der omsættes i biogasanlægget bliver større. Effekten er at metanudsendelsen fra 1 kg omsættelig tørstof reduceres med ca. 80% for svinegylle og 85% for kvæggylle og energiproduktionen stiger med $5\text{-}10\%$.



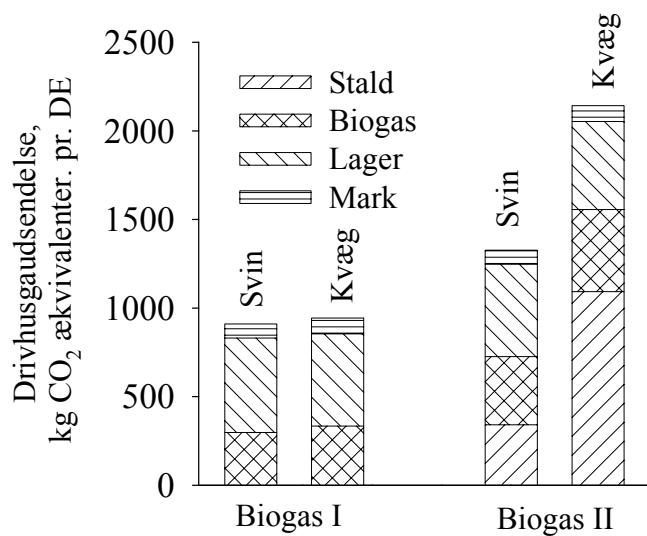
Figur 3.4. Udsendelse af metan fra gyllelager som funktion af temperatur og indhold af OS (Sommer et al. 2001).

Dyrkningsjorden er normalt velforsynet med ilt, så betingelserne for metanproduktion efter udbringning af gylle er ringe. Udsendelsen af metan fra udbragt gylle skyldes derfor primært frigivelse af opløst metan og er i øvrigt ubetydelig i forhold til udsendelsen fra lagret gylle (Chadwick og Pain, 1997; Sherlock et al. 2002).

Lattergas kan dannes gennem to fundamentalt forskellige bakterielle processer. Den ene proces, som kaldes nitrifikation, er en iltning af ammonium til nitrat. Nitrifikationen er således en iltkrævende proces og lavt iltindhold fremmer produktionen af lattergas som er et mellemprodukt ved nitrifikation (Firestone og Davidson, 1989). Ved denitrifikation dannes lattergas som er et mellemprodukt ved reduktion af nitrat til frit kvælstof, denitrifikations-processen er begrænset til iltfrie/iltfattige forhold. Iltfattige områder i jorden vil fremme denitrifikation og derfor øge risikoen for produktionen af lattergas ved denitrifikation.

Dyrkningsjorden er normalt et iltet miljø, men iltfrie forhold kan opstå hvis jorden er meget våd, f.eks. efter en periode med nedbør, eller hvis der er områder i jorden med et højt iltforbrug. Nedfældning af gylle med et højt indhold af let omsætteligt organisk stof fremmer iltforbruget og dermed udbredelsen af iltfattige områder samt som konsekvens heraf produktionen af lattergas ved nitrifikation og denitrifikation (Petersen 1992). Reduktion af gyllens indhold af omsætteligt organisk tørstof vil mindske udbredelsen af iltfattige områder i marker, hvor gylle er blevet nedfældet, og udsendelsen af lattergas vil blive formindsket. Målinger viser, at udsendelsen af lattergas fra nedfældet afgasset gylle er 20-40% lavere end udsendelsen fra ubehandlet gylle (Petersen 1999)

Den energi, der produceres i biogasanlæg, substituerer energi produceret ved afbrænding af fossilt brændsel. Modelberegninger viser at 1 kg OS fra svineproduktion vil substituere 0,45 kg CO₂ produceret ved afbrænding af naturgas og 1 kg OS produceret fra kvægproduktion substituerer ca. 0,30 kg CO₂. Den samlede effekt af at anvende gylle i et traditionelt biogasanlæg (Reduktion af metan og lattergasudsendelse og substitution af kulfyring) er en reduktion i CO₂ ækvivalenter på 900 til 950 kg CO₂ pr dyreenhed for henholdsvis svin og kvæg (Figur 3.5). Benyttes mere avanceret teknologi, der bl.a. omfatter reduktion af metanemission fra stalde bliver effekten endnu større.



Figur 3.5. Reduktion i drivhusgas udsendelse ved fermentering af gylle i biogasanlæg ved (*Biogas I*) traditionel biogasproduktion og (*Biogas II*) ved avanceret biogasproduktion (Udarbejdet på baggrund af Sommer et al. 2001).

Denitrifikationstab

Denitrifikationstab (denitrifikation: omsætning af nitrat til frit kvælstof, N₂) i form af frit kvælstof og lattergas er væsentligt mindre fra afgasset gylle (Rubæk et al., 1996, Petersen 1999). Denitrifikation finder sted under iltfrie forhold, et højt indhold af OS (kulstof) i udbragt gylle vil fremme de iltfrie forhold og dermed denitrifikationen. Ved biogasproduktion reduceres gyllens indhold af kulstof, der forbruges mindre ilt i jord tilført gylle og denitrifikationen reduceres.

Smittespredning

Husdyrgødning består af en blanding af urine og faeces sammen med en blanding af sekreter fra dyrene og foderrester. Derfor vil husdyrgødning fra husdyrbesætninger, der huser infektioner, indeholde de patogener (bakterier, vira og parasitter) der findes i de enkelte besætninger. Til økologisk jordbrug importeres gødning og håndtering af ubehandlet husdyrgødning kan udgøre en potentiel risiko for spredning af patogener. Indenfor den enkelte besætning vil gødningshåndteringen medvirke til at opretholde et infektionspres og muliggøre spredning mellem forskellige dele af en ejendom.

Indholdet af patogener i gødningsfraktioner vil kunne reduceres ved varmebehandling, effekten af varmebehandling er afhængig af behandlingstid og temperatur (Tabel 3.6). En mulig patogenreducerende behandling vil være fermentering af gyllen i biogasanlæg.

Som nævnt producerer biogas i anlæg ved ca. 35°C (mesofilt) i omkring 20 dage. Det ses at ved 35°C bliver indholdet af bakterier og virus reduceret til et niveau hvor anvendelsen ikke skulle kunne forårsage smittespredning og der måske vil være en beskedent risiko for spredning af parasitter (nematoder). Martens et al. (1998) har vist at ved 30°C bliver faecale

streptococcer ikke reduceret mere end med 1 til 2 log. enheder og salmonella blev ikke reduceret. Mesofil afgasning af gylle giver således ikke en sikker hygiejnisering af gødningen.

Derimod giver termofil afgasning af gylle ved ca. 50°C i mere end 6-10 dage en sikker hygiejnisering af gyllen (Tabel 3.6). Matens et al. (1998) viste at faecale streptococcer, salmonella, og aujeszky virus (model for svine feber virus) blev inaktiveret på mindre end 24 timer ved termofil fermentering af gylle. Lignende resultater blev fundet i undersøgelsen af Harikishan og Sung (2002). Tendensen mod at bygge termofile biogasanlæg bidrager således til en bedre sikring mod spredning af patogener.

Table 3.6. Hygiejnisering af gylle, dvs reduktion af patogener til 10% af det oprindelige antal (T_{90}), som function af temperatur og behandlingstid. Tiden er i dage (d) (Bendixen, 1995)

		Temperatur, °C			
		5°C	20°C	35°C	55°C
Bakterier	Salmonella		14 d	2.4 d	0.03 d
	E. Coli		14 d	1.8 d	0.02 d
	Faecal Streptococci			2	0.05 d
Virus	Mund og klovsyge	>98 d	14 d	1 d	0.05 d
	Aujeszky's syge	98 d	14 d	0.2 d	0.01 d
Parasitter	Nematode æg			21-35 d	0.2 d

Reduktion af spredning af ukrudtsfrø

Det økologiske jordbrug kan have problemer med ukrudt, som primært bliver bekæmpet mekanisk. En del ukrudtsfrø kan blive spredt via husdyrgødning (Benoit og Cavers, 1998) dels mellem marker og dels mellem ejendomme. Kemisk behandling af frø kan reducere deres spireevne, derfor kan man forvente at opbevaring af frø i gylle, der har et højt indhold af syre og salte, ville reducere spireevnen. Imidlertid viser forsøg at frø opbevaret ved 2°C i gylle ikke påvirker ukrudtsfrø spireevne (Hansen og Hansen, 1983). Der skal således mere end traditionel lagring over en vinter til at sikre sig mod spredning af ukrudtsfrø.

I små beholdere i laboratoriet simulerede Hansen og Hansen (1983) forgæring af gylle i biogasreaktorer ved temperaturer på 20°C og 35°C. I beholderne blev der lagt netposer med frø af liden nælde, sort natskygge, flyvehavre, raps og hvidmelet gåsefod og frøenes spireevne blev undersøgt som funktion af den tid frøene havde ligget i gyllen. Henfald af frøenes spireevne defineres som den tid det tager at ødelægge spireevnen hos 50% af frøene og kaldes T_{50} . Ved 35°C er T_{50} 2-5 dage for de fleste frø bortset fra hvidmelet gåsefod, der har en halveringstid på 16 dage (Tabel 3.7). Ved 20°C er halveringstiden meget længere. Lignende resultater er publiceret af Sarapatka et al. 1993.

Den gennemsnitlige opholdstid for gylle i biogasreaktoren er 14-20 dage. Dele af den behandlede gylle vil således have opholdt sig kortere tid i reaktoren og dele meget længere. Man kan således ikke være sikker på at hvidmelet gåsefod ikke spredes med gyllen efter

behandling af gyllen i et biogasanlæg, der drives ved 35°C (mesophil). Imidlertid drives de fleste anlæg thermofilt ved lidt under 50°C og det må forventes at T₅₀ er meget kort ved denne temperatur. Biogas behandling har således et stort potentiale for at reducere spredning af ukrudt med husdyrgødning. Det ville være interessant at gennemføre målinger af henfald i spireevne i kontinuert dreven biogas reaktorer ved højere temperaturer end 35°C.

Tabel 3.7. Reduktion i ukrudtsfrøs spireevne ved opbevaring i gylle ved 20°C og 35°C i laboratoriet. T₅₀ er den tid det tager at ødelægge spireevnen hos 50% af frøene iblandet gylle ved forsøgets start. T₅₀ er anslået efter Hansen og Hansen (1983)

Ukrudtsart	T ₅₀ , dage	
	20°C	35°C
Flyvehavre	11	< 2
Sort natskygge	25	4,5
Liden nælde	25	4,5
Hvidmelet gåsefod	35	16

3.5 Vidensbehov

- For at kunne anvende afgrøder optimalt til biogasproduktion er der behov for at afklare hvilke afgrøder der er mest velegnede og at tilpasse kulturteknik og drift til energiproduktion.
- Der er behov for udvikling af systemer til indpasning af anvendelse af affald og fækalier i økologisk biogasproduktion.
- Der er behov for afklaring og forsøg med muligheder for at kombinere biogas energi produktion og svinefoder produktion.
- Undersøge reduktion af spireevne af ukrudtsfrø ved forgæring af gylle ved høje temperaturer.

3.6 Litteratur

- Andersen, P.E. & Just, A. 1983. Tabeller over foderstoffers sammensætning mm Det kgl. Danske landhusholdningsselskab
- 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.
- Bendixen, H.J. 1995. Smitstofreduktion i biomasse (Reduction of pathogens in biomass for fermentation i biogasplants). Landbrugs- og Fiskeriministeriet. Copenhagen, Denmark.
- Birkmose, T. 2001. Biogas production – agriculture, environment and energy. Presentation at the BioEnergy conference 25-28. September in Aarhus-DK.

- 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.
- Chadwick D. & Pain, B., 1997. Methane fluxes following slurry applications to grassland soils laboratory experiments. *Agric. Ecosys. Environ.*, 63, 51-60.
- DGC, 2001. Status vedr. opgradering. Dansk Gasteknisk Center. Notat.
- De Wit, J.: Gasrensning ved trykvandsvask. Biogasfællesanlæg Vegger. Klientrapport, Dansk Gasteknisk Center. Hørsholm, juni 1994.
- Firestone, M.K. & Davidson, E.A., 1989. Microbiological basis of NO and N₂O 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.
- Graf Walter: Kraftwerk Wiese, Strom und Wärme aus Gras, 1999, ISBN: 3-89811-193-8
- Gunnerson, C.G. og Stuckey, D.C. 1986. Integrated resource recovery. Anaerobic digestion principles and practises for biogas system. World Bank Technical papers nr. 49.
- Harikishan, S. and Sung S.W. 2002. Cattle waste treatment and class a biosoloid production using teperature-phased anaerobic digester. *Advances in Environmental Research*, in press .
- Iskov, H. 1999. Opgradering af biogas, svenske erfaringer. Biogasprogrammet 1998-2001. Energistyrelsen J. nr. 5347-0001. December 1999. Dansk Gasteknisk Center A/S.
- IPPC 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis, Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Eds J. T. Houghton, Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, x. Dai, K. Maskell, C. A. Johnson. Published by Cambridge University Press. Pp. 892.
- Jensen, J., 2003. Dansk Gasteknisk Center. Personlig samtale.
- Jensen, K.S., 2002. Øko-gas Give – eksempel på økologisk biogasfællesanlæg. Kongresbilag fra Økologi-kongres 2002 – Mellem værdier og vækst, 80-84.
- Juncker, N. 1919. Den danske landmandsbog. Junckers Forlag, København. Pp 522-523. Ved beregningen er det antaget at der er behov for 2 spand heste og en plag på en gård på 40 tdr. land og at der blev produceret 5000 FE/ha, en hest har behov for ca. 10 FE pr dag..
- Jørgensen, P.J. og Hannibal, E. 1997. Kløvergræs som energiafgrøde. *Dansk Bioenergi* 31, 8-9.
- Köttner, M. (notat) Dry fermentation – a new method for biological treatment in ecological sanitation systems (ECOSAN) for biogas and fertilizer production from stackable biomass suitable for semiarid climates.
- Michael Köttner: International Biogas and Bioenergy Centre of Competence (IBBK): www.biogas-zentrum.de Fachverband Biogas e. V.: www.biogas.org www.graskraft.de
- Kuikman, P.J. og Buijter, M. 2002. Co-fermentation of animal manure with organic wastes has potential to reduce emissions of greenhouse gases in the Netherlands. In *Non-CO₂ Greenhouse Gases* (Eds. Van Ham, Baede, Guicherit & Williams-Jacobse). Millpress, Rotterdam, Pp. 497-498.
- Lund, B., Frøkjær Jensen, V., Have, P. og Ahring, B. 1996. Inactivation of virus during anearobic digestion of manure in laboratory scale biogasreactors. *Antonie van Leeuwenhoek*, 69:25-31.

- Møller, H.B., Sommer, S.G. & Ahring B. K. 2003. Theoretical and ultimate gas potential of manure, straw and solid fraction of manure. Prepared for submission to Biomass & Bioenergy.
- Martens, W. Fink, A., Phillip, W., Weber, W., Winter, D. and Böhm, R. 1998. Inactivation of viral and bacterial pathogens in large scale slurry treatment plants. In; Eds. Martinez, J. et al. *Proceedings from RAMIRAN '98 8th. international conference om Management Strategies for Organic Waste Use in Agriculture*. 529-539.
- 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.
- Miljøstyrelsen. 1997. Hygiejniske aspekter ved behandling og genanvendelse af organisk affald. Miljøprojekt nr. 351, Miljø- og Energiministeriet.
- Møller, H.B. og Baadstorp, L. 1998. Indsamling og anvendelse af organisk dagrenovation i biogasanlæg. Miljøprojekt nr 386. Miljø-og Energiministeriet Miljøstyrelsen.
- Naturvårdsverket 1995. Vad innehåller avlop från hushåll? Naturvårdsverket rapport 4425.
- Olesen, J.E. 2002. Energy crops as a strategy for reducing greenhouse gas emissions. I *Greenhouse gas inventories for agriculture in the Nordic countries* (Eds. J.E. Olesen og S.O. Petersen), Helsingør, Denmark, 24-25 January 2002. DIAS Report, 87-96..
- Pain, B.F.; Misselbrook, T.H.; Clarkson, C.R.; Rees, Y.J. (1990) Odour and ammonia emissions following the spreading of anaerobically-treated pig slurry on grassland *Biological Wastes* 34, 259-267.
- Patni, N.K. & Jui P.Y. 1985. Volatile fatty acids in stored dairy-cattle slurry. *Agric. Wastes*, 13, 159-178.
- Petersen, S.O. 1992. Nitrification and denitrification with direct injection of raw or anaerobically digested liquid cattle manure. *Acta. Agric. Scand. Sect. B, Soil and Plant Sci.* 42, 94-99.
- Petersen, S.O., 1999. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. *Journal of Environmental Quality* 28, 1610-1618.
- Powers, W.J., Horn, H.H. Van, Wilkie, A.C., Wilcox, C.J. og Nordstedt, R.A. (1999) Effects of anaerobic digestion and additives to effluent or cattle feed on odor and odorant concentrations. *J. Animal Science* 77, 1412-1421.
- Rubæk, G.H., Henriksen, K., Petersen, J., Rasmussen, B., and Sommer, S.G. 1996. Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (*Lolium perenne*). *J. Agric. Sci.* 126, 481-492.
- Sherlock, RR, Sommer SG, Rehmat Z. Khan, RZ, C. Wesley Wood, C.W., Guertal, EA, Freney JR, Dawson C.O. and Cameron KC. 2002. Emission of Ammonia, Methane and Nitrous Oxide from Pig Slurry Applied to a Pasture in New Zealand *J. Environ. Qual.* 31, 1491-1501.
- Sommer, S.G. and Husted, S. 1995. Chemical composition of the buffer system in livestock and biogas plant digested slurry. *J. Agric. Sci.* 124, 45-53.
- Sommer, S.G., Møller, H.B. og Petersen, S.O. 2001. Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling. DJF-rapport nr. 31, Husdyrbrug. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Danmarks Jordbrugsforskning. Pp53.
- Sommer, S.G. Møller, H.B., Fernández, J.A., Theil, P., Baadstorp, L., Jørgensen, P.J. og Holm-Nielsen, J.B. 2002. Bakteriell fremstilling af økologisk svinefoder baseret på græs. Slutrapport til Direktoratet for FødevarerErhverv.

- Strukturdirektoratet 1999. Aktionsplan II – Økologi i udvikling, Pp 367. København.
- Tafdrup, S. & Gregersen, K.H.G. 1999. Biogasfællesanlæg – produktion og økonomi. Dansk BioEnergi, særnummer juni 1999-
- Tafdrup, S. 2002. Genanvendelse af organisk affald. Dansk BioEnergi, juni 2002.
- Tong , X., Smith, L.H. and McCarty, P.L. 1990. Methane fermentation of selected lignocellulosic materials. Biomass, 21, 239-255.
- Vavilin, V.A., Lokshina, L. Ya, 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.