



Utsläpp från lagring av gödselbaserad rötrest

Rapport i projektet "Utvärdering av
biogasanläggningar på gårdsnivå"



Förord

Projektet *Utvärdering av biogasanläggningar på gårdsnivå* ägs av Hushållningssällskapets Förbund och utförs i nära samarbete med Institutet för jordbruks- och miljöteknik (JTI). Dess främsta syfte är att utvärdera gårdsbiogasanläggningar avseende teknik, drift, biologi och ekonomi. Projektet pågår mellan 2011 och 2014 och ett trettiotal anläggningar ingår i projektet. Dessa besöks regelbundet av projektets rådgivare.

Det viktigaste syftet med projektet är att inhämta och sprida kunskap om gårdsbiogasproduktion till befintliga och blivande anläggningsägare. Projektet ska därutöver utveckla och formulera rådgivning till branschen.

I denna delrapport vill vi utreda emissioner från lagring av gödselbaserad rötrest, framför allt emissioner av metan. Rapporten är skriven av Maria Berglund vid Hushållningssällskapet Halland.

Projektet finansieras av Jordbruksverket via EU-medel. Vi vill härmed tacka alla som bidragit till studiens genomförande. Speciellt tack till ägarna för de studerade anläggningarna.

Mer information om projektet finns på hemsidan www.bioenergiportalen.se.

Stockholm december 2014

Jesper Broberg, förbundsordförande, Hushållningssällskapets Förbund

Maria Berglund, huvudförfattare

Karin Eliasson, projektledare

Sammanfattning

Detta är en litteraturstudie om gasformiga utsläpp från lagring av rötrest. Målet var att sammanställa kunskap som är relevant för svensk gårdsbaserad biogasproduktion, som till stor del baseras på stallgödsel och där rötresten liknar flytgödsel. Fokus har legat på utsläpp av växthusgaser, framför allt metan eftersom metanutsläpp är den stora klimatutmaningen vid biogasproduktion och lagring av rötrest. I rapporten beskrivs även lustgas och ammoniak, och samband mellan utsläpp av de tre gaserna. Rapporten tar även upp utsläpp från lagring av flytgödsel eftersom det finns många fler studier om detta ämne och samma faktorer styr utsläppen från rötrest som från flytgödsel.

Metan bildas i syrefria miljöer när organiskt material bryts ner av mikroorganismer. Mängden metan som bildas i rötrestlagren styrs av tillgången på organiskt material, dess kvalitet, temperaturen i lagret, lagringstiden och pH. Ju mer lättomsättbart organiskt material det finns i rötresten desto mer metan kan bildas. I rötningsprocessen bryts mycket av det lättomsättbara materialet ner, och många internationella forskningsstudier tyder på att metanavgången därmed är lägre från rötad än orötad gödsel. Metanproduktionen ökar exponentiellt med ökande temperatur i lagret (gäller vid temperaturer under svenska förhållanden). Ju längre lagringstiden är desto mer organiskt material hinner mikroorganismerna bryta ner och desto mer metan bildas. Metanbildarna är dock känsliga för bl a låga pH-värden och mycket höga ammoniakkoncentrationer. All metan som bildas i lagret når dock inte atmosfären. Metan som bildats i flytgödsel- och rötrestlager kan oxideras när det transporteras genom ett svämtäcke. Gödselytans beskaffenheter påverkar därmed hur mycket metan som når atmosfären.

Lustgas bildas dels vid nitrifikation när ammonium omvandlas till nitrit och nitrat, och dels vid denitrifikation när nitrat omvandlas till olika gasformiga kväveföreningar. Mängden lustgas som bildas i ett lager styrs av tillgången på kväve (ammoniumkväve) och organiskt material, samt syretillgången i ytan. Ammoniak är ingen direkt växthusgas, men ammoniak som förlorats vid lagring kan omvandlas till lustgas när ammoniaken omsätts i andra delar av ekosystemet. Ammoniakutsläppen styrs till stor del av gödselns innehåll av ammoniumkväve, och den kemiska jämvikten mellan ammoniak och ammonium i gödseln som i sin tur påverkas av pH och avdrivning av ammoniak. Ett svämtäcke innehåller syre och kan jämfört med en blank yta ge högre lustgasavgång, men samtidigt minska ammoniak- och metanavgången. Totalt sett brukar växthusgasutsläppen vara lägre med än utan svämtäcke eftersom metanavgången oftast är avgörande ur klimatsynpunkt.

Utsläppen från rötrestlager kan antingen mätas eller beräknas. Det är svårt att mäta emissionerna från rötrestlager som inte är helt inneslutna, men också att få representativa värden och räkna om dem till totala utsläpp för en längre period. Idag saknas enkel och beprövad mätteknik i Sverige för att mäta metanemissioner på gårdsanläggningar, men det pågår projekt på området. Ett alternativ är att beräkna utsläppen med matematiska modeller, men de mer avancerade internationella modellerna kräver detaljerad indata som sällan samlas in på gårdsanläggningar eller som kan variera mycket över tid. Det gäller t ex hur temperaturen och mängden rötrest i lagret varierar över året och rötrestens sammansättning. Konstanterna i modellerna kan även behöva anpassas till svenska förhållanden.

Ett alternativ till att fastställa utsläppsnivåerna genom mätningar eller modellberäkningar är att följa upp kvalitativa eller kvantitativa parametrar som är viktiga för att minska riskerna för utsläpp av växthusgaser och att vid behov genomföra åtgärder. Det kan handla om att arbeta för en hög utrottningsgrad, säkerställa att det finns en bra täckning (svämtäcke) på rötrestlagret och undvika situationer där stor mängd rötrest kombineras med hög temperatur i lagret. Målen för arbetet måste anpassas till den aktuella anläggningen. Det saknas stöd i litteraturen för att sätta allmängiltiga och

absoluta gränser på vad som t ex skulle vara en tillåten temperatur i rötrestlagren, kvalitet på svämtäcket eller krav på utrötningsgrad.

Förkortningar och ordlista

B ₀	Maximal metanproduktionspotential [m ³ CH ₄ /kg VS].
CH ₄	Metan
CO ₂	Koldioxid
CO ₂ e	Koldioxidekvivalenter
HRT	Uppehållstiden i reaktorn (på engelska <i>Hydraulic Retention Time</i>)
IPCC	FNs klimatpanel (på engelska <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>)
MCF	Metankonverteringsfaktor (på engelska <i>Methane Conversion Factor</i>). Anger hur stor andel av B ₀ som uppnås vid givna förutsättningar i lagret (lagringsteknik, lagringstid, temperatur)
N ₂ O	Lustgas
NH ₃	Ammoniak
NH ₄ ⁺	Ammonium
Nm ³	Normalkubikmeter
<i>Tier</i>	(Beräknings- och detaljerings)nivå. Används som term i IPCC:s riktlinjer för klimatberäkningar för att ange detaljeringsgraden i beräkningarna. Ju högre <i>Tier</i> , desto mer detaljerade och platsspecifika beräkningar.
TS	Torrsubstans
VS	Organiskt material (på engelska <i>Volatile Solids</i>)

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
2	Emissioner från lagring	3
2.1	Metan från stallgödsel	3
2.1.1	<i>Det organiska materialets betydelse</i>	<i>4</i>
2.1.2	<i>Temperaturberoendet.....</i>	<i>5</i>
2.1.3	<i>Hämmande faktorer</i>	<i>5</i>
2.1.4	<i>All bildad metan når inte atmosfären – ytans beskaffenhet</i>	<i>6</i>
2.2	Metan från rötrest.....	7
2.2.1	<i>Det organiska materialets egenskaper</i>	<i>8</i>
2.2.2	<i>Utröttningsgrad.....</i>	<i>9</i>
2.2.3	<i>Uppehållstid i rötammaren</i>	<i>11</i>
2.2.4	<i>Efterrötammare</i>	<i>12</i>
2.2.5	<i>Metanbildande mikroorganismer.....</i>	<i>12</i>
2.2.6	<i>Temperatur.....</i>	<i>13</i>
2.2.7	<i>pH.....</i>	<i>15</i>
2.2.8	<i>Täckningens betydelse.....</i>	<i>15</i>
2.2.9	<i>Lagringstid och lagringsperiod.....</i>	<i>16</i>
2.2.10	<i>Skillnader mellan rötad och örötad stallgödsel.....</i>	<i>18</i>
2.3	Lustgas från stallgödsel och rötrest.....	19
2.3.1	<i>Lustgas bildas vid nitrifikation och denitrifikation</i>	<i>19</i>
2.3.2	<i>Faktorer som påverkar lustgasbildningen</i>	<i>19</i>
2.4	Ammoniak från stallgödsel och rötrest	20
3	Mätmetoder och beräkningsmodeller	23
3.1	Mätningar	23
3.1.1	<i>Mätningar i forskningsstudier</i>	<i>23</i>
3.1.2	<i>Uppföljning på biogasanläggningar</i>	<i>24</i>
3.2	Beräkningsmodeller	26
3.2.1	<i>Klimatpanelens riktlinjer.....</i>	<i>26</i>
3.2.2	<i>Tysk modell för att beräkna metanbildning i rötrest.....</i>	<i>30</i>
4	Slutsatser	35
4.1	Mekanismer.....	35
4.2	Åtgärder	36
5	Referenser	39
5.1	Personligt meddelande.....	41

1 Inledning

Biogasproduktion ger en klimatnytta eftersom produktionen tillför förnybar energi i energisystem och medför att fossila bränslen kan bytas ut direkt eller på sikt. Gödselbaserad biogasproduktion har ytterligare en klimatnytta eftersom rötning av stallgödsel och lagring av den rötade gödseln kan minska metanemissionerna jämfört med traditionell lagring av stallgödsel. Om metanemissionerna från rötrestlagringen och resten av biogassystemet är låga kan till och med den totala klimatpåverkan av biogasproduktionen bli negativ, d v s växthusgasutsläppen blir totalt sett lägre om gödseln rötats än om den lagrats på traditionellt sätt.

Den gödselbaserade biogasens klimatpåverkan styrs till mycket stor del av hur stora metanförlusterna är i hela biogassystemet, inklusive från rötrestlagren. Låga metanförluster är därmed en förutsättning för att biogas ska vara ett klimatsmart bränsle. Lagring av rötrest kan stå för en stor andel av de totala metanförlusterna från biogassystemen, och det är därmed viktigt att förebygga och hålla nere dessa förluster. Det sker dessutom andra luftburna utsläpp från rötrestlagren, framför allt av lustgas och ammoniak, som också är växthusgaser direkt eller indirekt. Det är därmed viktigt att även hålla koll på dessa utsläpp för att kunna bedöma den totala klimatpåverkan av biogasproduktionen.

På senare tid har medvetenheten ökat om att stora utsläpp av växthusgaser, bl a från lagring av rötrest, kan äventyra klimatnyttan med biogasproduktion. Till exempel har några av de gårdsbaserade biogasanläggningarna som deltagit i Utvärderingsprojektet fått utredningsvillkor i sina miljötillstånd som gått ut på att de ska beskriva emissioner från lagring av rötrest och lösningar för att minska emissionerna. För att kunna beskriva hur stora utsläppen är gäller det att förstå hur emissionerna bildas och vilka faktorer som påverkar emissionernas omfattning. Det gäller även att hitta metoder, antingen beräkningsmodeller eller mätmetoder, för att kunna bestämma emissionernas omfattning.

I denna rapport sammanställs aktuellt kunskapsläge om utsläpp av metan, lustgas och ammoniak från lagring av gödselbaserad rötrest. Då ingår att beskriva faktorer och mekanismer som påverkar utsläppsnivåerna, metoder för att beräkna eller mäta utsläppen samt åtgärder för att minska utsläppen från lagringen. Syftet är att öka kunskapen om dessa frågor hos miljörådgivare och andra som är intresserade av biogasproduktionens miljöpåverkan, framför allt dess klimatpåverkan.

Utgångspunkten har varit de gårdsbaserade biogasanläggningarna som deltagit i Utvärderingsprojektet. Fokus ligger därmed på gödselbaserad biogasproduktion på gårdsnivå under typiskt svenska förhållanden, d v s relativt kallt klimat. Den mesta gödseln som rötas i dessa biogasanläggningar kommer från gris- eller mjölk/nötbesättningar och rötresten har relativt låg torrsbstanshalt. Fokus i litteratursammanställningen ligger därför på nöt- och svinflytgödsel samt flytande rötrest.

Kunskapssammanställningen har gjorts som en litteraturstudie av nationell och internationell litteratur på området. Mycket av den litteratur som refereras till i denna rapport handlar om stallgödsel och inte specifikt om rötrest. Det finns mycket mer litteratur om miljöpåverkan från lagring av stallgödsel än av rötrest. I och med att utsläppen från rötrest styrs av samma faktorer och mekanismer som utsläppen från stallgödsel är stallgödsellitteraturen tillämpbar. I litteraturen om miljöpåverkan av (gödselbaserad) rötrest ingår dessutom ofta jämförelser med motsvarande stallgödselsystem eller så utgör biogasproduktion ett av flera alternativ som jämförts med traditionell stallgödselhantering.

Inom Utvärderingsprojektet har vi även tagit fram en enkel modell för att beräkna klimatavtrycket för den gårdsbaserade biogasproduktionen, d v s hur stora blir växthusgasutsläppen per gårdsanläggning för insamling och ev annan hantering av substrat, drift av biogasanläggningen samt lagring och spridning av rötrest. Denna klimatpåverkan har sedan jämförts med hur det hade sett ut om det inte

funnits någon biogasanläggning när stallgödsel lagrats på traditionellt sätt och energiförsörjningen skett med andra energibärare än biogas. I denna rapport kommer vi att referera till några relevanta slutsatserna från dessa klimatberäkningar och erfarenheter från datainsamlingen till beräkningarna.

2 Emissioner från lagring

Detta kapitel beskriver hur metan (CH₄), lustgas (N₂O) och ammoniak (NH₃) bildas i rötrest och stallgödsel (flytgödsel). Stallgödsel har tagits med i detta kapitel eftersom det är samma mekanismer som styr utsläppen från rötrest som från stallgödsel och det finns mycket mer litteraturuppgifter om utsläpp från stallgödsel än från rötrest. Dessutom är det vanligt att jämföra utsläppen från stallgödsel-baserad rötrest med utsläpp från obehandlad stallgödsel eftersom det ger en bild av hur etableringen av gödselbaserad biogasproduktion har påverkat utsläppen från gödselhanteringen.

Olika utsläpp ger olika miljöpåverkan. I denna rapport ligger fokus på klimatpåverkan. Metan och lustgas är växthusgaser. Olika växthusgaser har olika stor inverkan på klimatet, och för att kunna jämföra och summera deras klimatpåverkan räknas utsläpp av växthusgaser om till koldioxid-ekvivalenter (CO₂e). Utsläpp av ett kg metan motsvarar 25 kg CO₂e och ett kg lustgas motsvarar 298 kg CO₂e i ett hundraårsperspektiv (IPCC, 2007).

Utsläpp av ammoniak ger indirekt klimatpåverkan eftersom lustgas kan bildas från ammoniak som avgått från rötrestlagret. Enligt IPCCs¹ riktlinjer för klimatrapportering beräknas 1 % av luftburna kväveutsläpp (ammoniak och kväveoxider) omvandlas till lustgas när kvävet omsätts i andra delar av ekosystemet (IPCC, 2006). Det innebär att utsläpp av 1 kg ammoniumkväve indirekt skulle ge 0,01 kg lustgaskväve, vilket motsvarar indirekta lustgasutsläpp om 0,013 kg N₂O/kg NH₃ eller 3,9 kg CO₂e/kg NH₃.²

Utsläpp av metan upptar en stor del av detta kapitel. De mesta växthusgasutsläppen från stallgödsel- och rötrestlagring utgörs generellt av metan. I försök där man mätt emissioner av metan, lustgas och ammoniak (omräknat till indirekta lustgasemissioner) från lagring av flytgödsel kan metanutsläppen utgöra ca 60–100 % av de totala växthusgasutsläppen, uttryckt som kg CO₂e (se t ex Berg m fl, 2006; Wood, 2013; Wagner-Riddle & Gordon, 2014). Resultat från livscykelanalyser av gödselbaserad biogasproduktion tyder också på att metanemissionerna generellt står för den största klimatpåverkan. Åtgärder för att minska metanutsläppen från rötrestlagringen bör därmed prioriteras ur klimatsynpunkt. Men dessa åtgärder får samtidigt inte orsaka ökade eller allt för höga lustgas- och ammoniakemissioner. Därför kommer även eventuella synergier där en åtgärd minskar flera utsläpp att belysas, men även faktorer som visserligen kan minska vissa utsläppen men öka utsläppen av andra gaser.

I kapitlet beskrivs viktiga faktorer som styr hur stora utsläppen blir. Det kommer i huvudsak att handla om biologiska faktorer, men även fysikaliska och kemiska. Utsläppen av metan, lustgas och ammoniak påverkas till stor del av samma faktorer. Några av dessa faktorer är tillgång till syre, kväve och organiskt material, temperatur och ytans beskaffenhet. Dessa faktorer kan dock ha olika effekt på respektive gas, och därför beskrivs även hur faktorerna påverkar de totala utsläppen.

2.1 Metan från stallgödsel

Metan bildas när organiskt material bryts ner av specialiserade mikroorganismer i syrefria (anaeroba) miljöer, t ex i flytgödsellager eller i kompakterad fastgödsel där syretillförseln är begränsad. I ett

¹ IPCC står för "Intergovernmental Panel on Climate Change", på svenska FN:s klimatpanel. IPCC har bl a publicerat de riktlinjer som används när länder beräknar och rapporterar sina årliga växthusgasutsläpp (IPCC, 2006). Riktlinjerna beskriver beräkningsmodeller (tre olika detaljeringsnivåer, *Tier* 1-3) och emissionsfaktorer för utsläppsberäkningarna. Dessa riktlinjer har även kommit att användas i andra sammanhang t ex i livscykelanalyser och som jämförelsevärden när resultat från experiment och försöksverksamhet diskuteras. Riktlinjerna är väl kända och accepteras internationellt, de går att tillämpa i alla länder och indata till modellerna är relativt lättillgänglig.

² Beräknat som $(0,01 \text{ [kg N}_2\text{O-N]} * 44/28 \text{ [kg N}_2\text{O/kg N}_2\text{O-N]}) / (17/14 \text{ [kg NH}_3\text{/kg NH}_3\text{-N]}) = 0,013 \text{ kg N}_2\text{O/kg NH}_3$ respektive $0,013 \text{ [kg N}_2\text{O/kg NH}_3] * 298 \text{ [kg CO}_2\text{e/kg N}_2\text{O]} = 3,9 \text{ kg CO}_2\text{e/kg NH}_3$

flytgödsellager är i princip hela volymen syrefri, utom vid ytan där syre diffunderar in. Det syre som blandas in vid omrörning förbrukas snabbt, och miljön blir snabbt anaerob igen (Rodhe m fl, 2012). Metan kan bildas i hela flytgödselvolymen och transporteras sedan upp mot ytan. Mängden metan beror därmed på hur mycket organiskt material det finns totalt sett i lagret och på vad som händer i hela gödselvolymen. Det är en skillnad mot t ex ammoniakemissioner som sker från ytan och styrs av det som händer på/i ytan. Mängden metan påverkas även av det organiska materialets sammansättning och nedbrytbarhet, lagringstid samt temperaturen i lagret.

2.1.1 Det organiska materialets betydelse

Det organiska materialet (på engelska *volatile solids*, VS) består av fetter, proteiner och olika typer av kolhydrater så som socker, stärkelse, cellulosa och lignin. Sommer m fl (2004) delar in det organiska materialet i en lättnedbrytbar (*degradable*) fraktion som bryts ner relativt snabbt av mikroorganismerna och en svårnedbrytbar (*non-degradable*) som bryts ner mycket långsammare. De uppskattar att den lättnedbrytbara fraktionen i flytgödsel bryts ner 100 gånger snabbare än den svårnedbrytbara fraktionen (ibid.). Fetter bryts ner snabbt, medan lignin knappt påverkas av de metanbildande mikroorganismerna. Den ackumulerade metanavgången ökar ju längre tid gödseln lagras, men ökningstakten avtar med tiden eftersom det mest lättnedbrytbara materialet bryts ner tidigt och andelen lättnedbrytbart material därmed minskar kontinuerligt.

Fördelningen mellan olika typer av organiskt material varierar mellan ***djur- och gödselslag***, vilket påverkar mängden metan som kan bildas per kg VS. Gödseln från enkelmagade djur (t ex grisar) innehåller generellt större andel lättnedbrytbart organiskt material och ger därmed mer metan per kg VS än gödseln från nötkreatur och andra idisslare. Fodret processas mer i idisslarna fodersmältningssystem än i de enkelmagade djurens fodersmältning. I idisslarnas vom finns gott om mikroorganismer som bryter ner cellulosa, medan den mikrobiella nedbrytningen är mycket låg hos t ex grisar. I Sommer m fl (2006) uppskattades att andelen lättnedbrytbart VS var 46 % av totala VS-innehållet i typisk dansk nötflytgödsel, medan andelen var 89 % i svinflytgödsel. Dessutom innehåller stallgödseln varierande mängder strömedel, och eftersom strömedlen framför allt innehåller svårnedbrytbara organiska föreningar påverkar de proportionerna mellan olika fraktioner av organiskt material.

Metanemissionerna från gödseln påverkas även av vilket ***foder*** djuren får. Kreutzer och Hindrichsen (2006) gjorde en litteratursammanställning över försök som undersökt hur olika foderstater till nötkreatur påverkade metanavgången från stallgödseln. De fann att ökad andel kraftfoder eller fett i foderstaten, i några fall mycket kraftigt ökad andel, även ökade metanavgången per kg VS i stallgödseln. Ett miljöargument för att öka andelen kraftfoder och/eller fett i foderstaten till mjölkkor är att det kan minska metanproduktionen i vommen. Men denna klimatförändring kan alltså reduceras om det samtidigt leder till att metanemissionerna från stallgödsel stiger.

I ett danskt försök jämfördes stallgödsel från mjölkkor som fått foder med olika smältbarhet och fetthinnehåll; majsensilage + kraftfoder med extra mycket fett, majsensilage + kraftfoder med lågt fetthinnehåll respektive klövergräsensilage (låg smältbarhet) + kraftfoder med lågt fetthinnehåll (Møller m fl, 2012). Metanemissionerna från lagring av stallgödsel var lägre när korna som fått majsensilage även fått extra fettriakt kraftfoder (uttryckt som g metan per kg VS i gödseln). Detta verkar vara en annan slutsats än i Kreutzer och Hindrichsen (2006). Møller m fl (2012) gav ingen förklaring till varför mer fett i foderstaten gav lägre metanemissioner från lagring av stallgödsel. Enligt Møller m fl (2012) påverkade även foderstaten stallgödselns biogaspotential. Metanproduktionen vid rötning av gödseln var högre, ca 30 % mer metan per kg VS, för gödseln från kor som fått majsensilage än de som fått klövergräsensilage.

2.1.2 Temperaturberoendet

De metanbildande mikroorganismernas aktivitet är temperaturberoende, och ju varmare det är desto snabbare kan nedbrytningen gå och ju mer metan kan hinna produceras under lagringen. Detta gäller inom normala temperaturintervall för lagring av stallgödsel och rötrest. Vid mycket hög temperatur avstannar metanbildningen. Det teoretiska sambandet mellan temperatur och metanavgång beskrivs ofta med en exponentiell funktion där metanavgången ökar exponentiellt vid ökad temperatur (Amon m fl, 2001; Sommer m fl, 2004; IPCC, 2006). I IPCCs riktlinjer för klimatrapportering listas emissionsfaktorer för metanavgång från gödsellager beroende på temperatur och lagringssystem. Dessa schablonvärden (enligt *Tier 2*) tyder på att metanavgången kan vara dubbelt så hög från flytgödsel som lagrats vid en omgivande lufttemperatur på knappt 20 °C än vid 10 °C (IPCC, 2006). Notera dock att IPCCs riktlinjer bara listar emissionsfaktorer i ett begränsat temperaturintervall, och att den lägsta lufttemperaturen i listan är ≤ 10 °C, d v s en högre temperatur än medeltemperaturen i Sverige under stora delar av året.

Metanavgången är generellt låg vid låga temperaturer, men någon absolut temperaturgräns för när metanproduktionen upphör har inte påträffats i litteraturen. Mätningar som gjorts av metanavgången från flytgödsellager i kalla klimat tyder på lägre metanavgång under den kalla delen av året än under den varma årstiden (Clemens m fl, 2006; Rodhe m fl, 2012; Wood, 2013).

Ett sådant försök har gjorts i Uppsala på nötflytgödsel som lagrades med olika täckningsalternativ (pilotskalanläggning, lagren rymde max 2,9 m³) (Rodhe m fl, 2008). Lagren fylldes successivt från oktober och under ett års tid, och tömdes däremellan i april. Temperaturen i lagren loggades kontinuerligt och metanemissionerna mättes två gånger per månad. Metanavgången, uttryckt som g CH₄ per m³ gödsel och dygn, följde generellt gödselns temperatur, dock med några undantag som inte kunde förklaras helt. En uppmätt emissionstopp under vintern skulle kunna bero på att metan som bildats under lång tid hade kapslats in under den frysta ytan och sedan avgått när ytan tinade. En sammanställning av mätresultaten visade att den ackumulerade metanavgången (g metan per kg VS) var cirka dubbelt så hög under perioden maj till oktober som under perioden oktober till april från gödsellagren som hade svämtäcke (förstärkt med halm) eller som saknade särskilt svämtäcke. Några behållare var täckta med plastduk, men där skiljde inte metanavgången mellan årstiderna (Rodhe m fl, 2008). Liknande försöksupställning gjordes även med svinflytgödsel, och metanmätningarna visade på liknande resultat som för nötflytgödsel (Rodhe, 2014).

2.1.3 Hämmande faktorer

Men metanproduktionen behöver inte bli hög bara för att temperaturen är hög och att mycket organiskt material finns tillgängligt. De metanbildande mikroorganismerna kan hämmas av höga **ammoniakhalter**, vilket tros vara en förklaring till låga metanemissioner från färsk gödsel (Petersen m fl, 2013). Det finns dock metanbildare i gödsellager och biogasreaktorer som kan växa till och anpassa sig till höga ammonium- och ammoniakkoncentrationer (> 7 kg TAN³/m³) (ibid), vilket är en mycket hög halt jämfört med normala halter ammoniumkväve i flytgödsel (normalt upp till ett par kg per ton).

Ymp: Dessutom växer de metanbildande mikroorganismerna långsamt, vilket innebär att metanproduktionen kan vara högre i ett lager där färsk gödsel blandas med lagrad gödsel som innehåller metanbildare som är anpassade till miljön än från ett lager med färsk gödsel som inte inokulerats med mikroorganismer från lagrad gödsel. Preliminära resultat från kanadensiska försök visar att den totala

³ TAN =total ammonia nitrogen, d v s både ammoniak (NH₃) och ammonium (NH₄⁺)

växthusgasavgången, varav metan utgjorde merparten av klimatpåverkan, var knappt hälften så hög från lager som hade fyllts med färsk nötgödsel än från lager där en del lagrad gödsel (>6 månader) blandats med två delar färsk gödsel (Wagner-Riddle & Gordon, 2014). Vid traditionell lagring av flytgödsel där färsk gödsel succesivt pumpas över i lager med befintlig gödsel sker en snabb inokulering av den färska gödseln, och metanproduktionen från lagren kan då beräknas utifrån gödselns kemiska sammansättning och de fysikaliska förutsättningarna (Petersen m fl, 2013).

pH: De metanbildande mikroorganismerna är känsliga för pH-värdet, och ett lågt pH-värde ger lägre metanbildning. I ett danskt försök jämfördes emissionerna från lagring av nötflytgödsel som surgjorts med svavelsyra (5-6 kg svavelsyra per m³ gödsel, vilket motsvarar normal dos i Danmark) med obehandlad nötflytgödsel. Efter surgörning var gödselns pH-värde 5. Gödseln lagrades under 3 månader, och under den perioden var metanavgången från den syrabehandlade gödseln cirka en tiondel av metanavgången från den obehandlade gödseln (Kling, 2008). Enligt försöken som redovisas i Berg m fl (2006) minskade metanavgången betydligt vid pH <6 vid täckning med halm eller leca-kulor, medan effekten på metanemissionerna var mindre när perlit användes som täckningsmaterial även om pH var <5,5 (Berg m fl, 2006). För gödsel utan täckning har man sett att metanemissionerna i stort sett upphör vid pH <4,5 (Berg m fl, 2006).

2.1.4 All bildad metan når inte atmosfären – ytans beskaffenhet

Men all metan som bildas i gödselvolymen kommer inte att slippa ut till atmosfären. Många flytgödsellager har ett svämtäcke, och metan som bildas i flytgödsellager kan brytas ner (oxidera) när gasen passerar svämtäcket. I IPCCs riktlinjer antas att metanavgången är 40 % lägre, uttryckt som g metan per kg VS, från ett flytgödsellager med svämtäcke än från ett lager som saknar svämtäcke (IPCC, 2006). Svämtäckenas potential att minska metanemissionerna varierar dock kraftigt och begränsas av en rad faktorer, och då framför allt ammoniak- och nitritkoncentrationen i svämtäcket samt svämtäckets fysiska struktur. Höga koncentrationer av ammoniak eller nitrit kan hämma de metanoxiderande bakterierna, och svämtäckets struktur påverkar hur dessa bakteriesamhällen utvecklas (Nielsen m fl, 2013).

I ett danskt laboratorieförsök undersöktes prover av svämtäcken från grisflytgödsel och deras potential att oxidera metan. Försöken visade att svämtäcket hade god potential att minska metanutsläppen till atmosfären. Svämtäcket behövde dock ha en viss ålder (>4 månader) för att nå sin fulla potential. I den danska studien pångterades att detta kunde innebära en motsättning eftersom den högsta metanproduktionen kan förväntas under sommaren när temperaturen är som högst, men då var inte svämtäcket tillräckligt moget eftersom det började bildas först på våren när gödsellagret började fyllas på.

Vattenhalten i svämtäcket verkar också påverka dess kapacitet att minska metanemissionerna (Rodhe m fl, 2012). En låg vattenhalt underlättar syretransporten i svämtäcket, och syre behövs för att metan ska kunna oxideras, men blir det för torrt påverkas mikroorganismerna negativt. Clemens m fl (2006) fann att trätak kunde minska metanemissionerna från flytgödsellager (mätningar utförda i Tyskland och Österrike), och en förklaring kunde vara att taket skyddade ytan från att bli för blöt p g a nederbörd under vintern och från att torka upp för mycket under sommaren.

Svämtäcken bildas på olika sätt och har olika egenskaper bl a beroende på torrsubstanshalten i gödseln. Vid höga torrsubstanshalter beror bildningen framför allt på avdunstning från ytan, medan vid låga torrsubstanshalter bildas svämtäcket främst från partiklar som transporterats uppåt av gasbubblor som bildas i gödseln (Wood m fl, 2012). Torrsubstanshalten påverkar även hur snabbt svämtäcket bildas och hur täckande och tjockt det blir. Vid låga torrsubstanshalter kan svämtäcket bli

ojämnt tjockt och andelen av ytan som är täckt kan variera över tid. Vid höga torrsubstanshalter bildas svämtäcket snabbt, men det kan även bildas sprickor.

I ett kanadensiskt försök undersöktes bildningen av svämtäcken vid lagring av nötflyt gödsel och andra ”slurryn” med torrsubstanshalter från 0,3 till 9,5 %, och hur svämtäckenas egenskaper påverkade emissioner av metan och ammoniak från lagringsbehållarna (Wood m fl, 2012). Svämtäckenas tjocklek och täckningsgrad över tid varierade mellan de undersökta lagringsbehållarna beroende på slurryns torrsubstanshalt. Svämtäckena täckte hela gödselytorna, utom där torrsubstanshalter var lägre än 2 % (ojämn tjocklek och delvis öppna ytor) eller högre än 8 % (pga sprickbildning). Emissionsmätningarna som genomfördes visade att metanavgången från lagringsbehållarna var beroende av torrsubstansmängden i lagren, och ju högre torrsubstanshalten var desto mer metan bildades totalt sett under mätperioden (linjärt samband). Wood m fl (2012) kunde dock inte se något direkt samband mellan svämtäckets kvalitet (inklusive andel av ytan som var täckt) och de totala metanemissionerna under lagringsperioden, vilket indikerar att metanavgången i detta försök primärt styrdes av mängden tillgängligt VS, och inte av svämtäckets beskaffenhet. Författarna skriver dock att vid hög metanproduktion i lagret sker en stor del av masstransporten av metan i form av bubblor som stiger mot ytan, och inte enbart genom diffusion. Om det finns ett svämtäcke trycks bubblorna upp i svämtäcket och mer metan tvingas därmed in i svämtäcket, vilket kan underlätta oxidation av metan och hindra metanavgång till atmosfären.

Det finns resultat från några försök där emissioner från gödsellager med olika täckning har jämförts. Ett sådant försök genomfördes i Uppsala (se även kapitel ”Temperaturberoendet”) där lager med nötflyt gödsel hade svämtäcke (förstärkt med halm), inget särskilt svämtäcke respektive var täckt med plastduk. Mellan februari och oktober var den ackumulerade metanavgången signifikant lägre från behållarna som var täckta med plastduk än med halm/utan svämtäcke. Under vintern var det ingen signifikant skillnad mellan leden, men emissionsnivåerna var också mycket låga. (Rodhe m fl, 2008)

Försök med olika täckningsmaterial har också gjorts på svinflyt gödsel i Tyskland och Ungern (Berg m fl, 2006). Försöken gjordes i labbskala (lagring under minst 162 dagar) med olika täckningsmaterial (halm, perlit respektive leca-kulor) och med eventuell tillsats av mjölksyra eller sackaros (Berg m fl, 2006). Mjölksyra sänker pH direkt, och sackaros indirekt genom att den bryts ner till organiska syror. De såg inga signifikanta skillnader mellan kontroll (ingen täckning) och ”kommersiella” täckningsmaterial. Kombinationen av halm+syra eller leca+syra gav lägre metanemissioner, i dessa behållare var också pH relativt lågt.

2.2 Metan från rötrest

Den stora klimatutmaningen för biogasproduktion är de potentiellt höga metanförlusterna. Syftet med biogasproduktion är just att producera mycket metan, och metanflöden är därmed av naturliga skäl mycket högre i ett biogassystem än i de alternativa systemen för att ta hand om substraten, t ex traditionell lagring av stallgödsel eller kompostering av organiskt avfall. Det innebär även att redan vid små förluster av biogas kan metanutsläppen och klimatpåverkan bli höga jämfört med de alternativa sätten att omhänderta substraten.

Metanutsläppen som sker vid biogasproduktion brukar ofta uttryckas som procent av metaninnehållet i producerad råbiogas, alternativt som g metan per kWh producerad råbiogas. Om metanutsläppet är 1 % av producerad råbiogas skulle det motsvara 0,73 g metan/kWh producerad råbiogas. Detta är beräknat utifrån att densiteten för metan är 0,71 kg metan/Nm³ metan och energiinnehållet är 9,67 kWh/Nm³ metan.

Vid biogasproduktion kan betydande metanutsläpp ske p g a läckage i anläggningen, om biogas släpps ut utan förbränning ("kallfackling"), från rötrestlager och från eventuell uppgradering av biogasen. De totala metanemissionerna varierar dock mellan biogasanläggningar, men även vilka utsläppspunkter som ger de största emissionerna. Mätningar av metanutsläpp görs på svenska biogasanläggningar som deltar i Avfall Sveriges system Frivilligt åtagande. Dessa mätningar tyder på relativt låga metanutsläpp från biogasproduktion på stora biogasanläggningar. Vid mätningar som genomförts 2010-2012 motsvarade metanförlusterna i genomsnitt 1,8 % av producerad råbiogas, men med en stor variation mellan anläggningar (Avfall Sverige, 2013). En slutsats från dessa mätningar var att rötrestlagren kan stå för en stor andel av de totala utsläppen, men det ska dock noteras att det inte varit möjligt att mäta emissioner från lagren på alla biogasanläggningar.

Mätningar av metanutsläpp från 10 tyska gårdsbiogasanläggningar tyder också på stor variation mellan anläggningarna både avseende de totala utsläppen (mellan ca 2 till drygt 20 g CH₄/kWh biogas) och vilka delar av systemet som ger de högsta utsläppen. I flera fall kom de mesta metanutsläppen från rötrestlagren, detta gällde speciellt anläggningar med höga metanutsläpp. Författarna poängterade dock att det kunde vara stor variation mellan mättillfällen på samma biogasanläggning och att mätmetoden var svår att använda för att bestämma de genomsnittliga metanutsläppen från lagringen av rötrest (Liebetau m fl, 2013).

Metan som avgår från rötrestlagren har antingen bildats i lagret eller är biogas som transporterats ut ur röt-kammaren via rötresten. Metan löser sig i vätskor, och metan från biogasen kan därmed lösas sig i det rötade materialet och följa med rötresten från röt-kammaren. Metanets löslighet i vätska är temperaturberoende, och ju varmare vätskan är desto lägre är lösligheten. Vid 20 °C är lösligheten 0,035 l metan per l vatten, vilket motsvarar 0,71 kg CH₄/Nm³ CH₄*0,035 Nm³ CH₄/ton vätska = 0,025 kg metan per ton vätska. Om den utgående rötresten håller högre temperatur är uttransporten av metan lägre. Det är ett mycket litet metanflöde jämfört med normal biogasproduktion, som kan vara tiotals kg metan per ton våtvikt. Vid ett biogasutbyte på 230 kg CH₄/ton VS substrat motsvarar det ca 15 kg metan per ton våtvikt rötrest, antaget att torrsbstanshalt i rötresten är 4 %, VS-halt är 70 % av TS och att 50 % av VS bryts ner i rötningsprocessen. Mängden metan som transporteras ut ur röt-kammaren löst i rötresten (vid 100 % mätnadsgrad) skulle med andra ord bara motsvara enstaka promille av biogasproduktionen i röt-kammaren.

Mycket av metanet som avgår från ett rötrestlager bildas istället i lagret. Det är samma faktorer som styr metanbildningen, och eventuell metanoxidation, i ett rötrestlager som i ett gödsellager. Viktiga faktorer för metanbildningen är då mängd och kvalitet på det organiska materialet, temperatur och pH, medan eventuell nedbrytning av metan påverkas av ytans beskaffenheter.

2.2.1 Det organiska materialets egenskaper

Rötningsprocessen påverkar det rötade materialets sammansättning och egenskaper, vilket även påverkar utsläppen från lagringen av rötrest. Ett sätt att klassificera det organiska materialet i rötrest och substrat är dela in det i lättnedbrytbart organiskt material (*degradable*) som bryts ner relativt snabbt av mikroorganismerna respektive svårnedbrytbart organiskt material (*non-degradable*) som bryts ner mycket långsammare eller som knappast alls. I rötningsprocessen bryts mycket av det lättomsättbara organiska materialet ner medan de mer svårnedbrytbara fraktionerna går opåverkade genom processen. Därmed finns det mindre organiskt material kvar totalt sett, och framför allt mycket mindre lättomsättbart material, i rötresten än i det ingående substratet. De metanbildande mikroorganismerna behöver lättomsättbart organiskt material som energikälla, och kan knappt bryta ner mer svårnedbrytbara fraktioner av det organiska materialet.

Det saknas dock till stor del litteraturuppgifter om proportionerna mellan lättomsättbart och svårnedbrytbart organiskt material i olika substrat och rötrest, eller hur andelen förändras vid rötning. Lund Hansen m fl (2006) anger att ca 75-85 % av VS i organiskt hushållsavfall brukar brytas ner i röt-kammaren vid traditionell rötning av hushållsavfall. En del av det lättomsättbara VS finns dock kvar efter rötningen. De analyserade rötresten från en dansk biogasanläggning som enbart rötat organiskt hushållsavfall och kom fram till att 57 % av VS som återstod efter rötningen var enzymatiskt nedbrytbart organiskt material (*Enzymic degradable organic matter, EDCM*) (ibid.). Biogasutbytet från organiskt hushållsavfall är relativt högt, ca 460-600 Nm³/ton VS (SGC, 2009). För substrat med lägre biogasutbyte är andelen lättomsättbart material lägre. Sommer m fl (2009) räknar med att andelen lättomsättbart VS är ca 70 % i nötflytgödsel och 80 % i svinflytgödsel, resten utgörs av växttråd (*crude fibre*) som är mikrobiellt svårnedbrytbart. Biogasutbytet ligger på ca 210 respektive 270 Nm³ CH₄/ton VS nötflytgödsel respektive svinflytgödsel.

Mängden metan som bildas i ett rötrestlager kan under vissa förhållanden styras av tillgången på organiskt materialet i rötresten. I ett danskt försök mättes metanemissionerna från lagring av rötrest från termofil rötning av organiskt hushållsavfall (Lund Hansen m fl, 2006). Lagringen skedde i små behållare (2 liter) vid olika temperaturer, dels med ren rötrest och dels med rötrest blandad med cellulosa för att kunna bedöma om mängden VS var den begränsande faktorn för metanbildningen i lagret. Lagringstiden var 150 dagar. Vid låga lagringstemperaturer (5, 10 och 15 °C) begränsades metanbildningen av temperaturen och bara en del av VS hann brytas ner. När lagringen skedde vid 22 °C var den ackumulerade metanavgången 10 gånger högre (per kg VS från avfallet) från rötrest som blandats med cellulosa än från ren rötrest, vilket indikerar att tillgången på VS begränsade metanbildningen vid denna temperatur. Vid ännu högre lagringstemperaturer (28, 35 och 55 °C) var metanbildningen hög i början av lagringsperioden, men avtog sedan när allt lättomsättbart organiskt material hade brutits ner.

2.2.2 Utröttningsgrad

Andelen VS som bryts ner i röt-kammaren kan beskrivas med utröttningsgraden. Utröttningsgraden ger ett mått på hur väl substratet har rötats ut. Ju högre utröttningsgrad (uttryckt i % av ingående VS), desto större andel av ingående VS har brutits ner och desto mindre organiskt material finns kvar för metanbildning i rötrestlagret. En god utröttningsgrad är fördelaktigt eftersom det innebär ett bra biogasutbyte och att det finns lite lättomsättbart VS kvar i rötresten som kan brytas ner till metan i rötrestlagret.

Det går dock inte att sätta något generell procentsats för vad som är en bra utröttningsgrad. Hänsyn måste tas till proportionerna mellan substrat som rötas och substratens sammansättning. Det organiska materialet i t ex spån och halm eller andra substrat med högt innehåll av lignin eller andra svårnedbrytbara organiska ämnen kommer knappt att påverkas i röttningsprocessen, medan nedbrytningen av VS är hög för livsmedels- och slaktavfall med mycket hög andel lättomsättbart organiskt material. En substratmix med hög andel lättomsättbart organiskt material behöver därmed ha en högre utröttningsgrad än en substratmix med mer svåromsättbart organiskt material för att utröttningsgraden ska kunna anses vara lika god. Utröttningsgraden kan följas för en anläggning, men det kan även vara relevant att jämföra utröttningsgrad mellan anläggningar om de rötar samma typ av substrat.

Utröttningsgraden kan antingen bestämmas genom utröttningsförsök där den maximala biogaspotentialen (B_0) för substrat och rötrest jämförs, eller beräknas utifrån analyser av TS och VS i substrat och rötrest. Båda metoderna har sina fördelar och sina begränsningar.

Beräkning av utröttningsgrad: Utröttningsgraden kan beräknas enligt följande formel där TS anges som % av våtvikt och VS anges som % av TS:

$$\text{Utröttningsgrad} = 1 - (\text{TS}_{\text{rötrest}} * \text{VS}_{\text{rötrest}}) / (\text{TS}_{\text{substrat}} * \text{VS}_{\text{substrat}})$$

Utröttningsgraden beräknas utifrån TS- och VS-halterna i substrat och rötrest. Dessa halter bestäms genom analyser av substrat och rötrest. För att få en rättvisande bild av utröttningsgraden på en anläggning är det bra med upprepade TS- och VS-analyser så att variation över tid kan ses och medelvärden beräknas. Det finns som sagt olika typer av organiskt material, men oftast analyseras bara den totala mängden VS på biogasanläggningar. Det finns dessutom vissa mätosäkerhet vid analyserna av VS och av TS som påverkar resultatet. En sådan faktor är flyktiga fettsyror som inte syns i de traditionella analyserna av TS och VS då materialet torkas för att bestämma TS-halten och materialet hettas upp så att bara aska återstår. VS beräknas sedan som differensen mellan TS och aska. Vid torkningen avdunstar dock flyktiga fettsyror, och de kommer därmed inte med i analysen.

Våra erfarenheter från Utvärderingsprojektet är att formeln är lätt att använda och förstå, men att den kräver hög kvalitet på indata för att ge representativa svar och att resultatet är behäftat med stora osäkerheter. De uppgifter som behövs för beräkningen är TS- och VS-halten i substrat och rötrest. I praktisk drift är det dock svårt att ta representativa substrat- och rötrestprov för analys. Det beror på att materialen inte är homogena, att det kan vara problem att få en total omrörning innan provtagning och att materialen hinner skiktat sig innan provtagning. Det finns även osäkerheter kring att provtagningen kan ha gjorts på olika sätt vid olika provtagningstillfällen.

Det gäller också att ha koll på substratflödena, speciellt om flera substrat rötas eller om substratens sammansättning varierar över tid. Om flera substrat rötas och de analyseras separat måste man ha koll på proportionerna mellan substraten för att kunna beräkna ett korrekt viktat medelvärde för substratmixen. Om substratens TS- och VS-halt varierar över tid måste man även ta hänsyn till denna dynamik när medelvärdet för en period ska beräknas. Till exempel är torrsubstanshalten i grisflytgödsel lägre i samband med tvätt av stallarna, medan gödselvolymen ökar i motsvarande grad. Gödselprover som tagits på grisgårdar i Utvärderingsprojektet tyder på att torrsubstanshalten kan vara ca hälften mot den normala i samband med tvätt av stallarna, vilket behöver beaktas när ett viktat medelvärde för TS- och VS-halten i grisgödseln beräknas.

Vår erfarenhet är att kännedomen om substratflödena är olika god på biogasanläggningarna. Några har mycket detaljerad uppföljning av alla substratflöden, medan andra kan ha god koll på vissa substratmängder men inte alla substrat. Generellt är det lättare att samla in tillförlitliga uppgifter om substratmängderna (ton eller m³) än om substratens TS- och VS-halt. Detta medför även osäkerheter när utröttningsgraden ska beräknas enligt formeln ovan eftersom TS- och VS-halterna är avgörande för resultatet.

Det kan vara enklare att ta prov på rötresten än på substraten. Rötrestens sammansättning påverkas dock av eventuella driftsstörningar och av att mängden och sammansättningen på substraten som matas in i rötkammaren varierar mer eller mindre över tid.

I de klimatavtrycksberäkningar som gjordes i Utvärderingsprojektet beräknades även utröttningsgraden utifrån resultat från TS- och VS-analys av substrat och rötrest som gjorts på anläggningarna samt anläggningarnas uppgifter om substrat- och rötrestmängder. Tanken var att se om utröttningsgraden kunde användas som ett indirekt mått på biogasanläggningarnas klimatprestanda. Oftast behövde dock denna beräkning kontrolleras mot flödesanalyser för att kunna bedöma om indata och resultat var rimliga. I flödesanalyserna beräknades flöden in och ut ur anläggningen av substrat och

rötrest (ton våtvikt), aska (d v s kg TS minus kg VS) samt kol (d v s kol i VS i substrat minus kol i VS i rötrest samt kol i metan och koldioxid i producerad biogas). Flödesanalyserna tydde ofta på att något eller några flöden hade orimliga värden, men det var svårt att identifiera vilka värden som var orimliga och hur de i så fall behövde justeras. Om t ex mängden aska i substratmixen som tas in i anläggningen överstiger mängden aska i rötresten kan differensen bero på orimliga indata avseende TS-halt, VS-halter eller mängd av enskilda substrat. I vissa fall är det korrekt att mängden aska i rötrest är lägre än i inmatade substrat till följd av sedimentation av sand, sten etc. i rötkammaren. Slutsatsen blev att utröttningsgraden, så som den togs fram i klimatavtrycksberäkningarna, kan användas som ett led i att bedöma om massflödena genom biogasanläggningen är rimliga, men att den hade begränsad tillämpbarhet för att bedöma anläggningarnas klimatprestanda med tanke på osäkerheterna i indata.

Bestämning av utröttningsgraden genom utröttningsförsök: Ett annat alternativ är att mäta substratens och rötrestens maximala biogaspotential, B_0 . B_0 bestäms genom utröttningsförsök och uttrycks som liter metan per kg VS. Prov tas då av substratmix och av rötrest, och VS-analyser görs. För att substratmixen och rötresten ska vara jämförbara är det bra om provtagningen sker vid samma tillfälle och dessutom måste substratmixen ha varit relativt konstant under en lägre period. Rötrestens sammansättning speglar hur substratblandningen sett ut under en längre period, och om inmatningen av substrat ändras tar det en tid innan rötresten motsvarar den nya substratmixen.

Proven rötas också för att mäta hur mycket metan som bildas under en bestämd tidsperiod. Rötresten behöver inte ympas, men substratmixen ympas antingen med gårdens egen rötrest eller med en ymp som är känd sedan tidigare. Resultaten kan skilja något beroende på vilken ymp som valts.

Resultatet från utröttningsförsöken uttrycks som l metan per kg VS i substrat respektive per kg VS i rötrest. Utröttningsgraden beräknas sedan som kvoten mellan B_0 för rötrest och B_0 för substraten. Hänsyn måste dock även tas till mängden VS i rötrest respektive substrat. En del VS bryts ner i röttningsprocessen, och därmed kommer 1 kg VS i substrat ge mindre än 1 kg VS rötrest.

Inom Utvärderingsprojektet har utröttningsförsök gjorts på några anläggningar. Resultaten tyder på att B_0 ligger på ca 50 l metan per kg VS rötrest (Eliasson pers medd, 2014).

Här bedöms att upprepade utröttningsförsök är den bästa metoden för att bedöma utröttningsgraden och för att följa upp hur den utvecklas på biogasanläggningarna. Det förutsätter dock standardiserade provtagningsrutiner och att rötresten är representativ för substratmixen som den jämförs med.

2.2.3 Uppehållstid i rötkammaren

Uppehållstiden i reaktorn (*hydraulic retention time, HRT*) är en viktig faktor som påverkar mängden och kvaliteten på VS som är kvar efter rötning och därmed hur mycket metan som kan bildas i rötrestlagret (Clemens m fl, 2006; Lund Hansen, 2006). Linke m fl (2013) beskriver en modell för att beräkna metanproduktionen i rötrestlagret som en funktion av uppehållstiden i biogasreaktorn (HRT), de ingående substratens biogaspotential, temperatur i lagret och lagringstiden. Konstanterna i modellen togs fram med data från 24 biogasanläggningar i Tyskland som rötade nötgödsel och grödor (framför allt majsensilage, men även vall och spannmål). Uppehållstiden styr hur mycket biogas som produceras i förhållande till den maximala biogasproduktionen från ingående substrat. Ju längre uppehållstid, desto mer biogas hinner produceras per kg VS i reaktorn och desto mindre lättomsättbart VS finns kvar i rötresten som kan ge metanemissioner under lagringen av rötresten. Biogasproduktionen per kg VS och dygn är högst de första dagarna, men klingar sedan av allt eftersom det mest lättomsättbara materialet bryts ner. Det innebär även att metanbildningspotentialen är betydligt högre i rötrest från anläggningar med kort HRT än med lång HRT. Om HRT ökar från 20 till 25 dagar uppskattar denna

modell att metanemissionerna från lagringen minskar med ca 17 % och med 14 % om uppehållstiden ökas från 25 till 30 dagar.

Men det är inte enbart HRT som styr hur mycket av VS som bryts ner i röt-kammaren. Nedbrytnings-hastigheten påverkas även av temperatur i röt-kammaren, substratens sammansättning, hur bra den mikrobiologiska processen går och eventuella tekniska driftsstörningar. Nedbrytningen är snabbare vid termofil rötning än vid mesofil rötning. Substrat med hög andel fett, proteiner och lättomsättbara kolhydrater bryts ner snabbare än andra substrat.

2.2.4 Efterrötkammare

En efterrötkammare kan sättas efter huvudrötkammaren. Det rötade materialet från huvudröt-kammaren passerar då efterrötkammaren innan det hamnar i rötrestlagret. Biogasen som bildas i efterrötkammaren samlas upp. Efterrötkammaren kan användas för att sänka temperaturen på det rötade materialet passivt eller aktivt via värmeväxling. Syftet är då att få röttningsprocessen att avstanna innan rötresten matas ut i rötrestlagret.

En efterrötkammare kan minska metanemissionerna från lagringen av rötrest dels genom att uppehållstiden förlängs och dels genom att minska kortslutningseffekterna. Kortslutningseffekten innebär att en del av substratet som matas in i röt-kammaren direkt följer med rötresten som matas ut och därmed passerar röt-kammaren utan att hinna rötas. Med en efterrötkammare ökar den kortast möjliga uppehållstiden i röttningsprocessen, och därmed minskar andelen material som passerar båda röt-kammarna med kortast möjliga uppehållstid (BiogasÖst, 2014).

I en rapport från BiogasÖst (2014) rekommenderas en aktivt driven efterrötkammare, d v s att temperatur, pH etc. är de samma som i huvudrötkammaren, eftersom det gynnar en effektiv anaerob nedbrytning av VS och att mindre lättomsättbart VS därmed finns kvar till rötrestlagret. Detta klassas dock inte som en traditionell efterrötkammare, utan kan kallas en tvåstegsprocess.

2.2.5 Metanbildande mikroorganismer

Tack vare röttningsprocessen ökar mängden metanbildande mikroorganismer i det rötade materialet. Uppförökningen av mikroorganismer har sagts vara en faktor som kan bidra till relativt höga metanemissioner från lagring av rötrest. De metanbildande mikroorganismerna har dock ett relativt snävt temperaturoptimum och är anpassade till den temperatur som råder i röt-kammaren. Olika grupper av metanbildare har dessutom olika temperaturoptimum. De flesta svenska gårdsanläggningarna körs mesofilt (ca 37-40 °C), men termofil rötning (ca 55 °C) förekommer också. Temperaturen i rötrest-lagren är normalt betydligt lägre, och därmed inte anpassade för dessa grupper av metanbildare. Det förekommer dock tillväxt av andra metanbildande mikroorganismer vid dessa lägre temperaturer.

I ett danskt försök mättes metanemissionerna från lagring av rötrest från termofil rötning av organiskt hushållsavfall (Lund Hansen m fl, 2006). Lagringen skedde i små behållare (2 liter) vid olika temperaturer. Lagringstiden var 150 dagar. Försöken visade att metanproduktionen totalt sett var låg när temperaturen i lagren var låg (5, 10 respektive 15 °C), och att mycket av metanet bildades redan under det första dygnet för rötresten som lagrades vid den lägsta temperaturen. Rötresten togs direkt från röt-kammaren och höll därmed initialt en hög temperatur som mikroorganismerna från röt-kammaren var anpassade till. När rötresten svalnade avtog också mikroorganismernas aktivitet och därmed metanproduktionen. Även om metanproduktionen initialt var hög var den ackumulerade metanav-gången betydligt lägre när lagringen skedde vid låg än vid hög temperatur. Forskarna kunde se att den ackumulerade metanavgången ökade exponentiellt med lagringstemperaturen.

Det behöver alltså inte vara mikroorganismerna som följer med ut från röt-kammaren som bidrar till höga metanutsläpp från rötrestlagren. Lagringen sker under relativt lång tid och lagren töms aldrig helt vilket innebär att det alltid finns en ymp av mikroorganismer i lagret och att mikroorganism-samhället har tid att anpassa sig till förhållandena i lagringsbrunnen.

2.2.6 Temperatur

Litteratursammanställningen tyder på att sambandet mellan temperatur i lagret och metanproduktionen är den samma för rötrest som för stallgödsel (se t ex Linke m fl, 2013; Lund Hansen, 2006; Clemens m fl, 2006). Metanproduktionen ökar exponentiellt med ökande temperatur i rötrestlagret. Enligt modellen som presenteras i Linke m fl (2013) ökar metanproduktionen med 27 % om temperaturen är 14 °C istället för 12 °C, men minskar med 22 % om temperaturen är 10 °C istället för 12 °C. Observera att metanproduktionen vid dessa relativt låga temperaturer beräknas motsvara endast ca 16-27 % av den maximala metanproduktionspotentialen i rötresten, så i absoluta tal blir skillnaden mellan de olika lagringstemperaturerna mindre. En låg temperatur i lagret är fördelaktigt för att minska metanproduktionen i rötrestlagret, allt annat lika.

Det är alltså temperaturen i lagret som är avgörande för den ackumulerade metanproduktionen under hela lagringsperioden, inte den faktiska temperaturen i utgående rötrest (Lund Hansen, 2006; BiogasÖst, 2014). Temperaturen i lagret påverkas av temperaturen på rötresten som pumpas över i rötrestlagret, men andra faktorer har också stor inverkan. Det handlar framför allt om omgivningens temperatur och lagrets utformning.

Flera temperaturmätningar i flytgödsel- och rötrestlager visar på ett samband mellan omgivningens temperatur och temperaturen i lagren (Lund Hansen m fl, 2006; Rodhe m fl, 2008; 2013). Rötresten håller en något högre temperatur än omgivningen, men variationen över tid är inte lika stor som för lufttemperaturen och man kan även se en eftersläpning på den stora massan i den lagrade rötresten och trögheten i dess temperaturförändringar. Lund Hansen m fl (2006) fann ett linjärt samband mellan temperaturen i tre danska rötrestlager och luftens medeltemperatur under en månad. Temperaturen i rötrestlagret kunde beräknas som:

$$\text{Temperaturen i rötrestlagret (}^\circ\text{C)} = 0,75 \cdot \text{luftens medeltemperatur (}^\circ\text{C)} + 6,3 \quad (\text{R}^2 = 0,8)$$

Temperaturmätningar har även genomförts av JTI i tre flytgödsellager i Sverige; Halland, Uppland och Jämtland (Rodhe m fl, 2008). Årsmedeltemperaturen i lagren var relativt lik eller några grader högre än medeltemperaturen i luften. I Halland var temperaturen i det övre skiktet i gödsellagret ungefär den samma som luftens dygnsmedeltemperatur under sommaren, men några grader varmare än luften under vintern. I Jämtland var temperaturen i lagret <0 °C under en stor del av en kall vinter, men en annan mildare vinter skyddades gödseln av ett snötäcke och den frös inte.

JTI har även jämfört temperaturen i lager med nötflytgödsel och rötad nötgödsel (Rodhe m fl, 2013). Jämförelser gjordes mellan närliggande lager med samma luftmedeltemperatur. Mätningar i Västergötland visade att årsmedeltemperaturen var 0,6 °C högre i lager med rötad än med orötad gödsel. Motsvarande skillnad var 4,5 °C för mätningar som genomfördes i Småland. En skillnad mellan platserna var att biogasanläggningen i Västergötland hade en efterrötkammare där temperaturen på utgående rötrest sänktes, vilket saknades i Småland, och att utmatningen av varm rötrest var lägre per dag i Västergötland än i Småland.

Temperaturmätningar har även gjorts på rötrestlager i Danmark där gårdar tar emot rötrest som transporterats med lastbil (Lund Hansen, 2006). Dessa mätningar tyder på ett klart samband mellan temperaturen i lagret och luftens temperatur. Mätningarna visade även på en liten variation i tempera-

tur inom lagret vid en viss tidpunkt och att det inte finns något klart mönster för hur temperaturprofilen i lagret såg ut (Lund Hansen, 2006). Vinden och temperaturgradienter i rötrestlagren kan driva på värmekonvektionen i lagret och därmed utjämna temperaturen. Temperaturmätningar gjordes även på lager som låg i direkt anslutning till termofilt drivna röt-kammare. Temperaturen i dessa lager styrdes av inflödet av varm rötrest, dock saknades uppgifter om mängden rötrest som matas in per dag i förhållande till totala lagervolymen. Temperaturen varierade dessutom mer inom dessa lager och var betydligt högre än omgivande temperatur.

Andra mätningar visar på ett oklart samband mellan temperaturen i luft och flytgodsellager (Sneath m fl, 2006). Lagren var i dessa fall nedgrävda, vilket jämnade ut och buffrade växlingarna i luftens temperatur.

Det finns resultat från försök där metanavgången från rötrestlager jämförts mellan säsonger, och som visar på betydligt högre metanavgång under sommaren än under vintern. Mätningar i Österrrike tyder på att metanavgången var ca 10 gånger högre per m³ lagrad rötrest under sommarperioden (140 dagar) än under vinterperioden (Clemens m fl, 2006). Mätningar gjordes på rötrest som lagrades utan speciell täckning, med ett lager hackad halm samt med hackad halm plus trätak. Förhållandet mellan sommar- och vinteremissionerna var lika för alla täckningsalternativ. Enligt mätningar som gjorts på rötad och orötad nötflytgodsel i Uppsala var metanemissionerna vintertid nästan försumbara från rötresten, men under sommaren ca 3 gånger så höga som emissionerna från orötad gödsel (Rodhe m fl, 2013). Medeltemperaturen var ca 12 °C högre under sommaren än under vintern.

Litteraturstudien visar att temperaturen är en viktig parameter för metanproduktionen i rötrestlagren. Det handlar då om temperaturen i lagret och på den lagrade rötresten. I flera fall jämförs temperaturen i lagret med den omgivande luftens temperatur eftersom det ofta finns ett klart samband mellan dessa temperaturer. Luftens temperatur kan då användas som en approximation för temperaturen i lagret. Det kan också finnas ett samband mellan temperaturen på rötresten som tas ut ur röt-kammaren och temperaturen i lagret, framför allt om temperaturen på utgående rötrest är hög i jämförelse med temperaturen i lagret och/eller om stora mängder rötrest tillförs lagret per dag i förhållande till den totala lagringsvolymen. Lagrets utformning och storlek i förhållande till rötrestproduktionen påverkar då vilken inverkan som den utgående rötrestens temperatur har på temperaturen i lagret.

Det saknas dock stöd i litteraturen för att temperaturen på den utgående rötresten från röt-kammaren skulle vara en viktig parameter för metanbildningen i lagret eller kunna vara en approximation för temperaturen i lagret. Temperaturen på utgående rötrest används inte som parameter i de metanberäkningsmodeller som påträffats i litteraturen, utan det är temperaturen i lagren som är avgörande. I vissa modeller beräknas temperaturen i lagren utifrån luftens temperatur, eller så har konstanterna i modellerna anpassats till att gälla för lufttemperaturen. I några småskaliga lagringsförsök bedöms visserligen en initialt hög metanproduktion bero på att den inmatade rötresten hållit hög temperatur vid försökets början, men slutsatsen är ändå att den ackumulerade metanproduktionen styrs av lagringstemperaturen (Lund Hansen m fl, 2006).

Det saknas också stöd i litteraturen för ett allmängiltigt värde på temperaturen på utgående rötrest som skulle kunna tjäna som gränsvärde för när metanbildningen från rötrestlagren upphör eller når en acceptabelt låg nivå. Den inverkan som den utgående rötrestens temperatur har på metanbildningen i lagret avgörs av lagrets utformning och uppehållstiden i lagret. Det finns gårdsbiogasanläggningar som har fått villkor om maximal temperatur på utgående rötrest i sina miljötillstånd. Sådana villkor innebär en potentiellt hög kostnad för anläggningsägaren, men det saknas klar koppling till vilken miljönytta de skulle ge, speciellt med tanke på att gränsvärdena satts generellt utan anpassningen till den enskilda anläggningen.

2.2.7 pH

Den rötade gödseln kan ha något högre pH-värde än orötad gödsel. Men i de försök där pH har mätts verkar det inte vara så stor skillnad i pH före och efter rötning. Ett högre pH-värde skulle kunna vara positivt för metanbildarna som är känsliga för allt för lågt pH-värde. Ett högre pH-värde ökar också risken för ammoniakförluster från lagringen.

Ett alternativ kan vara att surgöra rötresten för att på så sätt hämma metanbildarna. Surgörning ner till pH 5,5 gör att metanproduktionen upphör (BiogasÖst, 2014)

2.2.8 Täckningens betydelse

Det finns flera olika alternativ för täckning av rötrestlager, och de påverkar metanavgången på olika sätt. Det har inte gjorts så många försök där olika täckningsalternativ för rötrest har jämförts. Det är dock samma typ av mekanismer som styr emissionerna från lagring av stallgödsel som rötrest, så det är även relevant att studera jämförelser av olika täckningsalternativ för stallgödsel (se kapitel All bildad metan når inte atmosfären – ytans beskaffenhet).

Fördelen med ett svämtäcke är att metan kan oxideras i det porösa ytskiktet, på samma sätt som vid lagring av flytgödsel. Det har inte gjorts så många emissionsmätningar där rötrest med eller utan svämtäcke har jämförts, och resultaten är inte helt entydiga. Mätningar som gjorts på rötad nötflytgödsel i Österrike (lagring 140 dagar under sommaren och lagring 100 dagar under vintern) tyder inte på några signifikanta skillnader i metanavgång mellan brunnar utan speciellt svämtäcke och med tillsatt hackad halm (Clemens m fl, 2006). Detta gällde lagring både under sommaren och under vintern.

Vi har inte hittat något försök som studerat effekterna av att tillföra fastgödsel eller djupströgödsel efter rötningen för att stärka svämtäcket. En potentiell nackdel med dessa alternativ är att de skulle kunna öka växthusgasutsläppen från rötrestlagret eftersom nytt organiskt material tillförs som kan brytas ner anaerobt. Det är dock viktigt att komma ihåg att den traditionella hanteringen av fast- och djupströgödsel också ger utsläpp av växthusgaser, vilket måste beaktas i en jämförelse mellan täckningsalternativ. Fast- och djupströgödseln hade funnits även om den inte tillförts som täckningsmaterial i rötrestlagret, och den traditionella lagringen av fast- och djupströgödsel ger också växthusgasutsläpp. Metanbildningen i fast- och djupströgödsel gynnas av dålig syretillgång, till exempel om syretillförseln begränsas av kompaktion eller syreförbrukningen är hög snabb p g a snabb komposterings (aerob nedbrytning). Metanproduktionen gynnas även av hög temperatur i gödsel, som kan orsakas av aerob nedbrytning i gödseln. De totala växthusgasutsläppen från fast- och djupströgödsel är dock inte lika väl undersökta som utsläppen från flytgödsel. Mätningar på nötfastgödsel som lagrats i *anaerobic stacking systems* i Österrike tyder på att metanavgången (g metan per kg VS) nästan ligger i samma häradsområde som den som mätts upp för nötflytgödsel i Uppsala (Amon m fl, 2001; Rodhe m fl, 2008).

Ett annat täckningsalternativ är tak eller duk som inte är gastät. Mätningar i Österrike visade att metanavgången var signifikant lägre från rötrestlager som hade tillförts ett lager hackad halm och som dessutom hade ett trätak än rötrest som saknade särskild täckning eller som bara hade tillförts ett lager halm (Clemens m fl, 2006). I Uppsala jämfördes rötrest från nötflytgödsel som lagrades under duk med rötrest utan speciell täckning. Metanavgången per m³ lagrad rötrest var signifikant högre från leden utan täckning än med tak, och cirka 3 gånger högre jämfört med orötad nötgödsel (Rodhe m fl, 2013).

Ett annat alternativ är helt gastätt tak/gastät duk. Ur klimatsynpunkt har det fördelar förutsatt att metanet verkligen samlas upp. Tak/duk hindrar inte att metan bildas eftersom metanet bildas i själva rötresten och metanet skulle därmed avgå t ex när tak öppnas för omrörning eller vid övertyck. Det har även förekommit praktiska problem med att verkligen åstadkomma gastät lagring av rötrest.

2.2.9 Lagringstid och lagringsperiod

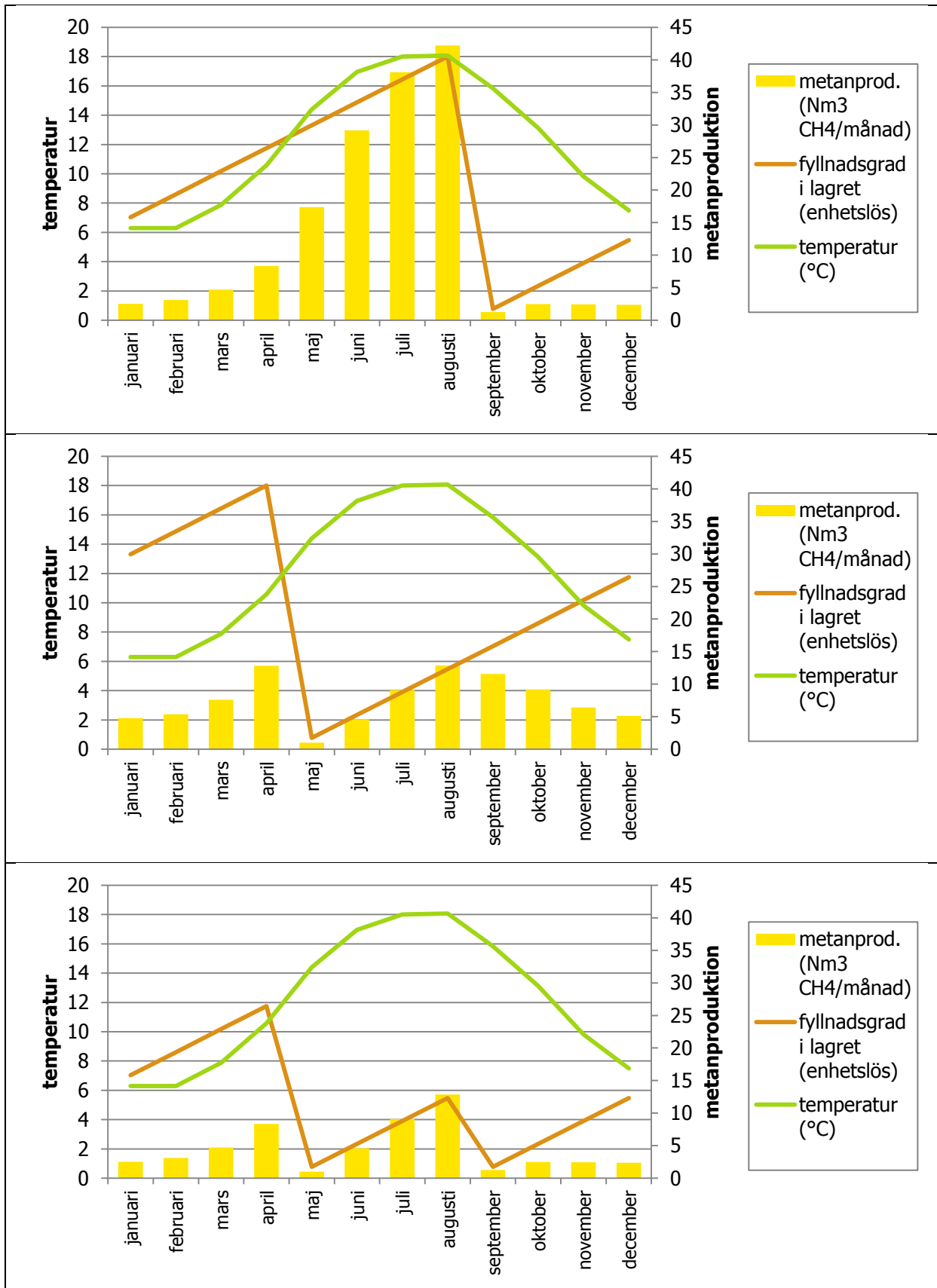
Lagringstiden har betydelse för metanproduktionen eftersom mer metan hinner produceras ju längre tid som rötresten lagras. Metanproduktionen per dag avtar dock över tid i takt med att det mest lättomsättbara organiska materialet bryts ner. Detta gäller speciellt vid relativt höga lagringstemperaturer där en relativt stor andel av det lättomsättbara organiska materialet hinner brytas ner under lagringen. Under svenska förhållanden är dock lagringstemperaturen relativt låg och därmed är även nedbrytning av VS relativt låg. Metanproduktionen per dag begränsas då inte i samma utsträckning av minskad tillgång på VS, utan den styrs snarare av temperaturen.

Dynamiken i rötrestlagren, d v s hur rötrest i lagret förändras över tid, har också betydelse för metanavgången. De svenska gårdsanläggningarna körs kontinuerligt och matas med en relativt konstant mängden substrat per dygn. Det innebär även att en relativt konstant mängd rötrest tas ut per dygn och att rötrestlagren fylls på successivt under året. Rötresten sprids sedan vid ett par tillfällen per år, och lagren töms då mer eller mindre. Mängden rötrest i lagren kommer därmed att variera över året, och därmed även metanavgången per tidsenhet. Skillnaderna i metanavgång mellan lagringsstrategier kan bli ännu större om temperaturen varierar över året.

I Figur 1 ges ett räkneexempel på hur metanproduktionen i ett rötrestlager styrs av temperaturen i lagret samt hur mängden rötrest i lagren varierar över tid. Räkneexemplet bygger på resultat från Danmark vid lagring av rötrest från organiskt hushållsavfall (Lund Hansen m fl, 2006). Temperaturen i lagret är beräknad utifrån luftens medeltemperatur; ju högre lufttemperatur desto högre temperatur i lagret. Lagren fylls på kontinuerligt under hela året (100 ton per månad, 0,72 % VS av våtvikt), det är alltså samma mängd rötrest i alla tre lagringsexempel. Lagren töms sedan i samband med spridning i maj och/eller september. Metanproduktionen per månad beräknas som en funktion av mängden VS i lagret (ju mer VS desto mer metan) och temperaturen i lagret (ju högre temperatur desto mer metan, exponentiellt samband).

Metanproduktionen per ton VS är högst under sommaren p g a den höga temperaturen. Det är därmed en fördel om så lite rötrest som möjligt lagras under den varma årstiden. Enligt räkneexemplet i Figur 1 beräknas den årliga metanproduktionen vara 70 % högre om lagret töms i september istället för i maj, allt annat lika, eftersom stora mängder VS lagras under en period med hög temperatur. Metanproduktionen ökar exponentiellt med stigande temperatur. Det innebär att en liten temperaturökning under sommaren ger mycket mer metan än vad samma temperaturökning under vintern hade gett. Om lagret töms både i maj och september kan metanproduktionen minska ytterligare, (40 % lägre metanproduktion vid tömning maj och september än bara tömning i maj). Detta beror på att lagringstiden totalt sett blir kortare, och att mindre mängden VS lagras per tidsenhet, speciellt under sommaren.

Metanproduktionen från rötrestlagren kan hållas nere om lagringstiden är relativt kort och om mängden VS i lagret är liten under varma perioder. Det kan dock vara bra att inte bryta svämtäcket helt eftersom det finns indikationer om att ett moget svämtäcke har bättre möjlighet att oxidera metan som bildats i lagret.



Figur 1: Räkneexempel över hur metanproduktionen i ett rötrestlager styrs av temperatur och fyllnadsgraden i lagret. Lagren fylls på kontinuerligt under året och töms i maj och/eller september.

2.2.10 Skillnader mellan rötad och orötad stallgödsel

Rötning av gödsel uppges ofta minska metanemissionerna från lagringen. I en tidig scenariostudie från Danmark beräknades växthusgasutsläppen minska med 40 % när grisflytgödsel rötades istället för att lagras traditionellt. Det var framför allt emissionerna av metan som minskade, och i beräkningen ingick emissioner från stall, lager samt biogasproduktionen (Sommer m fl, 2001). Preliminära resultat från mätningar på rötad och orötad nötflyt i Kanada visar på signifikant lägre metanemissioner från rötad nötflytgödsel än från orötad gödsel. Skillnaden var ca 10 gånger uttryckt som kg metan per djurenhet och år (Wagner-Riddle m fl, 2013). Mätningar av emissioner från lagring av nötflytgödsel som behandlats på olika sätt, bl a rötats, i Österrike visade att metanavgången var ca 3 gånger högre per kubikmeter orötad gödsel än från rötade gödsel (Amon m fl, 2006). Uppehållstiden vid rötningen var 30-40 dygn, lagringen skedde under 80 dagar och medeltemperatur i luften var 9,8 °C. I ett annat försök i Österrike jämfördes lagringsemissionerna från rötad och rötad nötflytgödsel (Clemens m fl, 2006). Metanemissionerna (g metan per m³) var signifikant högre från den rötade gödsel än den rötade gödsel både vinter- och sommartid. Under sommaren var metanemissionerna per m³ gödsel ca 3 gånger högre än de från den rötade gödsel.

Men det finns även studier som visar motsatta resultat. Mätningarna som gjorts på rötad och orötad nötgödsel i Uppsala visar att metanavgången var många gånger högre från den rötade gödseln än den orötade gödseln under sommaren (Rodhe m fl, 2013). Vintertid var metanavgången mycket låg både från rötad och från orötad gödsel. Lagren fylldes dag 1 (alltså ingen successiv fyllning av lagren) och metanmätningarna visade att metanavgången från den rötade gödseln var högst vid det första mättillfället och avklingade sedan.

En förklaring som författarna ger till de relativt höga metanemissionerna från den rötade gödseln är att det finns fler metanbildande mikroorganismer i den rötade gödsel och att de skulle kunnat klara omställningen till temperaturen i rötrestlagret bättre under sommaren än under vintern (Rodhe m fl, 2013). Den rötade gödsel bestod dessutom av en viss andel fastgödsel, och var kanske inte helt jämförbar med den orötade nötflytgödseln. En annan förklaring är utröttningsgraden. Den maximala biogasproduktionen (B_0 -värdet) i den rötade gödseln var 121 Nm³ CH₄/ton VS vid start, vilket motsvarade ungefär hälften av B_0 -värdet i den orötade gödsel. Jämfört med rötrest från andra gårdsanläggningar är det ett relativt högt B_0 -värde (Eliasson pers medd., 2014), vilket kan indikera att utröttningsgraden inte varit så hög. Vikten av en god utröttningsgrad för att minska metanemissionerna från lagringen av rötrest stärks även av Clemens m fl (2006) som hänvisar till tidigare försök där korta uppehållstider i röt-kammaren (10-12 dygn) eller låg utröttningsgrad kunde vara en förklaring till högre metanutsläpp från rötad än från orötad gödsel.

Litteraturstudien tyder på att rötning av stallgödsel har potential att minska metanemissionerna från lagring av stallgödsel. Men det gäller även att rötningen är effektiv så att mängden lättomsättbart organiskt material i rötresten blir låg. Det bör även påpekas att det finns mätosäkerheter vid VS-analyser och att det kan vara svårt att ta ett representativt prov av stallgödsel och rötrest för vidare analys. Det kan i sin tur påverka jämförelser mellan hanteringsalternativ eftersom skillnaderna ofta uttrycks per kg VS.

2.3 Lustgas från stallgödsel och rötrest

Lustgas är en växthusgas, men orsakar även nedbrytning av ozonsiktet.

2.3.1 Lustgas bildas vid nitrifikation och denitrifikation

Lustgas bildas när kväve omsätts av mikroorganismer. I rötrest sker det dels vid nitrifikation och dels vid denitrifikation. Nitrifikation innebär att mikroorganismer omvandlar ammonium till nitrat, varvid lustgas kan avgå. Processen sker i flera steg och förutsätter att syre finns tillgängligt. För att nitrifikationen ska kunna ske måste det även finnas ammoniak/ammonium i rötresten.

Vid denitrifikation omvandlar mikroorganismer nitrat till olika gasformiga kväveföreningar. Processen sker i flera steg där lustgas är en av mellanprodukterna och kvävgas är slutprodukten. Denitrifikation sker om syretillgången är begränsad. Om det är helt syrefritt går processen hela vägen till kvävgas, men om det finns viss tillgång på syre kan en del av lustgasen som bildats avgå till atmosfären. För att denitrifikationen ska kunna ske måste nitrat finnas tillgängligt, d v s det måste först ha skett en nitrifikation. I ett gastätt rötrestlager eller i rötkammaren⁴ där det inte finns något syre i luften kan det inte ske någon nitrifikation, och därmed inte heller bildas någon lustgas (Clemens m fl, 2006).

2.3.2 Faktorer som påverkar lustgasbildningen

Lustgas kan däremot bildas i rötrestlagren, och det är samma faktorer som styr lustgasavgången från rötrest som från stallgödsel. Viktiga faktorer är tillgången på kväve (ammoniumkväve), gödselytans beskaffenheter och tillgång på organiskt material.

En stor del av kvävet i rötresten och i substraten som rötas är i form av ammoniak/ammonium, resten är generellt organiskt bundet kväve. Andelen ammoniumkväve av det totala kväveinnehållet brukar vara några högre i rötresten än i ingående material. Det beror på att kväve som varit bundet i organiskt material frigörs (mineraliseras) när det organiska materialet bryts ner i rötningsprocessen. Det måste finnas ammoniumkväve för att nitrifikation, och därefter denitrifikation, ska kunna ske.

Lustgasbildningen gynnas om det både finns syrerika, vilket är en förutsättning för att nitrifikation ska kunna ske, och syrefattiga zoner, vilket är en förutsättning för denitrifikationen. Sådana förhållanden kan finnas i svämtäcket på flytgödsel/flytande rötrest och i fastgödsellager. Däremot är det i princip syrefritt i flytgödsel och flytande rötrest, och lustgasavgången från flytgödsel/rötrest utan svämtäcke är normalt försumbar (Chadwick m fl, 2011; IPCC, 2006).

I försök mäts ofta mycket låga lustgasemissioner från rötrestlager, och emissionerna kan t o m ligga under detektionsgräns. Lustgasemissionerna kan också variera mycket kraftigt över tid. Generellt bildas lustgas om den flytande rötresten har svämtäcke, medan det inte sker någon lustgasbildning om ytan är blank Berg m fl (2006).

Vattenhalten i svämtäcket påverkar lustgasbildningen. Om ytan är torr kan det bli relativt höga emissioner (Berg m fl, 2006; Chadwick m fl, 2011; Wood, 2013). Försök har även visat att lustgasavgången är obefintlig om ytan fuktats genom simulerat regn (Berg m fl, 2006). Lustgasavgången och svämtäckets karaktär påverkas bl a av torrsubstanshalt. Hög torrsubstanshalt kan ge en snabbare bildning av svämtäcket och att det blir torrare i ytan, vilket skulle kunna ge högre lustgasemissioner (Wood, 2013). Torrsubstanshalt och kväveinnehåll följs dessutom ofta åt så att flytgödsel med hög

⁴ Normalt är det i princip syrefritt i rötkammaren. Lite luft kan dock tillsättas för att reducera svavelväten som finns i biogasen.

torrsubstanshalt kan innehålla mer kväve som potentiellt kan omvandlas till lustgas. Tillsats av halm verkar också kunna ge högre lustgasemissioner (Berg m fl, 2006).

De denitrifierande mikroorganismerna behöver dessutom organiska materialet som energikälla. I rötningsprocessen bryts mycket av det lättomsättbara organiska materialet ner, och är därmed inte längre tillgängligt för mikroorganismerna. Några fältförsök tyder på att lustgasavgången från mark kan vara lägre efter spridning av rötad gödsel än av obehandlad gödsel, vilket bl a skulle kunna bero på att det finns mindre lättomsättbart organiskt material i den rötade gödsel (Chadwick m fl, 2011). I andra försök syns ingen skillnad i lustgasavgång mellan led som gödslats med olika typer av organiska gödselmedel (Clemens m fl, 2006). Tillgången på organiskt material är bara en av de faktorer som påverkar lustgasavgången från mark, andra viktiga faktorer är markförhållanden, väder och spridningsteknik.

Temperaturen har mindre betydelse för lustgasavgången från lagring av stallgödsel och rötrest än vad den har för metanavgången (Clemens m fl, 2006). Lustgasavgången kan vara något högre när temperaturen stiger, men blir det för varmt är lustgasbildningen låg. Nitrifierarna och denitrifierarna är generellt inte termofila, och deras aktivitet är därmed låg vid höga temperaturer. Detta har bl a visats i mätningar av lustgasemissioner från djupströgödsel där lustgasavgången är låg i början av komposteringsprocessen (den termofila fasen), för att sedan öka när temperaturen sjunker (Chadwick m fl, 2011).

Det sker alltså viss lustgasavgång från gödsel- och rötresthantering, och då framför allt från lagring av fasta gödselslag och från svämtäcken på flytande gödselslag. Den mesta lustgasen från gödselhanteringen komma dock oftast från mark som tillförts gödseln (Rodhe m fl, 2005; Montes m fl, 2013).

För flytgödsel och flytande rötrest är ytans beskaffenhet avgörande för lustgasavgången. Gödselytans beskaffenheter påverkar även metanemissionerna. Men metan bildas i hela lagringsvolymen och metanavgången styrs därmed till stor del av den totala mängden organiskt material i lagret. De mesta växthusgasutsläppen från gödsellagring utgörs dessutom generellt av metan, medan lustgasavgången har mindre betydelse.

2.4 Ammoniak från stallgödsel och rötrest

En stor del av kväveförluster från stallgödsellager sker som ammoniakförluster (NH_3). Ammoniak bidrar till övergödning och försurning, men är även indirekt en växthusgas eftersom ammoniak kan omvandlas till lustgas vid nitrifikation.

Processerna som styr ammoniakförlusterna från lagring av rötrest är lika de för lagring av stallgödsel. De viktigaste faktorerna är mängden kväve i rötresten, framför allt mängden ammoniumkväve, och ytans beskaffenheter eftersom ammoniak avgår från ytan.

Kvävet i stallgödsel och rötrest förekommer dels som organiskt bundet kväve och dels lösligt som ammoniak (NH_3) eller ammonium (NH_4^+). Det är ammoniak som kan avgå till atmosfären, inte det organiskt bundna kvävet eller ammoniumjonerna. Det råder dock en kemisk jämvikt mellan ammonium och ammoniak i gödseln. Jämvikten förskjuts om pH-värdet ändras. Vid sänkt pH-värde föreligger en större andel av kvävet som ammoniumkväve, och vid $\text{pH} < 7$ är det mesta ammoniumkväve. Tillsats av syra och därmed sänkt pH minskar ammoniakförlusterna eftersom den kemiska jämvikten förskjuts från ammoniak mot mer ammonium (Berg m fl, 2006).

Det råder även en jämvikt mellan ammoniakkoncentrationen i luften ovanför gödselytan och i gödseln. Vid stora luftväxlingar över gödselytan kan stora mängder ammoniak avdunsta, vilket även driver att

ammonium löst i vätskan övergår till ammoniak. Det organiskt bundna kvävet spelar också in eftersom nedbrytningen (mineraliseringen) av organiskt material kan frigöra kväve som kan omvandlas till ammoniak. Åtgärder för att minska luftväxlingen över rötrestytan, t ex med tak eller svämtäcke, minskar risken för ammoniakemissioner.

Täckningen av flytgödselbehållare och gödselytans beskaffenheter påverkar ammoniakemissionerna. Ammoniakavgången är lägre om det finns ett svämtäcke än om ytan är blank. Svämtäcket fungerar som en barriär mellan gödseln och atmosfären, och hindrar därmed diffusion av ammoniak från gödseln till atmosfären (Wood, 2013). I ett kanadensiskt försök undersöktes bildningen av svämtäcke och ammoniakemissioner från flytgödsel och andra ”slurryn” med varierande torrsubstanshalt (Wood, 2013). Svämtäckena bildades olika snabbt och hade olika beständighet beroende på gödselns torrsubstanshalt. Försöket visade att ammoniakemissionerna i högre grad styrdes av hur stor andel av ytan som var täckt än av svämtäckets tjocklek. Om det fanns sprickor i svämtäcket eller om svämtäcket inte var intakt drevs ammoniakförlusterna av gödselns kväveinnehåll. Det bildades snabbt svämtäcke på gödseln med hög torrsubstanshalt (8 % TS), men svämtäcket hade sprickor och hade inte samma förmåga att hindra ammoniakförlusterna som om svämtäcket hade varit intakt.

Temperaturen påverkar också ammoniakemissionerna. Sänkt temperatur minskar ammoniakförlusterna.

Riskerna för ammoniakförluster kan vara högre från rötad gödsel än från orötad gödsel eftersom organiskt bundet kväve omvandlas till ammonium i rötningsprocessen och därmed ökar mängden ammoniumkväve, att pH stiger i rötningsprocessen och att svämtäcket kan vara sämre på rötad gödsel än orötad gödsel.

3 Mätmetoder och beräkningsmodeller

Emissionerna kan antingen mätas eller beräknas med modeller. Beräkningsmodellerna bygger på resultat från olika mätningar. I detta kapitel beskrivs mätmetoder och beräkningsmodeller som kan användas för att bestämma emissionerna från lagring av rötrest, och vilka möjligheter och begränsningar som dessa metoder har. Syftet är att lyfta fram vilka möjligheter det finns för att bedöma emissionsnivåerna vid gårdsbaserad biogasproduktion.

3.1 Mätningar

Det finns en rad olika tekniker för att mäta emissioner från lagring av gödsel och rötrest. Mätningar görs i forskningsstudier där emissionerna ofta mäts i försöksuppställningar. Det har även utvecklats system för mätning och uppföljning av emissioner från anläggningar i kommersiell drift.

3.1.1 Mätningar i forskningsstudier

De studier som refererats till tidigare i denna rapport har oftast varit forskningsprojekt där emissionsmätningar gjorts i pilotskala (små lagerbehållare i storleksordningen några liter till några kubikmeter) och där mätningarna genomförts mer eller mindre kontinuerligt under lång tid (från några veckor upp till år). Emissionsmätningarna i forskningsstudierna har gjorts på olika sätt. De har i huvudsak skett genom uppsamling av all gas som bildats i mindre behållare, att kammare eller huvar placerats över gödselytan på lagerbehållare och där gasflödet eller koncentrationsförändringarna mäts under en bestämd period, samt mikrometeorologiska metoder där gaskoncentrationer och luftflöden över större lagringsbehållare mätts kontinuerligt.

Slutsatserna som kan dras från dessa försök styrs till viss del av mätmetoden. När mätningarna skett kontinuerligt och förändringar av emissionsnivåerna kan följas med korta tidssteg har man sett en variation i metan- och lustgasemissioner över dygnet (Sneath m fl, 2006; Wood, 2013). Sneath m fl 2006 såg att metan slipper iväg oregelbundet från gödselytan. De förklarar fenomenet med att metan bildas i själva gödsellagret och löser sig i vätskan. Vid högt mättnadstryck kan det bildas gasbubblor som stiger mot ytan och pyser ut metan. Denna typ av snabba variationer lyfts inte fram i studier där gasen samlats upp och där mätningarna sker med längre tidsintervall.

För att kunna dra slutsatser från dessa mätningar behöver man även ta hänsyn till dynamiken i lagren. Vid lagring av stallgödsel eller vid normal drift av en biogasanläggning fylls gödsel- och rötrestlagren oftast på kontinuerligt under året, för att sedan tömmas delvis eller helt någon gång per år. Mängden kväve och organiskt material kommer därmed att variera över året, vilket har betydelse eftersom emissionsnivåerna är beroende av mängden kväve och VS i lagret. I och med att lagren normalt fylls på mycket oftare än de töms kommer gödseln/rötresten i lagret ha varierande lagringstid. Det påverkar även emissionsnivåerna eftersom gödseln/rötrestens sammansättning förändras över tid p g a nedbrytningen av VS och förlusterna av kväve och organiskt material som sker under lagringen. Dessutom styrs emissionerna av yttre faktorer som varierar över tid, så som temperatur och nederbörd. Alla dessa förändringar som sker över tid beaktas i forskningsstudierna, och används som förklaringsmodeller när slutsatser dras från studierna.

De mätningar som gjorts i forskningsstudierna kräver stor arbetsinsats, specialistkompetens och speciell mätutrustning. Ofta görs mätningarna under lång tid för att kunna spegla förändringar som sker i gödseln och vädret under lagringen. Litteraturstudien tyder på att det bara är JTI som gjort sådana långtidsstudier i Sverige. Det är inte praktiskt eller ekonomiskt rimligt att sådana omfattande mätningar genomförs på gårdsnivå vid kommersiell drift, annat än om det skulle vara i forskningssyfte.

3.1.2 Uppföljning på biogasanläggningar

Det finns även system för mätning och uppföljning av emissioner från biogasanläggningar. I Sverige finns sådana system för samrötningsanläggningar, och motsvarande system testas för gårdsanläggningar (avser situationen under 2014). Andra länder, t ex Danmark och Tyskland, har kommit längre med mätningar på gårdsanläggningar.

Samrötningsanläggningar och Frivilligt åtagande

Avfall Sverige är en branschorganisation inom avfallshantering och återvinning där bland andra samrötningsanläggningar är engagerade. Avfall Sverige har infört ett system för Frivilligt åtagande för biogas- och uppgraderingsanläggningar där anläggningarna åtar sig att systematiskt arbeta för att kartlägga och minska utsläppen av metan (Avfall Sverige, 2014a). Avfall Sverige har publicerat ett antal rapporter som beskriver hur inventeringar av metanemissioner kan göras i praktiken och i viss mån kostnader för mätningar och mätutrustning.

Det finns många delar i en biogasanläggning där det kan ske metanemissioner, men möjligheterna att bestämma emissionerna storlek beror på hur utsläppspunkten ser ut. Det är relativt enkelt att mäta metanförlusterna från slutna system, t ex förluster via ventilationstrummor. Då mäts metanhalten och luftflödet i en viss punkt, och dessa värden kan sedan räknas om till totala metanförluster för en viss period. I Frivilligt åtagande ges exempel på lämplig mätutrustning, förslag på hur mätningarna och omräkningar genomförs och vilka krav som ställas på utförandet av sådana mätningar (Avfall Sverige, 2011a).

I många situationer går det dock inte att mäta både metanhalten och luftflödet, ofta beroende på att det är svårt att bestämma luftflödet. Detta gäller öppna system eller ytor, t ex öppna eller delvis öppna rötrestlager. Det är endast om rötrestlagret är helt täckt och har ett avluftningsrör som det gått att mäta luftflödet på traditionellt sätt. Det har saknats etablerade metoder för att bestämma hur stora metanförlusterna är från öppna ytor (Avfall Sverige, 2011b). Det har gjorts litteraturstudier över möjliga metoder för att bestämma metanförlusterna från öppna ytor och praktiska försök har sedan gjorts i Uppsala på de mest lovande metoderna (Avfall Sverige, 2011b; 2013). Försöken gjordes i pilotskala på rötat avloppsslam som lagrades i behållare som var 1,6 m i diameter. Försök gjorde med s k öppna kammare (två olika utformningar) där en huv respektive vindtunnel placerades på slammets yta och där dessa kamrar bara täcker en del av lagrets yta. Luft pumpas in i kamrarna med bestämt luftflöde, och metanhalten mäts kontinuerligt i utloppet från kamrarna. Metanhalten i utgående luft var hög i början av mätningen p g a att ytan störcs och metan frigjorts när kammaren placerats i lagret, men planade sedan ut. Metanemissionen kan sedan beräknas utifrån luftflödet och metanhalten vid steady-state i utgående luft. Mätningar med öppna kammare jämfördes sedan med mätningar i slutna kammare där ett lock placerats över hela ytan, och därmed kan de totala metanemissionerna från lagret bestämmas. Jämförelsen visade att det inte var några signifikanta skillnader i resultat mellan de tre mätmetoderna, och att de öppna kamrarna kan fungera för att bestämma metanemissionen från lagren (Avfall Sverige, 2013).

Liknade försök har även gjorts från täckta rötrestlager där luft har blåsts in i lagren och metanhalten mätts i utgående luft. Försöken visade att metoden fungerar och att den är relativt enkel att använda. Resultatet kan dock påverkas av kraftig blåst (Avfall Sverige, 2014b)

Biogasanläggningar som har anslutit sig till Frivilligt åtagande ska mäta sina metanutsläpp vart tredje år (Avfall Sverige, 2012). De mätningar som genomfördes under den första mätperioden 2007-2009 visar att metanutsläppen i genomsnitt motsvarade 0,8 % av metaninnehållet i rågasen. Under den andra mätperioden 2012 motsvarade utsläppen i genomsnitt 1,8 % av metaninnehållet i rågasen

(preliminära resultat). Dessa värden avser mätningar som gjorts på biogasanläggningar (d v s inga anläggningar som rötar avloppsslam) som var i normal drift under mätperioden. Metanutsläppen varierade dock mycket mellan biogasanläggningarna, från nära 0 % till 6 % av rågasproduktionen. Metanutsläppen från rötrestlagren stod för allt från en försumbar del av de totala utsläppen till den största utsläppskällan på enskilda biogasanläggningar. I många fall var det dock inte möjligt att mäta metanutsläppen från rötrestlagren eller så skedde lagringen utanför biogasanläggningen. I de fall mätningar kunde göras var osäkerheten stor ($\pm 25-100$ %) (ibid).

Systemet Frivilligt åtagande är framtaget för samrötningsanläggningar (som rötar avfall), slamrötningsanläggningar (avloppsreningsverk) och uppgraderingsanläggningar. Det är inte aktuellt för Avfall Sverige att ta fram motsvarande system för gårdsanläggningar då dessa anläggningar faller utanför Avfall Sveriges område. (Blom pers medd, 2014)

Gårdsanläggningar

Det finns mättekniker som använts på mindre biogasanläggningar också, bl a i Danmark och Tyskland, men dessa tekniker har inte funnits i Sverige (gäller sommaren 2014). Ett projekt har/kommer att genomföras i Västra Götaland där mätningar med värmekamera ska testas på gårdsanläggningar (Gustafsson K pers medd, 2014). Tekniken har använts av AgroTech i Danmark för läckagesökning på gårdsanläggningar.

Än så länge finns inget etablerat koncept för metanmätningar på gårdsanläggningar i Sverige. Det saknas uppföljningsprogram för gårdsanläggningar som motsvarar Avfall Sveriges system Frivilligt åtagande. Mätningar på gårdsnivå är inte heller lika beprövade som på samrötningsanläggningar. Det är en fördel om mätningarna kan genomföras för t ex läckagesökning på hela anläggningen, inte enbart från rötreslager. Det gäller också att hitta en teknik som inte ger för höga kostnader i förhållande till produktionen på anläggningen.

En viktig fråga är hur resultaten från en emissionsmätning ska bedömas och tolkas. Mätningarna som görs på biogasanläggningar i drift är begränsade i tid och ger en ögonblicksbild av situationen på anläggningen. Ofta ställs metanemissionerna i relation till mängden biogas som produceras, och metanemissionerna uttrycks då som $\text{g CH}_4/\text{kWh}$ producerad biogas eller procent av producerad biogas. När det gäller metanemissioner från någon del av biogasflödet, t ex från uppgraderingsanläggningar, finns det ofta ett klart samband mellan aktuellt gasflödet och aktuella emissionsnivåer. Men när det gäller lagring av rötrest är kopplingen mellan dagens biogasgasproduktion och metanemissioner från lagringen vag. Emissionerna från rötrestlagren beror på rötresten som finns i lagret för stunden (mängd, lagringstid och rötrestens sammansättning, som i sin tur styrs av vad som tidigare matats in i röt-kammaren) samt temperaturen i lagret och hur den påverkats av vädret etc. Biogasproduktionen ligger däremot mer "före i tiden" och speglar det substrat som finns i röt-kammaren och hur väl röttningsprocessen går för stunden. Detta behöver beaktas om metanemissionerna uttrycks som gram eller procent av biogasproduktionen. Höga värden kan bero på höga emissioner och/eller låg biogasproduktion för tillfället, medan låga värden kan bero på hög biogasproduktion för stunden och/eller låga emissioner t ex för att lagret nyligen tömts och det därmed finns ovanligt lite organiskt material i lagret eller att temperaturen i lagret är låg p g a låg yttertemperatur. Emissionerna från lagret kan förväntas variera över året beroende på temperaturförändringar och mängd rötrest i lagren, och det kan därmed behövas mätningar vid flera tillfällen för att få en rättvis bild.

Det finns även andra metoder för att övervaka röttningsprocessen som kan användas för att bedöma riskerna för utsläpp från rötrestlagret. Detta gäller t ex utrötningsförsök av rötrest och substrat samt beräkning av utrötningsgraden.

3.2 Beräkningsmodeller

Det finns en rad modeller för att beräkna emissionerna från lagring av stallgödsel och rötrest. Dessa modeller bygger på resultat från mätningar, och som indata till beräkningarna behövs uppgifter om stallgödsels/rötrestens karaktäristik och lagringsförhållanden.

3.2.1 Klimatpanelens riktlinjer

Klimatpanelens riktlinjer för klimatrapportering beskriver hur växthusgasutsläpp från gödselhantering kan beräknas (IPCC, 2006). Beräkningsmodellerna kan användas både för obehandlad och behandlad stallgödsel. Riktlinjerna beskriver tre olika detaljeringsnivåer (*Tier 1-3*) för hur växthusgasutsläppen från en viss process kan beräknas. De ger även vägledning om vilken detaljeringsnivå som bör väljas beroende på datatillgång och hur betydande utsläppen från den aktuella processen är jämfört med andra växthusgasutsläpp som ingår i klimatrapporteringen.

Riktlinjerna ska användas när länder rapporterar sina växthusgasutsläpp, men beräkningsmodellerna har även kommit att användas i t ex livscykelanalyser och rådgivningsmodeller eftersom de är relativt enkla att använda och samla indata till samt att de kan tillämpas internationellt.

Metan

Enligt klimatpanelens riktlinjer, *Tier 2*, beräknas metanemissionerna från gödselhanteringen som en funktion av mängden organiskt material i det som lagras, det organiska materialets sammansättning, vilken form gödseln har (flytande/fast, med täckning/utan täckning etc.) samt temperatur:

$$\text{Metanemission [kg CH}_4\text{]} = 0,67^* \text{ VS [kg]} * B_0 \text{ [m}^3 \text{ CH}_4\text{/kg VS]} * \text{MCF [\% av } B_0\text{]}$$

Där:

0,67 = omräkningsfaktor för att räkna om m³ metan till kg metan (vid 0°C och 101 kPa)

VS = mängd organiskt material i träck och urin som utsöndras från djuren.

B₀ = maximal metanproduktionspotential [m³ CH₄/kg VS]. B₀ beror på gödselns innehåll av olika organiska ämnen, och varierar därmed mellan djurslag men beror även på vilket foder djuren får. Ju större andel lättomsättbara organiska ämnen i gödseln desto högre metanproduktionspotential. Gödsel från idisslare har generellt lägre B₀-värde än gödsel från enkelmagade djur vilket beror på skillnader i foderstat och på att idisslare bryter ner mer av de lättomsättbara organiska ämnena i sin fodermältning än vad enkelmagade djur gör.

MCF = Metankonverteringsfaktor (på engelska *Methane Conversion Factor*). Denna faktor beskriver hur stor del av B₀ som uppnås under givna förutsättningar, och anges som % av B₀. MCF beror på hur stallgödseln hanteras och styrs av temperatur, lagringstid och lagringsteknik. Ju högre temperaturen är desto högre är metanproduktionen per tidsenhet. Vid låga temperaturer är metanproduktionen mycket låg eller upphör. Ju längre lagringstiden är desto mer metan hinner produceras och mer av B₀ uppnås. Metan bildas i anaeroba miljöer, vilket innebär att MCF är högre för flytgödsel som i princip är syrefri än för fastgödsel där syretillgången är förhållandevis god. Det är även möjligt att ta hänsyn till att metan kan oxideras, t ex när metan som bildats i flytgödsel passerar ett svämtäcke. MCF för flytgödsel med svämtäcke antas därför vara lägre än från flytgödsel utan svämtäcke.

B₀-värdet bestäms genom utrotningsförsök där materialet blandas med en ymp, och den bildade gasen sedan samlas upp till dess metanproduktionen avklingat. Den totala mängden metan som bildats ger då B₀-värdet. I Tabell 1 visas B₀-värden för stallgödsel och rötrest från tidigare utrotningsförsök.

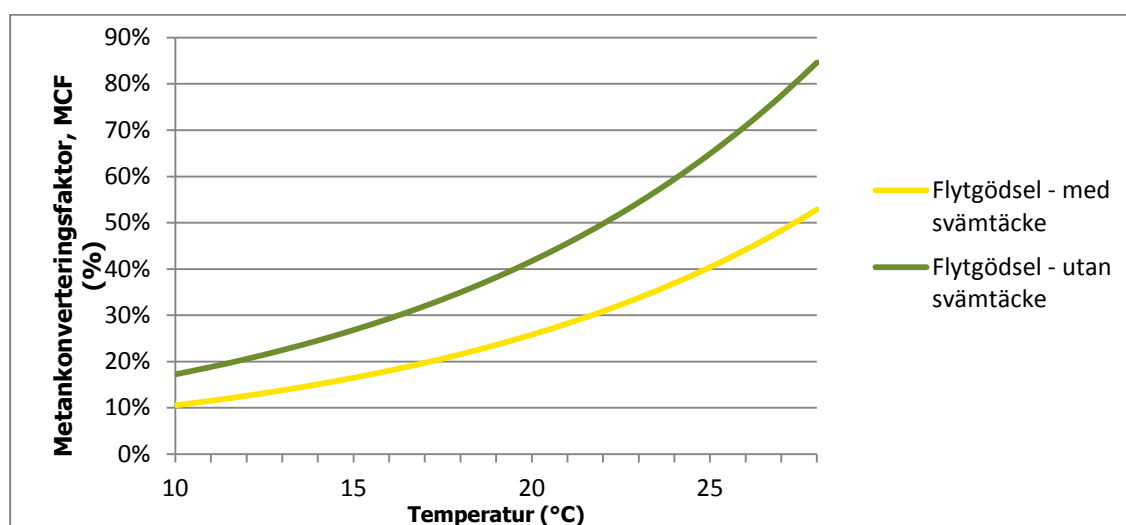
Tabell 1: Exempel på maximal biogaspotential (B₀-värden) för stallgödsel och rötrest.

Material	Maximal biogaspotential (Nm ³ CH ₄ /kg VS)	Referens
Flytgödsel, gris	0,39	Tufvesson m fl, 2013
Flytgödsel, nöt	0,27	Tufvesson m fl, 2013
Rötrest	0,095	Tufvesson m fl, 2013
Rötrest, nötgödsel	0,12	Rodhe m fl, 2013
Rötrest, utvärderingsprojektet	0,05	Eliasson pers medd, 2014

Det finns ett mycket större underlag om MCF från lagring av stallgödsel än av rötrest. I Figur 2 visas sambandet mellan temperatur och metanavgång från flytgödsellager. Kurvorna motsvarar de MCF-värden som presenterats i klimatpanelens riktlinjer, *Tier 2* (IPCC, 2006). Ju högre temperaturen är, desto högre MCF eftersom en större andel av VS bryts ner och omvandlas till metan. Temperaturen avser här luftens medeltemperatur, trots att metanproduktionen snarare styrs av gödselns temperatur. Det är dock lättare att få tag på uppgifter om lufttemperaturen än om temperaturen i lagren, och temperaturen i lagren beror till stor del på luftens temperatur.

I klimatpanelens riktlinjer anges att MCF är 10 % för flytgödsel som lagras med svämtäcke och 17 % för flytgödsel som lagras utan svämtäcket (IPCC, 2006). Detta gäller om årsmedeltemperaturen i *luften* är <10 °C, vilket är det relevanta temperaturintervallet för Sverige.

De internationella mätningar som jämfört metanavgången från olika typer av täckningsalternativ för rötad gödsel tyder på att det inte är någon signifikant skillnad mellan rötrest som lagrats utan speciell täckning och som tillsats hackad halm, däremot var metanavgången väsentligt lägre i försöksledet där rötrest hade tillförts hackad halm och lagrades under trätak.



Figur 2: Samband mellan temperatur och bildning av metan vid lagring av flytgödsel enligt IPCC (2006). Metankonverteringsfaktorn beskriver hur stor andel av den maximala metanproduktionspotentialen som uppskattas uppnås vid en viss temperatur i lagret.

De mätningar som gjorts av JTI tyder på lägre MCF för flytgödsel som lagras under svenska förhållanden (Rodhe m fl, 2008; 2012). I den svenska klimatrapporteringen används MCF 3,5 % för flytgödsel, baserat på JTIs mätningar. JTI har även jämfört metanemissioner från rötad och orötad nötflytgödsel (Rodhe m fl, 2013) och kom då fram till en mycket högre MCF-faktor för den rötade gödseln under sommaren. I JTIs försök med rötad nötflytgödsel beräknades MCF till 14 % på årsbasis.

Lustgas

Klimatpanelens riktlinjer beskriver hur den direkta och indirekta lustgasavgången kan beräknas. Med direkt lustgasavgång avses lustgas som avgår direkt från gödseln/rötresten till atmosfären. Indirekt lustgasavgång avser lustgas som bildats från ammoniak som avgått från gödsel-/rötrestlagret. Ammoniak är ingen växthusgas i sig, men kan omvandlas till lustgas när ammoniak som förlorats från lagringen av rötrest eller stallgödsel omsätts i andra delar av ekosystemet. Lustgasavgången beräknas som:

$$\text{Direkt lustgasavgång [kg N}_2\text{O]} = N \text{ [kg]} * EF_1 * 44/28$$

Där:

N = mängd kväve (totalkväve) i det lagrade materialet.

EF_1 = emissionsfaktor som anger hur stor andel av N som *omvandlas till lustgas i lagret*. Emissionsfaktorn uttrycks som kg N₂O-N/kg N i det lagrade materialet.

44/28 = Omräkningsfaktor för att konvertera kg lustgaskväve (N₂O-N) till kg lustgas (N₂O)

I klimatpanelens riktlinjer anges att EF_1 är 0 % för flytgödsel utan svämtäcke och 0,5 % för flytgödsel med svämtäcke (IPCC, 2006). I försök med lustgasmätningar från rötrest mäts ofta mycket låga eller inga lustgasemissioner från rötrestlager. I de fall lustgasemissioner detekteras har det normalt funnits ett svämtäcke på rötresten. Vid mätningar på rötad nötflytgödsel i Uppsala detekterades lustgas endast under sommarlagringen och från lager som var täckt med duk. EF_1 beräknades då till 0,25 % av N-tot (Rodhe m fl, 2013).

$$\text{Indirekta lustgasavgången [kg N}_2\text{O]} = N \text{ [kg]} * EF_2 * EF_4 * 44/28$$

Där:

N = mängd kväve (totalkväve) i det lagrade materialet.

EF_2 = emissionsfaktor som anger hur stor andel av N som *avgår som ammoniak från lagret*. Emissionsfaktorn uttrycks som kg NH₃-N/kg N i det lagrade materialet.

EF_4 = emissionsfaktor som anger hur stor andel av kvävet som förlorats som *ammoniak och som sedan omvandlas till lustgas i någon annan del av ekosystemet*. Emissionsfaktorn uttrycks som kg N₂O-N/kg NH₃-N som förlorats från lagret. Enligt klimatpanelens riktlinjer är EF_4 1 % av ammoniakförlusterna.

44/28 = Omräkningsfaktor för att konvertera kg lustgaskväve (N₂O-N) till kg lustgas (N₂O)

Ammoniakförluster från lagring av stallgödsel beräknas i många sammanhang, och emissionerna beror på täckningen av gödsellagret och gödselns form. Enligt rådgivningsprogrammet Stank in Mind är ammoniakförlusterna från flytgödsel 1 % av kväveinnehållet (totalkväve) vid täckning med tak, 3 %

om det finns svämtäcke och 7 % om det saknas täckning. Här antas att samma emissionsfaktorer även gäller för flytande rötrest.

Räkneexempel

I Tabell 2 och Tabell 3 visas ett räkneexempel med rötad och orötad svinflytgödsel och hur stora växthusgasutsläppen från lagringen beräknas bli. TS-, VS- och kväveinnehållet (se Tabell 2) motsvarar typiska värden för svinflytgödsel. Här har vi antagit att 40 % av VS bryts ner i rötningsprocessen och blir biogas, biogasutbytet har antagits vara 2 MWh/ton TS i gödseln. Nedbrytningen av VS gör att VS- och TS-halten i den rötade gödseln är betydligt lägre än i den orötade gödseln. Nedbrytningen innebär därmed även att mängden rötrest är något lägre än mängden gödsel som matas in i röt-kammaren. Uppgifter om den maximala biogaspotentialen för flytgödsel och rötrest har hämtats från Tufvesson m fl (2013).

Tabell 2: Underlag för räkneexempel om växthusgasutsläpp från lagring av rötad och orötad svinflytgödsel

	Mängd (ton)	Torrsubstans, TS (%)	VS Glödförlust (% av TS)	Kväve (kg N-tot/ton)	Ammonium-kväve (kg N/ton)	B ₀ (l metan/kg VS)
Flytgödsel, gris	1	4,0 %	85 %	2,70	1,89	390
Rötad gödsel	0,986	2,7 %	77 %	2,74	2,08	95

Växthusgasutsläppen från lagringen av den rötade och orötade gödseln har sedan beräknats enligt klimatpanelens riktlinjer och med de emissionsfaktorer som presenteras i Tabell 3. Tre olika alternativ beskrivs i tabellen, dels två olika alternativ för täckning av gödseln (med respektive utan svämtäcke) och dels ett alternativ där ett högre MCF-värde har antagits gälla för rötresten. Jämförelser har sedan gjorts mellan orötad och rötad gödsel med samma typ av täckning. MCF-värdena för gödsel med svämtäcke har hämtats från den svenska klimatrapporeringen. MCF antas vara 40 % högre om det inte finns något svämtäcke (enligt klimatpanelens riktlinjer). EF₁ motsvarar värden enligt klimatpanelens riktlinjer och EF₄ värden enligt Stank in Mind. I den tredje jämförelsen har MCF för rötrest antagits motsvara det årsgenomsnitt som JTI beräknade vid sina försök med lagring av rötad nötflytgödsel (Rodhe m fl, 2013).

Tabell 3: Emissionsfaktorer och beräknade växthusgasutsläpp från lagring av rötad och orötad svinflytgödsel, underlag enligt Tabell 2

	MCF	EF ₁	EF ₄	Växthusgasutsläpp (kg CO ₂ e/ton orötad gödsel)			
				metan	direkt lustgas	indirekt lustgas	totalt
Med svämtäcke							
Flytgödsel	3,5 %	0,50 %	3 %	7,8	6,3	0,4	14,5
Rötad gödsel	3,5 %	0,50 %	3 %	1,1	6,3	0,4	7,8
Förändring rötad jämfört med orötad				-85%	0%	0%	-46 %
Utan svämtäcke							
Flytgödsel	4,9 %	0 %	7 %	10,9	0,0	0,9	11,8
Rötad gödsel	4,9 %	0 %	7 %	1,6	0,0	0,9	2,5
Förändring rötad jämfört med orötad				-85%	0%	0%	-79 %
MCF för rötrest enligt Rodhe m fl (2013)							
Flytgödsel	3,5 %	0,50 %	3 %	7,8	6,3	0,4	14,5
Rötad gödsel	14 %	0,50 %	3 %	4,5	6,3	0,4	11,3
Förändring rötad jämfört med orötad				-42 %	0 %	0 %	-22 %

Totalt sett beräknas metanutsläppen från lagringen av flytgödseln minska tack vare rötningen. Detta är ett räkneexempel och resultatet beror på de indata till beräkningarna och de emissionsfaktorer som valts. Metanemissionerna styrs till stor del av värdet på den maximala metanproduktionspotentialen. Här har vi antagit relativt hög utrotningsgrad och att B_0 därmed blir relativt låg för rötresten. Hade utrotningsgraden varit sämre hade skillnaden mellan den rötade och orötade gödseln blivit lägre. Här har vi även antagit att MCF-faktorn är beroende av täckningen på gödsel, och inte av eventuell behandling av gödseln. I JTIs försök med rötad och orötad nötflytgödsel såg de dock stor skillnad i MCF mellan rötad och orötad gödsel (Rodhe m fl, 2013). I andra försök med rötad och orötad gödsel har inte dessa skillnader rapporterats.

Här har vi inte räknat med att det blir någon skillnad i lustgasemissioner mellan rötad och orötad gödsel. Emissionsfaktorerna är de samma för rötad och orötad gödsel, och mängden totalkväve påverkas inte av rötningsprocessen. I praktiken kan dock den rötade gödseln ha ett sämre svämtäcke än den orötade gödsel, vilket ökar risken för ammoniakemissioner. Dessutom ökar andelen ammoniumkväve vid rötning, vilket kan öka risken för ammoniakemissioner från spridningen av gödsel. Dock ingår inte spridningsförluster i denna jämförelse.

Totalt sett beräknas växthusgasutsläppen, uttryckt som kg koldioxidekvivalenter per ton orötad gödsel, minska tack vare rötningen.

3.2.2 Tysk modell för att beräkna metanbildning i rötrest

Linke m fl (2013) beskriver en modell för att beräkna metanproduktionen i rötrestlagret som tar hänsyn till fler parametrar än modellen som beskrivits ovan. Metanproduktionen beräknas som en funktion av uppehållstiden i biogasreaktorn (HRT [dygn]), de ingående substratens biogaspotential (B_0 [l metan/kg VS i ingående substrat]), hur snabbt substraten bryts ner i rötkammaren (k [dygn⁻¹]), temperaturen i lagret (T [°C]) och lagringstiden (t [dygn]). Konstanterna i modellen togs fram med data från 24 biogasanläggningar i Tyskland som rötade nötgödsel och grödor (framför allt majsensilage, men även vall och spannmål). Den potentiella metanproduktionen i rötrestlagret uttrycks som l metan per kg VS i ingående substrat, alltså inte per kg VS i rötresten!

Konstanten k beskriver hur snabbt substraten bryts ner i rötkammaren. Ju snabbare nedbrytning desto högre värde på k . I Linke m fl (2013) hade värdet på k (0,2 dygn⁻¹) bestämts empiriskt utifrån data från 24 gårdsanläggningar i Tyskland som rötade nötgödsel och grödor. Vid rötning av andra substrat eller andra temperaturer i reaktorn blir det ett annat värde på k .

Sammansättningen på det organiska materialet som finns i rötresten styr hur mycket metan som kan bildas i rötrestlagret, och sammansättningen påverkas bl a av utrotningsgraden. I denna modell beräknas inte utrotningsgraden direkt, utan den beskrivs istället indirekt av konstanten k och uppehållstiden i rötkammaren. Uppehållstiden i rötkammaren styr hur mycket biogas som produceras i förhållande till den maximala biogasproduktionen från ingående substrat. Ju längre uppehållstid, desto mer biogas hinner produceras per kg VS i reaktorn och desto mindre lättomsättbart VS finns kvar i rötresten som kan ge metanemissioner från lagringen av rötrest. Biogasproduktionen per kg VS och dygn är som högst de första dagarna, men klingar sedan av allt eftersom det mest lättomsättbara materialet bryts ner. Det innebär även att metanbildningspotentialen är betydligt högre i rötrest från anläggningar med kort HRT än med lång HRT.

I Figur 3 - Figur 5 beskrivs ett räkneexempel där metanproduktionen i rötrestlagren beräknats med modellen i Linke m fl (2013). Detta är som sagt ett räkneexempel som framför allt illustrerar relationerna mellan olika parametrar som styr metanproduktionen i rötrestlagret och hur dessa

parametrar kan samverka. Värdena ska inte ses som absoluta sanningar eftersom de är beräknade givet vissa förutsättningar, och med andra förutsättningar kan resultatet bli annorlunda. Det är även viktigt att komma ihåg att dessa värden speglar hur mycket metan som kan produceras i rötresten under givna förutsättningar. Beräkningen tar inte hänsyn till att metanet som bildats kan oxidera innan det når atmosfären, och att utsläppen därmed blir lägre. Hänsyn har inte heller tagits till att rötning av stallgödsel innebär att man sluppit emissionerna som annars skulle ha skett från traditionell lagring av stallgödsel.

I grundalternativet, markerat med ett "X", antas att uppehållstiden (HRT) i biogasreaktorn är 27 dygn, temperaturen i rötrestlagret är 12 °C och att rötresten i genomsnitt lagras i 150 dygn (här antaget att lagringskapaciteten motsvarar 10 månaders rötrestproduktion, och att lagret fylls på kontinuerligt under hela 10-månadersperioden). Det speglar förhållanden som är vanliga på svenska gårdsanläggningar. Den maximala metanproduktionspotentialen för substraten, B_0 , antas i alla beräkningar vara 300 l metan/kg VS i ingående substrat. Konstanten k har antagits vara den samma som i Linke m fl (2013), d v s 0,2 dygn⁻¹.

Under dessa förutsättningar blev den potentiella metanproduktionen i rötrestlagret i grundalternativet 10 liter metan per kg VS i substrat som matas in i röttkammaren. Det motsvarar 6,7 g metan per kg VS eller 167 g CO₂e/kg VS⁵. Om den uppnådda biogasproduktionen i reaktorn är 250 l CH₄/kg VS motsvarar det 70 g CO₂e/kWh biogas⁶. Det kan jämföras med att koldioxidutsläppen från förbränning av olja ligger på ca 270 g CO₂/kWh bränsle.

I Figur 3 beskrivs hur metanproduktionen i rötrestlagret påverkas av temperaturen i lagret och av utrotningsgraden. Här beskrivs utrotningsgraden indirekt som uppehållstiden i röttkammaren. Ju längre uppehållstid i röttkammaren, desto mer biogas produceras per kg VS i substratet och desto högre blir utrotningsgraden. Det innebär även att ju högre utrotningsgrad är desto lägre blir metanproduktionen i rötrestlagret, allt annat lika. I figuren märks detta på att metanproduktionen per kg VS är högre vid korta uppehållstider än vid långa uppehållstider, d v s högre utrotningsgrad. Detta innebär också att en förbättrad utrotningsgrad ger lägre metanproduktion i rötrestlagret.

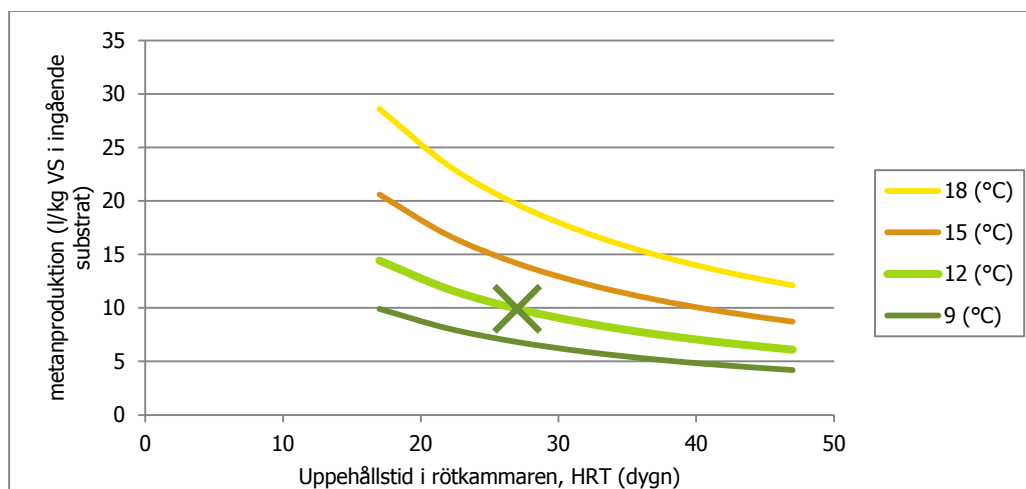
Biogasproduktionen i röttkammaren avtar dock per dag ju längre uppehållstiden är, vilket sker i takt med att de mest lättomsättbara organiska materialet bryts ner. Utröttningsgraden antas därmed öka långsammare ju längre uppehållstiden är. I Figur 3 märks detta genom att kurvorna som beskriver metanproduktionen planar ut vid höga uppehållstider och därmed hög utrotningsgrad. Om uppehållstiden ökar med fem dagar uppskattar denna modell att metanproduktionen i lagringen minskar med ca 17 % vid relativt kort initial uppehållstid (ökar från 20 till 25 dagar HRT), medan minskningen blir lägre (14 %) om den initiala uppehållstiden är längre (ökar från 25 till 30 dagar).

Mängden metan som bildas i rötrestlagret styrs även av temperaturen i lagret. Ju varmare det är i lagret desto mer metan produceras per tidsenhet. Här beskrivs sambandet mellan temperatur och metanproduktion med en exponentiell funktion. Det innebär att metanproduktionen ökar mer per grad Celsius vid höga än vid låga temperaturer i lagret. Det innebär också att klimatvinsten blir större när temperaturen sänks med X grader Celsius om temperaturen i lagret är hög än om samma temperatursänkning görs i ett lager som redan har låg temperatur. I Figur 3 beräknas metanproduktionen öka

⁵ Beräknat som: 10 l CH₄/kg VS * 0,67 g CH₄/l CH₄ = 6,7 g metan per kg VS i ingående substrat, eller 6,7 g CH₄ * 25 g CO₂e/kg CH₄ = 167 g CO₂e/kg VS

⁶ Beräknats som; 9,67 kWh/m³ metan * 0,25 m³ metan/kg VS = 2,4 kWh metan per kg VS. 1 g CH₄ = 25 g CO₂e.

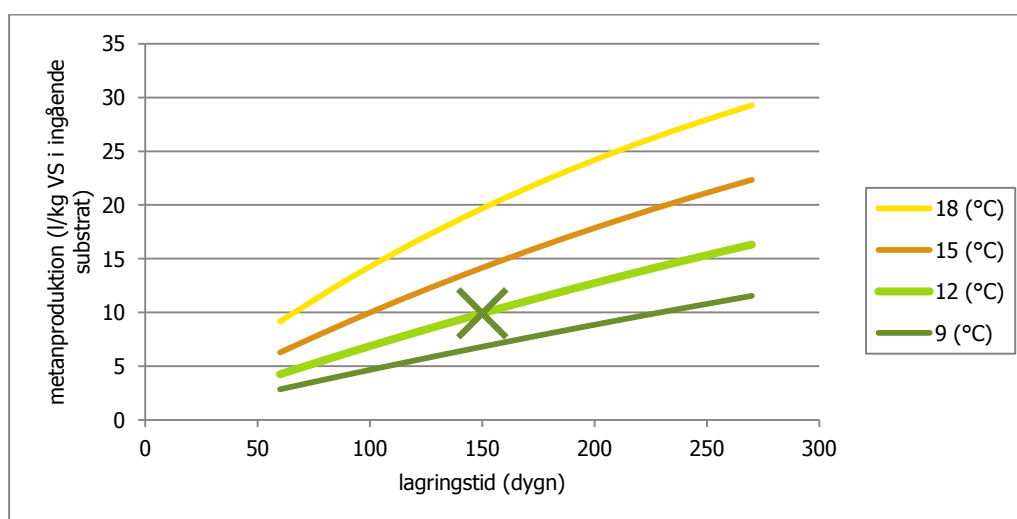
med 40 % om genomsnittstemperaturen i lagret blir 3 °C högre än grundalternativet, men minskar med 30 % om temperaturen istället sänks med 3 °C, allt annat lika.



Figur 3: Potentiell metanproduktion i rötrestlager som funktion av temperaturen i lagret och av utröttningsgraden, här beskriven som uppehållstiden i röt-kammaren. Lagringstiden är 150 dagar. Krysset i diagrammet markerar grundalternativet som beräknats. Beräknat efter Linke m fl (2013)

I Figur 4 beskrivs hur metanproduktionen i rötrestlagret påverkas av temperaturen i lagret och den genomsnittliga lagringstiden. Ju längre lagringstiden är och ju högre temperaturen är, desto större andel av det organiskt material bryts ner och desto mer metan hinner produceras i lagret. Ur metan-förlustsynpunkt är det därmed en fördel om lagringstiden är relativt kort, speciellt vid höga lagringstemperaturer.

I figuren kan man också se att metanproduktionen per kg VS i ingående substrat klingar av ju längre lagringstiden är, speciellt när temperaturen i lagret är relativt hög. Detta beror på att en större andel av VS bryts ner vid högre lagringstemperaturer än vid låga temperaturer, och att det därmed finns allt mindre lättomsättbart VS kvar per kg ingående VS ju högre lagringstemperatur är och ju längre röt-resten har lagrats. Vid ännu högre lagringstemperaturer hade metanproduktionen per kg ingående VS

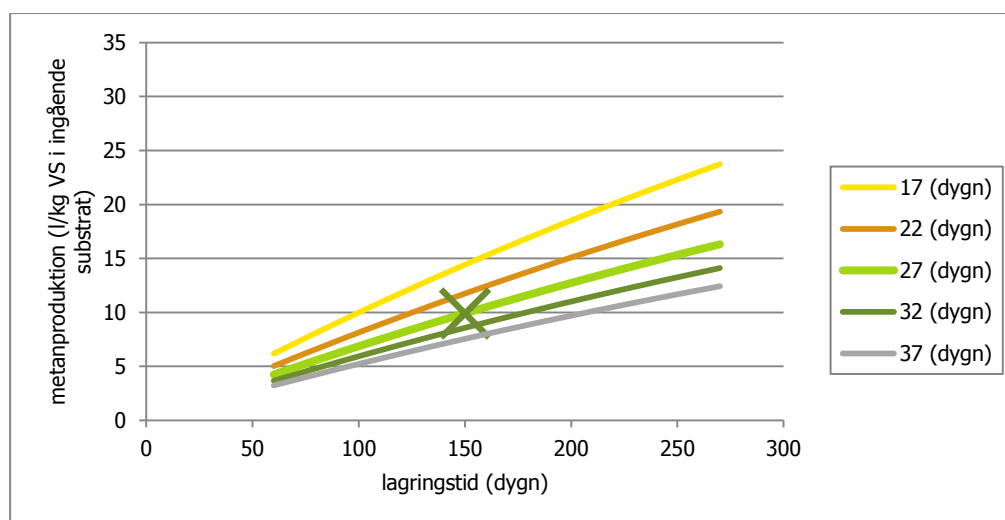


Figur 4: Potentiell metanproduktion i rötrestlager som funktion av temperaturen i lagret och lagringstiden. Upphållstiden är 27 dygn. Krysset i diagrammet markerar grundalternativet som beräknats. Beräknat efter Linke m fl (2013)

varit ännu högre, men kurvan hade också planat ut tidigare och kraftigare eftersom metanproduktionen då mer och mer hade begränsats av att tillgången på VS successivt minskat. Vid den lägsta lagringstemperaturen som visas i figuren är det nästan ett linjärt samband mellan metanproduktion och lagringstid. Det beror på att metanproduktionen begränsas av temperaturen istället för tillgången på VS. Nedbrytningen av VS är relativt låg vid så låga temperaturer, och andelen lättomsättbart organiskt material sjunker därmed inte så mycket under lagringen.

I Figur 5 beskrivs hur metanproduktionen i rötrestlagret påverkas av lagringstiden och utröttningsgraden, här uttryckt som uppehållstiden i röt-kammaren. Ju längre lagringstid, desto högre metanproduktion i rötrestlagret. Metanproduktionen beror också på hur mycket organiskt material som finns kvar i det rötade materialet och som hamnar i lagret. Vid relativt låg utröttningsgrad, vilket här motsvaras av kort uppehållstid i röt-kammare, finns mer organiskt material från ingående substraten kvar när rötresten hamnar i lagret, vilket ger högre potentiell metanproduktion. En bra utröttningsgrad minskar därmed den potentiella metanproduktionen i rötrestlagret, oavsett lagringstid.

I Figur 5 antas att den genomsnittliga lagringstemperaturen för alla kurvor är 12 °C. Vid så pass måttliga temperaturer begränsas metanproduktionen per kg ingående VS mer av temperaturen än av att tillgången på VS minskar i takt med att VS bryts ner under lagringen. Detta syns i figuren i form av att kurvorna är relativt flacka samt att det nästan är ett linjärt samband mellan metanproduktion och lagringstid. Om den successiva nedbrytningen av VS hade varit en begränsande faktor hade metanproduktionen per kg ingående VS tydligare klingat av ju längre lagringstiden blivit.



Figur 5: Potentiell metanproduktion i rötrestlager som funktion lagringstiden och utröttningsgraden, här beskriven som uppehållstiden i röt-kammaren (dygn). Temperaturen i lagret är 12 °C. Krysset i diagrammet markerar grundalternativet som beräknats. Beräknat efter Linke m fl (2013)

4 Slutsatser

Här sammanfattas de slutsatser som dragits i litteraturstudien angående hur utsläppen bildas och vilka parametrar som styr utsläppsnivåerna (mekanismer) samt förslag på åtgärder för att minska utsläppen.

4.1 Mekanismer

Metan bildas i syrefria miljöer när organiskt material bryts ner av mikroorganismer. Vid lagring av flytande rötrest är det i princip syrefritt i hela lagringsvolymen, och metanproduktionen sker då i hela volymen. Mängden metan som bildas i rötrestlagren och som avgår från lagret styrs av:

- *Tillgång på organiskt material:* Ju mer lättomsättbart organiskt material det finns i rötresten desto mer metan kan bildas. I rötningsprocessen bryts mycket av det lättomsättbara materialet ner, och metanavgången kan därmed vara lägre från rötad än orötad gödsel.
- *Temperatur:* Metanproduktionen ökar exponentiellt med ökande temperatur i lagret (gäller vid normala svenska lagringsförhållanden). Det är alltså temperaturen i den lagrade rötresten som är avgörande, och inte temperatur på den nya rötresten som tillförs lagret från rötammaren.
- *Lagringstid:* Ju längre lagringstiden är desto mer organiskt material hinner mikroorganismerna bryta ner och desto mer metan bildas.
- *pH och ammoniakkoncentration:* Metanbildarna kan hämmas av låga pH-värden och/eller mycket höga ammoniakkoncentrationer.
- *Ytans beskaffenhet:* En del av metanet som bildats i lagret kan oxideras när det transporteras genom ett svämtäcke.
- *Metanbildande mikroorganismer.* I rötningsprocessen ökar mängden metanbildare i det rötade materialet, vilket misstänks kunna ge relativt hög metanproduktion vid lagring av rötresten. Metanbildarna har dock ett snävt temperaturoptimum, och med tanke på den stora temperaturskillnaden mellan rötammaren och rötrestlagret torde inte metanbildare från rötammaren vara aktiva i lagret. Det finns dock andra metanbildare som kan växa till vid lägre temperaturer och stå för metanproduktionen i lagret.

Det sker även förluster av lustgas och ammoniak vid lagring av rötrest. Dessa kväveförluster styrs till stor del av tillgången på kväve i rötresten samt ytans beskaffenheter. Lustgas bildas dels vid nitrifikation när ammonium omvandlas till nitrit och nitrat, och dels vid denitrifikation när nitrat omvandlas till olika gasformiga kväveföreningar. Lustgas bildas i gödselytan vid lagring av flytande rötrest eller flytgödsel. Mängden lustgas som bildas styrs av tillgången på kväve (ammoniumkväve) och organiskt material, samt syretillgången i ytan. Ammoniak är ingen direkt växthusgas, men ammoniak som förlorats vid lagring kan omvandlas till lustgas när ammoniaken omsätts i andra delar av ekosystemet. Ammoniakutsläppen styrs till stor del av gödselns innehåll av ammoniumkväve, och den kemiska jämvikten mellan ammoniak och ammonium i gödseln som i sin tur påverkas av pH och avdrivningen av ammoniak från gödselytan.

Det är samma faktorer som styr utsläppen från lagring av gödselbaserad rötrest som från lagring av stallgödsel. Samma åtgärder kan då tillämpas för båda produkterna. Det finns dock skillnader i egenskaper mellan gödselbaserad rötrest och stallgödsel, t ex avseende svämtäckets kvalitet och produktens innehåll av organiskt material och ammoniumkväve, som påverkar de absoluta utsläppsnivåerna.

När utsläppen från lagring av rötrest diskuteras måste de även ställas i relation till hur stora utsläppen hade blivit om gödseln hade lagrats och hanterats på traditionellt sätt.

4.2 Åtgärder

Utifrån litteraturstudien dras följande slutsatser om vad som är bra åtgärder och frågeställningar att arbeta vidare med för att minimera växthusgasutsläppen vid lagring av gödselbaserad rötrest. Fokus ligger på minskade metanutsläpp eftersom metan ofta står för den största andelen av växthusgasutsläppen från lagring av rötrest och stallgödsel:

Eftersträva god utrotningsgrad. Substratets egenskaper styr vad som får anses vara en god utrotningsgrad i det enskilda fallet. Med en god utrotningsgrad minskar mängden lättomsättbart organiskt material i rötrestlagret och därmed potentialen för metanproduktion i lagret. Mindre mängd lättomsättbart organiskt material skulle också kunna minska mineraliseringen/nitrifikationen i rötresten och därmed eventuellt även risken för lustgasavgång.

Hålla låg temperatur i rötrestlagret i syfte att minimera metanproduktionen. Metanproduktionen ökar exponentiellt med ökad lagringstemperatur, och därför är det viktigare att undvika höga temperaturtoppar än att sträva efter att sänka temperaturen i lagret om den redan är relativt låg. Temperaturen i lagret kan hållas nere genom att ha nedgrävd brunn eller se till att skugga brunnen. Värmeväxling på utgående rötrest kan också bidra till lägre temperatur, men kräver aktiv drift och rätt utrustning. Den utgående rötresten har också begränsad inverkan på temperaturen i lagret om dess temperatur är relativt låg och/eller om mängden utgående rötrest är liten i förhållande till den totalt lagrade volymen. Omgivningens temperatur och lagrets utformning påverkar temperaturen i lagret, och en smart placering av brunnen torde ha potential för större effekt än värmeväxling av utgående rötrest.

Det är alltså temperaturen i lagret som är avgörande för metanbildningen, inte temperaturen på utgående rötrest! I de vetenskapliga studier som ingått i denna litteratursammanställning har metanproduktionen i lagren relaterats till temperaturen i lagret eller uttryckts som en funktion av lufttemperaturen. Temperaturen på utgående rötrest har omnämnts i några studier, men då som en delförklaring till att det varit relativt stora temperaturskillnader mellan närliggande flytgödsel- och rötrestlager (Rodhe m fl, 2013). Ett annat exempel är en dansk lagringsstudie (pilotskala) med termofilt rötad rötrest där metanproduktion initialt var hög, vilket förklarades med att lagret vid försökets start fyllts med varm rötrest (Lund Hansen m fl, 2006). I litteraturen förekommer dock inga förslag på gränsvärden för temperaturen i utgående rötrest och denna temperatur har inte heller tagits med i några metanberäkningsmodeller.

Sprida rötrest på våren, och gärna även fler gånger under odlings säsongen. Fördelen med vårspridning är att mindre mängd organiskt material finns i lagret under den varma perioden vilket minskar risken för metanproduktion i rötrestlagret. Metanproduktionen ökar exponentiellt med temperaturen, så det är särskilt viktigt att minska mängden rötrest som lagras vid relativt höga temperaturer. Med hjälp av en pumpgrop kan lagret tömmas mer effektivt. Det gäller dock att veta var pumpgropen finns. En fördel är därför att tydligt märka ut var eventuell pumpgrop finns.

Höstspridning kan också vara bra, förutsatt att spridningen sker med låga ammoniakemissioner och att kvävet i gödsel tas upp av en gröda.

Svämtäcke på rötresten. Ett svämtäcke är ett billigt täckningsalternativ och har potential att minska ammoniak- och metanutsläppen, men kan öka lustgasavgången från rötrestlagret. Mätningar som gjorts visar dock att reduktionen av metanemissionerna ger en större klimatvinst än vad klimatkostnaden är för ökade lustgasutsläpp. I de lagringsförsök som gjorts med rötrest är lustgasavgången ofta mycket låg eller t o m under detektionsgränsen.

Ur utsläppssynpunkt är det bättre med ett *helt svämtäcke* än en delvis täckt yta, bl a eftersom allt metan som bildas i rötresten då tvingas passera svämtäcket. När metanet passerar svämtäcket kan det oxideras, vilket minskar metanutsläppen till atmosfären.

Några forskningsförsök tyder även på att ett *moget svämtäcke* har fördelar jämfört med ett nybildat svämtäcke eftersom den metanoxiderande potentialen är högre i det mogna svämtäcket. Det skulle i så fall kunna vara en fördel om svämtäcket inte bryts helt vid omrörning på våren eftersom temperaturen, och därmed metanproduktionen i lagret, är högst under sommaren och vikten av god metanoxideringspotential därmed är större.

Om svämtäcket blir mycket *torrt* i ytan under sommaren kan det minska dess förmåga att oxidera metan. Bevattning av ytan kan då vara ett alternativ, men det saknas praktisk handledning i litteraturen för detta.

Svämtäcket kan stärkas genom *tillförsel av extra halm, fastgödsel, djupströgödsel etc.* Farhågor har dock höjts om att det skulle kunna öka metanproduktionen från lagret eftersom nytt organiskt material tillförs. Det har gjorts några jämförande studier mellan rötrest eller flytgödsel som lagrats med "naturligt" svämtäcke och med svämtäcke som förstärkts med halm etc., och resultaten tyder på att det inte är någon signifikant skillnad mellan dessa täckningsalternativ.

Det finns några argument för att tillförsel av halm etc. inte skulle öka metanproduktionen i vid lagring av rötrest. Metan bildas framför allt från lättomsättbart organiskt material, och den anaeroba nedbrytningen av halm eller andra lignin- och celluloserika material är därför begränsad. Vid låga lagringstemperaturer (upp till ca 15 °C enligt Lund Hansen m fl, 2006) begränsas dessutom metanproduktionen av temperaturen snarare än av tillgången på organiskt material. Det är först vid relativt höga lagringstemperaturer och långa lagringstider som tillgången på organiskt material blir en begränsande faktor. Om svämtäcket förstärks genom tillsats av fast- eller djupströgödsel är det även nödvändigt att ta hänsyn till de utsläpp som skett om dessa gödselmedel lagrats separat på traditionellt sätt.

Svämtäcke, med eller utan extra förstärkning, är ett billigt och enkelt täckningsalternativ. Ett förstärkt svämtäcke kan även minska ammoniakemissionerna. Tillförsel av halm etc. kan vara mer motiverat vid låga lagringstemperaturer (ungefär motsvarande temperaturen i flytgödsellager) eftersom temperaturen kan vara begränsande för metanbildningen. Vid högre lagringstemperaturer (t ex i ett litet lager efter rötchammare/efferrötkammaren) kan tillgången på organiskt material vara mer begränsande för metanproduktionen, och då kan andra täckningsalternativ så som duk eller tak som minskar ammoniakavgången men inte ökar metanproduktionen vara motiverade.

Uppsamling av gas. Med en aktivt driven efferrötkammaren kan mer av energiinnehållet i substraten tas ut som biogas. Det är viktigt att gasen samlas upp och inte släpps ut till atmosfären.

Helt gastät lagring av rötresten (med gastätt tak eller gastät duk) är en fördel om metanet som bildas i rötresten samlas upp. Täckningen hindrar dock inte att metan bildas eftersom metan bildas i själva rötresten och metanbildningen inte är beroende av ytans beskaffenheter. Metan som bildas i lagret skulle därmed kunna slippa ut t ex när taket öppnas för omrörning eller vid övertyck. En fördel med gastätt tak/duk är att det skulle kunna hålla kvar metanet vid ytan och underlätta metanoxidation, men det saknas uppgifter om syrehalten i luften under ett sådant tak och om miljön därmed gynnar metanoxidation.

Syrabehandling: Syrabehandling av rötresten sänker dess pH, vilket minskar metan- och ammoniakavgången. Denna teknik förekommer i Danmark. Om syrabehandling ska tillämpas är ett

förslag att tillsätta syra efter tömning av lagret i syfte att minimera metanavgången. Då skulle det behövas mindre mängd syra, vilket håller nere kostnaderna. Det kommer alltid att finnas lite rötrest kvar i lagret, och genom att syrabehandla den kan de metanbildande mikroorganismerna hämmas vilket leder till att mindre inokulum finns i brunnen när den fylls på med ny rötrest. Det saknas dock uppgifter i litteraturen om detta skulle reducera utsläppen i praktiken och ha långsiktig effekt, eller om brunnarna skulle ta skada av syratillsatsen.

De flesta åtgärder som kan minska metanutsläppen har även positiv effekt på de kväverelaterade emissionerna. Undantag finns dock, och det tydligaste exemplet är riskerna med ett poröst ytskikt (svämtäcke) på flytande rötrest. Ett svämtäcke minskar ammoniakemissionerna, vilket minskar den indirekta lustgasavgången, och bedöms kunna oxidera metan så att metanutsläppen minskar. Ett poröst ytskikt med både syrerika och syrefattiga zoner kan dock öka risken för lustgasavgång. Nettoeffekten påverkas av proportionerna mellan organiskt material/dess karaktär (=hur mycket metan kan det bli) och kväve (hur mycket lustgas och ammoniak kan det bildas) i rötresten, och hur väl svämtäcke kan oxidera metan, hindra ammoniakutsläpp respektive bidra till att lustgas bildas

5 Referenser

- Amon B, Amon T, Boxberger J & Alt C. 2001. Emissions of NH₄, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 103-113.
- Amon B, Kryvoruchko V, Amon T & Zechmeister-Boltenstern S. 2005. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112:153-162
- Amon B, Kryvoruchko V, Moitzi G & Amon T. 2006. Greenhouse gas and ammonia emission abatement by slurry treatment. *International Congress Series* 1293: 295-298
- Avfall Sverige. 2011a. Frivilligt åtagande - inventering av utsläpp från biogas- och uppgraderingsanläggningar. Rapport U2007:02. Reviderad 2011.
- Avfall Sverige. 2011b. Värdering och utveckling av mätmetoder för bestämning av metanemissioner från biogasanläggningar – Litteraturstudie. Rapport U2011:18.
- Avfall Sverige. 2012. Sammanställning av mätningar inom Frivilligt åtagande 2007-2012. Rapport U2012:15.
- Avfall Sverige. 2013. Värdering och utveckling av mätmetoder för bestämning av metanemissioner från öppna rötrestlager – försök i pilotskala. Rapport U2013:03.
- Avfall Sverige. 2014a. Frivilligt åtagande. <http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/biologisk-aatervinning/roetning/frivilligt-aatagande/> Uppdaterad 140220
- Avfall Sverige. 2014b. Mätmetod för att bestämma metanutsläpp från täckta biogödsellager. Rapport U2014:12
- Berg W, Brunsch R & Pazsiczki I. 2006. Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 129–134
- BiogasÖst. 2014. Vägledning – miljöprovning av biogasanläggningar 2013. Remissversion. 2014-03-31
- Chadwick D, Sommer S, Thorman R, Fanguerio D, Cardenas L, Amon B et al. 2011. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology* 116-167:514-531
- Clemens J, Trimborn M, Weiland P & Amon B. 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 171–177
- Holmgren M A, Olsson H, Rodhe L & Willén A. 2013. Värdering och utveckling av mätmetoder för bestämning av metanemissioner från öppna rötrestlager – pilotskaleförsök. SGC Rapport 2013:274. Svenskt Gastekniskt Center.
- IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use.

Chapter 11, N₂O Emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application.

- IPCC. 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.
- Kling M. 2008. Sur stallgödsel är mer klimatvänlig. En nyhet från www.greppa.nu, 6/11 2008. www.greppa.nu
- Kreuzer M & Hindrichsen I K. 2006. Methane mitigation in ruminants by dietary means: The role of their methane emission from manure. International Congress Series 1293: 199-208
- Liebetrau J, Reinelt T, Clemens J, Hafermann C, Fricke J & Weiland P. 2013. Analysis of greenhouse gas emissions from 10 biogas plants within the agricultural sector. Water Science & Technology 67: 1370-1379
- Linke B, Muha I, Wittum G & Plogsties V. 2013. Mesophilic anaerobic co-digestion of cow manure and biogas crops in full scale German biogas plants – A model for calculating the effect of hydraulic retention time and VS crop production in the mixture on methane yield from digester and from digestate storage at different temperatures. Bioresource Technology 130: 689-695
- Lund Hansen T, Sommer S G, Gabriel S & Christensen T H. 2006. Methane production during storage of anaerobically digested municipal organic waste. Journal of Environmental Quality 35: 830-836.
- Møller H B, Sarker S, Hellwin A L F & Weisbjerg M R. 2012. Quantification of methane production and emission from anaerobic digestion of cattle manure derived from different feeding. In 3rd International Conference CIGR, July: 8-12
- Montes F, Meinen R, Dell C, Rotz A, Hristov A N, Oh J, et al. 2013. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: II. A review of manure management mitigation options. Journal of Animal Science 91:5070-5094.
- Nielsen D A, Schramm A, Nielsen L P & Revsbech N P. 2013. Seasonal methane oxidation potential in manure crusts. Applied and Environmental Microbiology 79, 407-410.
- Petersen S O, Blanchard M, Chadwick D, Del Prado A., Edouard N, Mosquera J & Sommer S G. 2013. Manure management for greenhouse gas mitigation. Animal 7:s2: 266-282
- Rodhe L, Ascue Contreras J, Tersmeden M, Ringmar A & Nordberg Å. 2008. Växthusgasemissioner från lager med nötflytgödsel. Rapporter lantbruk och industri, R 370. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- Rodhe L, Ascue J, Tersmeden M, Willén A, Nordberg Å, Salomon E & Sundberg M. 2013. Växthusgas från rötad och rötad nötflytgödsel vid lagring och efter spridning – samt bestämning av ammoniakavgång och skörd i vårkorn. JTI-rapport 2013, Lantbruk & Industri nr 413. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik
- Rodhe L, Baky A, Olsson J & Nordberg Å. 2012. Växthusgaser från stallgödsel - Litteraturgenomgång och modellberäkningar. Lantbruk & Industri no 402. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik.

- Rodhe, L. 2014. Växthusgasförluster vid lagring och spridning av stallgödsel - Optimal gödselhantering ur klimatsynpunkt. Presentation från Kurs för klimatrådgivare inom Greppa Näringen, Nässjö 12 mars 2014. www.greppa.nu
- SGC. 2009. Substrathandbok för biogasproduktion. Rapport SGC 200. Svenskt Gastekniskt Center
- Sneath R W, Beline F, Hilhorst M A & Peu P. 2006. Monitoring GHG from manure stores on organic and conventional dairy farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112: 122-128
- Sommer S, Møller H & Petersen S. 2001. Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling. DJF rapport Husdyrbrug nr. 31, Danmarks JordbrugsForskning, Tjele.
- Sommer S G, Petersen S O & Møller H B. 2004. Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69: 143-154
- Sommer S, Olesen J E, Petersen S O, Weisbjerg M R, Valli L, Rodhe L & Béline F. 2009. Region-specific assessment of greenhouse gas mitigation with different manure management strategies in four agroecological zones. *Global Change Biology* 12: 2825-2837
- Tufvesson L, Lantz M & Björnsson M. 2013. Miljönytta och samhällsekonomiskt värde vid produktion av biogas från gödsel. Rapport nr. 86, Miljö- och energisystem, Lunds tekniska högskola
- Wagner-Riddle C & Gordon R. 2014. Reducing Emissions During the Storage and Application of Manure. FarmSmart Conference, January 18 2014. <http://farmsmartconference.com/>
- Wagner-Riddle C, Ngwabie N M, Maldaner L, Johannesson G, VanderZagg A, Gordon R et al. 2013. Greenhouse gas emissions from a dairy farm with an operational biogas system. In *Advances in Animal Biosciences, proceedings of the 5th greenhouse gases and animal agriculture conference (GGAA2013)*, 4 (2); 268.
- Wood J D, Gordon R J, Wagner-Riddle C, Dunfield K E & Madani A. 2012. Relationships between dairy slurry total solids, gas emissions and surface crusts. *Journal of Environmental Quality*, 41:694-704.
- Wood J D. 2013. Mitigating Gas Emissions from Liquid Manure Storage Systems: Management Practices, Measurements and Modeling. Thesis, The University of Guelph. Ontario, Canada

5.1 Personligt meddelande

Eliasson, Karin. Hushållningssällskapet Sjuhärad. 2014-06-16

Gustafsson, Kjell. Agroväst. April 2014.

.

