



Växthusgaser från stallgödsel – hur påverkar hanteringen?

Lena Rodhe, Andras Baky, Johanna Olsson och Åke Nordberg

Bakgrund

Sett i ett livscykelperspektiv på mjölk och köttproduktionen i Sverige har Cederberg m.fl. (2009) bl.a. föreslagit förbättrad stallgödselanvändningen i hela kedjan samt att minska förlusterna av reaktivt kväve som åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser. Idag står lantbruket för de största utsläppen av växthusgaserna metan (CH₄) och lustgas (N₂O) och totalt bidrog lantbruket med 13 % av växthusgasutsläppen i Sverige 2008 (Naturvårdsverket, 2010). Aktuella växthusgaser från jordbruket är metan (CH₄) och lustgas (N₂O), där CH₄ bildas vid idisslarnas matsmältning och i anaeroba flytgödsellager. Lustgasen, en mycket ”stark” växthusgas, bildas vid i marken och stimuleras av gödsling och avgår också från fastgödsellager. Cederberg m.fl. rekommenderar också en satsning på biogasproduktion, särskilt från svinflytgödsel. I ett vidare perspektiv pekar engelska forskare (del Prado m.fl., 2010) på möjligheter att minska förlusterna genom genetiska förbättringar hos djur och grödor, användning av nitrifikationshämmare i marken men också förändrade betessystem och foderstater. De konstaterade dock att vissa åtgärder kan medföra försämringar inom andra områden t.ex. ammoniakavgång, djurmiljö och biologisk mångfald.

Målet med denna studie finansierad av SLF Mjölproduktion är att under svenska förhållanden identifiera effektiva och ekonomiska åtgärder för att minimera utsläpp av växthusgaser från stallgödsel i mjölkproduktionen samtidigt som miljömålen ”Bara naturlig försurning” och ”Ingen övergödning” uppfylls.

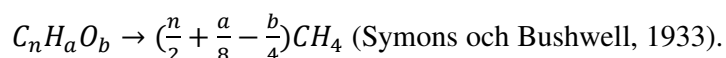
Material och metoder

- Sammanställning av litteratur och forskningsresultat

Data rörande emissioner av metan och lustgas från stallgödsel har sammanställts genom att göra litteratursökning och genom kontakter med forskare vid konferensen Ramiran i Lissabon september 2010. En mer utförlig rapport kommer att publiceras i JTI:s rapportserie *Lantbruk & Industri*. I denna mer kortfattade rapport ges en kortversion. De utländska resultaten har också jämförts med emissionsresultat från egna försök med studier av växthusgaser från lager och spridning av stallgödsel samt schablonvärden uppsatta av IPCC.

- Mekanismerna bakom metangasavgången från flytgödsellager

En dansk modell för att beräkna emissioner av metan flytgödsel lagrad i stallar och gödsellager (Sommer m fl., 2004) validerades med hjälp av svenska data hämtade från Rodhe m.fl. (2008). Modellen utgår från mängden nedbrytbar organisk substans (VS) i gödseln. Med hänsyn till uppehållstider i stall innan utgödsling och temperaturen i stall och lager beräknas metanemissionerna. Det organiska materialet (VS; volatile solids) delas in i två fraktioner, lätt- och svårnedbrytbar VS, VS_L och VS_T. Det två fraktionerna utgörs av olika kolföreningar som kolhydrater, proteiner, fett, flyktiga fettsyror (VFA) och lignin. Modellen beräknar utifrån andelen kolföreningar den teoretiska metanbildande potentialen. Beräkningen i modellen sker med nedanstående formel:



Modellen tar hänsyn till temperaturens påverkan vid metanbildning och beräknas med formeln (Sommer m fl., 2004):

$$F(T) = (VS_L \times b_1 \times \exp\left(\ln(A) - \left(\frac{E_a}{RT}\right)\right) + VS_T \times b_2 \times \exp\left(\ln(A) - \left(\frac{E_a}{RT}\right)\right)) \times 24$$

Parametrar och variabler som styr metanbildningen i stall och lager är:

- * Frekvensfaktorn, $\ln(A) = 43,3 \text{ g CH}_4 \text{ kgVS}^{-1} \text{ h}^{-1}$,
- * Aktiveringsenergin, $E_a = 112,7 \cdot 10^3 \text{ J}$,
- * Allmänna gaskonstanten, $R = 8,314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$,
- * Lagertemperaturen, T i Kelvingrader,
- * Hastighetsfaktor för nedbrytning av VS_L , (dimensionslös), b_1 ,
- * Hastighetsfaktor för nedbrytning av VS_T , (dimensionslös), b_2

Aktiveringsenergin och den allmänna gaskonstanten är parametrar och ändras inte. b_1 och b_2 antas även de vara konstanta. $\ln(A)$ är en faktor och är i modellen anpassad efter IPCC:s värden för bildning av metan (Sommer, pers med, 2010). Temperaturen (T) är en variabel som beror av rådande förhållanden.

Inledningsvis hade vi ett möte vid JTI med referensgruppen bestående av *Professor Sven G. Sommer*, University of Southern Denmark, *Seniorforskare Søren O. Petersen*, Aarhus University, och *Forskare Kristiina Regina*, Research Agrifood Research Finland (MTT) där vi diskuterade modellen. Sven Sommer som gav oss en kopia av modellen för att användas i projektet.

Anpassning av modell

Ett antal förändringar gjordes i modellen för att anpassa den efter de existerande mätdata framtagna vid lagringsförsök av Rodhe m fl. (2008). Frysta gödselprover från försöken analyserades med avseende på svår- och lättnedbrytbara kolföreningar i VS. Grunddata i modellen för förhållandet mellan VS_L och VS_T i modellen ändrades till analyserade värden för använd gödsel (Tabell 1).

Tabell 1. Fördelning (%) av kolföreningar i VS i gödsel från modellens grundinställning och i gödsel använd i lagringsförsök (Rodhe m.fl., 2008)

	Grunddata i modellen		Enligt analys av gödsel	
	VS_L	VS_T	VS_L	VS_T
Kolhydrat	41,5	16,6	29,9	12
VFA	4,0		11,8	
Fett	7,7		3,5	
Protein	16,8		33	
Lignin		13,5		9,8

I ursprungsversionen utgick modellen från månadsmedeltemperaturer vid beräkningen av metanbildning i lager. Modellen anpassades till att använda dygnsmedeltemperaturer uppmätta i de svenska försöken (Rodhe m.fl., 2008). I modellen användes också samma mängder gödsel som i försöken.

- Identifiera strategier för att minska växthusgasemissioner från stallgödsel

Från teoretiska resonemang och med hjälp av litteratursökningen identifieras praktiska lösningar för att minimera förlusterna av växthusgaser från hantering

av stallgödsel. Några olika tänkbara hanteringskedjor beskrivs med för- och nackdelar. Tanken var också att utföra enklare ekonomiska beräkningar för att jämföra strategierna. Detta arbete var skulle samordnas med ett danskt projekt, vilket dock inte blev finansierat och därmed har vi inte kunnat genomföra denna del.

- **Syntes av litteratur och resultat från egna försök**

På ett lättförståeligt sätt redovisas en syntes av resultat hämtade från litteraturen, från egna försök samt från modelleringsarbetet. Vid utformning av syntesen har hänsyn tagits till ekonomiska aspekter.

Resultat och diskussion

- **Sammanställning av litteratur och forskningsresultat**

Sammanställningen kommer att publiceras i JTI:s rapportserie Lantbruk & Industri. Här ges endast en förkortad version.

International Panel for Climate Control (IPCC) har tagit fram riktlinjer för beräkningarna av växthusgasemissioner från olika samhällssektorer, bl.a. lantbruket (IPCC, 2006). Förluster från gödsellager kan enligt dessa riktlinjer beräknas med hjälp av schablonvärden, och för metanemissioner används en faktor benämnd "Methane Conversion Factor" (MCF). Faktorn anger faktisk metanemission som andel av gödselns potential för metanproduktion (B_0) specifikt för gödseltyp och klimatregion. Lustgasemissionen anges med emissionsfaktorn EF_{nit} som anger emissionen som andel av gödseltypens totala kväveinnehåll (IPCC, 2006) före start lagring eller innan spridning.

Lagring

I litteraturen har mätningar utförts för att kvantifiera utsläppen av växthusgaser från flyt- och fastgödsel under olika förutsättningar. Faktorer som studerats har bl.a. varit variationer under året, påverkan av olika täckningsmaterial, samt påverkan av omrörning i flytgödsellager och packning av fastgödselhögar.

Masse´ m.fl. (2008) uppmätte i laboratorium dubbla metanproduktionen från lagrad flytgödsel vid gödseltemperaturen 20°C jämfört med 10°C. Enligt deras simuleringar minskar metanemissionerna med i medeltal 9 % om man under sommaren sprider gödseln vid flera tillfällen och med 12 % om korna hålls utomhus på natten i syfte att minimera mängden gödsel i lager. Vid tömningen av lagret ska resterande mängd gödsel minimeras och en nivå av 0,3 m jämfört med 0,6 m efter tömning minskade enligt beräkningarna metanemissionerna med i medeltal 26 %. VanderZaag m.fl. (2008) har sammanställt effekten av hur flytande täckningar i flytgödsellager påverkar utsläpp av olika gaser. Metanemissionen enligt VanderZaag m.fl. (2008) verkar bestå av två komponenter: dels en basemission, som antagligen sker pga. diffusion och en som sker mer intermittent, som antagligen beror på bubbelemissioner (ebullition). Eftersom metanbildningen sker i hela gödselvolymen, kan en täckning ha svårt att förhindra bildad metangas att gå upp i atmosfären.

Permeabla täckningar som halm ökade lustgasemissionerna vid uttorkning (Sommer m.fl., 2000; Amon m.fl. 2006; Berg m.fl., 2006), men gav i vissa fall också mindre förluster av metan (Sommer m.fl., 2000; Clemens m.fl., 2006) jämfört med gödsel utan täckning. Sommer m.fl. (2000) förklarar detta med att metan kan oxideras i ett poröst svämtäcke och att metanet därmed övergår till koldioxid. Detta sker när det är negativ vattenbalans, dvs. svämtäcket är delvis uttorkat. Guarino m.fl. (2006) fann att tjockleken hos det permeabla svämtäcket (halm, kutterspån, majsstjälkar, Leca) påverkade på så sätt att minskningen av metanemissionerna

var lägre för tunnare skikt än för tjockare skikt. Clemens m.fl. (2006) fann att trätak minskade metangasemissionerna från flytgödsellager av både rötad och icke rötad nötflytgödsel jämfört med utan täckning. Clemens m.fl. (2006) refererade till Sommer m.fl. (2000) rörande metanoxidation i halmsvämätcket och antog att genom att utestänga regn gav taket ett relativt torrt svämätcke, som oxiderade metan.

VanderZaag m.fl. (2009) studerade gasemissioner från lagrad halmtäckt nötflytgödsel under sommarförhållanden (juni till oktober) och vid omrörning på hösten. Direkt efter start av omrörning ökade emissionerna av koldioxid och metan dramatiskt, högst under första omblandningsdagen (totalt fem dagars intermitterant omrörning). När omrörningen stoppades, minskade emissionerna av koldioxid och metan snabbt till nivåer under de som rådde innan omrörning och under nivån i den ej omrörda tanken. Trots denna utjämning mellan leden när man inkluderar omrörningen, så innebar halmtäckena totalt en minskning av metan och ammoniak jämfört med utan täckning. Senare studier av VanderZaag m.fl. (2010) omfattar hur täckning av permeabelt syntetiskt material (BiocapTM) påverkade emissionerna av växthusgaser och ammoniak från nötflytgödsel. Metanemissionerna minskade inte och därmed resulterade täckningen inte i någon större minskning av växthusgasutsläppen. MCF beräknades till 55 % med IPCC:s schablonvärde för B₀ för nötflytgödsel (0,24 L per g VS). Även lustgasen varierade över dygnet men denna emission var starkt korrelerad till lufttemperaturen.

I egna försök (Rodhe m.fl., 2008; 2009; 2010; 2011) mättes växthusgaser under ett år från nöt- respektive svinflytgödsel i småskaliga lager placerade utomhus, med och utan olika täckning. MCF översteg aldrig 3 %, vilket ska jämföras med schablonvärdet 17 % som rekommenderas av IPCC för lagrad flytgödsel utan täckning och 10 % med täckning vid en lagringstemperatur lägre än 10°C. Under det varma halvåret var emissionerna ungefär dubbelt så höga som under vinterhalvåret. Från lagren med plastdukstäckning var metangasavgången lägre än från övriga lager under sommarhalvåret, medan det inte var så stor skillnad mellan ej täckt lager och lager med halmsvämätcke. Lägre temperatur och en medellagringstid på ca 3 månader kan förklara den relativt låga MCF-faktorn. Andelen av kvävet som avgick som lustgas under lagringen var knappt mätbar med undantag för svingödseln med halmsvämätcke, där EF_{nit} var 0,74 %.

För fastgödsel finns relativt få studier och det rör mest djupströ eller fastgödsel med halm från nötkreatur. Lustgasemissionerna från dessa gödselslag har legat i medeltal mellan 0,2 och 0,9 % av totala kväveinnehållet (total-N) (Webb m.fl., 2011). Från djupströgödsel från svin har emissionerna varit så höga som 9,8 % av total-N, medan emissionerna från fjäderfägödsel har tenderat att vara låga. För att förhindra att syre diffunderar in i fastgödseln studerade Hansen m.fl. (2007) täckning av fasta fasen efter separering av flytgödsel. Lustgasemissionerna var utan täckning 5 % av total-N, medan täckning minskade förlusterna till mindre än 0,1 % av total-N. Även Chadwick (2005) fick liknande effekt av att täcka fastgödselhögar. Metanemissioner från fastgödsel uppträder endast om det lokalt finns anaeroba partier i gödseln. Här är dataunderlaget ännu bristfälligare enligt Webb m.fl. (2011).

En annan strategi för att minska lustgasemissionerna från fastgödsel har varit att öka porositet genom tillsätta mycket stora mängder halm (5 kg per djurenhet jämfört med 2.5 kg) och därmed minska anaeroba partier i gödseln. Den ökande mängden halm minskade signifikant N₂O emissionerna (Amon, 1999; Sommer & Möller, 2000).

Spridning

Omfattningen och spridningen på lustgasemissionerna från gödselad åkermark beror på många faktorer; kvävegödslingsstrategi, rådande väderförhållanden och markegenskaper, framförallt

markens syrestatus, temperatur och tillgång på kol (Goodroad & Keeney, 1984; Maag & Vinter, 1999). En liten ökning av markfuktigheten, från 25 till 30 % kan ha stor inverkan på lustgasproduktionen i marken (Perälä m.fl., 2006). Tining och frysning av mark kan också generera stora utsläpp av lustgas (Regina m.fl., 2004). Rodhe m.fl. (2011) fann i laboratorieförsök att lustgasemissionerna ökade med ökad markfuktighet och temperatur. Det gick dock inte att förklara lustgasemissionerna endast med dessa faktorer. Markens innehåll av nitratkväve (NO_3^-) är en begränsande faktor för N_2O emissioner och vid låga halter blir N_2O avgången låg även om övriga förutsättningar är optimala (Dobbie & Smith, 2003). Whalen (2000) ansåg att ett markinnehåll av NO_3^- på 5 mg/kg var lägsta tröskeln för N_2O -produktion.

Velthof m.fl. (2003) jämförde lustgasavgången från tre olika gödselslag i laboratorieförsök. Studien visade att svinflytgödseln gav högst lustgasavgång, från 7,3 till 13,9 % av tillfört N, nötflytgödsel gav lägre avgång, från 1,8 till 3,0 % av tillfört N, och höns gödseln gav en lustgasavgång på 0,5-1,9 % av tillfört N.

Spridningstekniken kan också påverka lustgasavgången. Myllning av flytgödsel i mark har många fall gett högre lustgasemissioner än ytspridning (Thompson m.fl., 1987; Dosch & Gutser, 1996; Wulf m.fl., 2002; Perälä m.fl., 2006; Rodhe m.fl., 2006; Thomsen m.fl., 2010) men även metangasemissioner (Flessa & Besse, 2000). Detta förklaras med att syretillgången i marken är begränsad där den injicerade gödseln hamnar. Ett fältförsök av visade också att myllning (djup 8-10 cm) ökade lustgasemissionerna (1100 ± 169 g $\text{N}_2\text{O}/\text{ha}$) jämfört med applicering på ytan med efterföljande nedbrukning (400 ± 37 g $\text{N}_2\text{O}/\text{ha}$). Thomsen m.fl. (2010) uppmätte N_2O -N förluster mellan 0,3 och 1,5 % av total-N i utspridd svinflytgödsel till växande korn, och förlusterna var högre vid myllning än vid bandspridning på markytan. De fann dock ingen klar skillnad om flytgödseln myllades med en rak bill eller en vingbill. Perälä rapporterade N_2O -N emissioner mellan 0,3- 0,5 % av total-N i utspridd svinflytgödsel och en tilläggsgiva med ammoniumnitrat och 0,7 % då gödseln myllades på våren innan sådd av korn. Dambreville m.fl. (2008) och Mejjide m.fl. (2009) uppmätte ännu lägre N_2O emissioner när svinflytgödsel hade spridits till majs eller korn, och efter spridning brukats ned i det övre markskiktet. Andra forskare har inte hittat några skillnader i emissioner av N_2O and CH_4 mellan myllning och spridning på markytan (Sommer m.fl., 1996; Clemens m.fl., 1997).

Inkubationsförsök (Velthof m.fl., 2003) visade att hur gödseln placeras i marken har påverkan på lustgasemissionerna, på så sätt att svinflytgödsel placerad i rader på 5 cm djup gav signifikant högre emissioner än om gödseln var homogent inblandad i marken. I svenska försök (Rodhe m.fl., 2010; 2011) visar också att nedharvning av gödseln på våren i torr såbädd gav lägre lustgasemissioner än om den bandspreddes på markytan med en emissionsfaktor (EF_{nit}) som var 1,35 % för bandspridning och 0,46 % för band spridning plus nedharvning. På hösten inför sådden, när marken var fuktigare var det ingen större skillnad mellan med eller utan nedharvning. Motsvarande emissionsfaktorer för bandspridning var 0,77 % och 0,97 % med nedbrukning. Marken fungerade i stort som en kolsänka, men den var lägre med flytgödsel. För nötflytgödsel var emissionsfaktorerna 0,55 % för bandspridning och något högre, 0,78 % för täckt ytmyllning. Lustgasemissionerna i fält efter spridning av svinflytgödsel varierade med markfukten, t.ex. var det små emissioner på våren då det var torrt. Efter regn ökade emissionerna tillfälligt. Thomsen m.fl. (2010) drar slutsatsen att man kan försvara användning av myllare för att minska ammoniakavgången trots ett något högre utsläpp av växthusgaser omräknat till koldioxidekvivalenter (CO_2e) vid myllning (vingbill) jämfört med bandspridning av gödseln på markytan. De har då tagit hänsyn till indirekt N_2O från ammoniakförluster och utsläpp vid tillverkning av mineralkväve för att ersätta förlorat kväve som ammoniak vid bandspridning samt ökad energiförbrukning vid ytmyllning.

I Nederländerna mätte Velthof & Masquera (2011) N₂O emissioner under två till tre år från stallgödsblad vall eller majs. I medeltal avgick 0,9 % av total-N i gödseln som N₂O-N för alla försök. De fann att vid spridning till vall, då risken är stor för hög ammoniakavgång vid bred- eller bandspridning av flytgödseln på vallytan, att det är en fördel att ytmylla flytgödseln även ur klimatsynpunkt om man även tar hänsyn till indirekta N₂O emissioner relaterad till ammoniakavgång och den direkta N₂O emissionen relaterad till tilläggsgiva av mineralkväve för att kompensera ammoniakavgången. I majsen, där svinflytgödseln myllades relativt djupt var N₂O emissionerna mycket höga under ett av de tre åren på grund av hög markfuktighet och hög giva (249 kg total-N/ha). Det gav i medeltal en relativt hög emissionsfaktor av 3,6 % av total-N utspridd med gödseln.

Behandling av gödsel

Behandling av gödsel kan innebära förändrade emissioner av växthusgaser. Rötning innebär aktiv stimulering av metanbildningen i flytgödsel och bildad biogas (ca 60 % metan) samlas upp. Det kan vara en dubbel vinst ur klimatsynpunkt dvs. att både minskade metangasutsläpp och att biogasenergin kan ersätta fossila bränslen. Många gånger antas att metangasutsläppen under lagring av rötresten ska vara lägre än från orötad flytgödsel och att det inte är någon skillnad i lustgasemission från orötad och rötad nötflytgödsel utspridd i fält. Den stimulerade metanbildningen i röt-kammaren tillsammans med en förhöjd temperatur hos rötresten i lager kan dock gynna metanbildning under lagring. Amon m.fl. (2006) erhöll lägre avgång av metan från lagrad rötad nötflytgödsel än från orötad flytgödsel, medan lustgasemissionerna var något högre från den rötade gödseln (ej signifikant). Totalt sett var växthusgasutsläppen omräknat i koldioxidekvivalenter ca 60 % lägre från den rötade gödseln jämfört med den obehandlade. Hennes studie i Österrike var baserad på mesofilt rötad nötflytgödsel (30-40 dagars uppehållstid) och lagringstemperaturen var densamma för orötad som för rötad gödsel. Clemens m.fl. (2006) redovisar andra försök utförda i samma anläggning med rötad och icke-rötad nötflytgödsel. De fann för vinter- som sommarförhållanden signifikant lägre utsläpp både av metan och lustgas från den rötade gödseln jämfört med orötad. Temperaturen har stor påverkan på metanbildningen och rötresten håller 35°C när den lämnar röt-kammaren. Även om någon typ av värmeåtervinning finns för rötresten, kommer rötresten troligen ha en högre temperatur när den kommer in i lagret än vad som är fallet med för flytgödsel direkt från stallen. Den låga torrsubstanshalten i den rötade gödsel i studien av Amon m.fl. (2006) resulterade i en reduktion av N₂O-emissionerna efter spridning i fält. Även Petersen (1999) fann en signifikant lägre N₂O emission från rötad gödsel jämfört med orötad. Möller m.fl. (2009) visade på en stor ökning av lustgasemission vid spridning av flytgödsel, särskilt då rötad flytgödsel spreds. Thomsen m.fl. (2010) erhöll också något högre lustgasemissioner vid spridning av rötad gödsel jämfört med ej rötad gödsel.

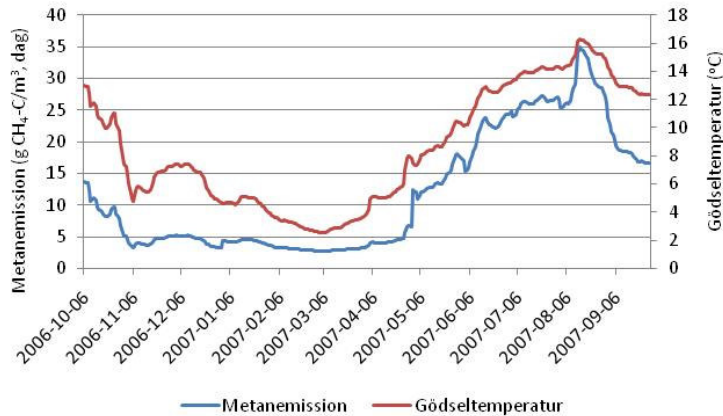
Olika tekniker finns för att fasseparera flytgödsel till en fast och en mer lättflytande fraktion. Den fasta fasen får egenskaper som liknar fastgödsel. Dinuccio m.fl. (2008) visade att mekanisk separering av flytgödsel inte minskar växthusgasutsläppen från svin- eller nötgödsel. Istället medförde separeringen att det avgick lustgas ifrån den fasta fasen samtidigt som metanemissionerna från den mer lättflytande fasen och den ursprungliga flytgödseln var ungefär densamma. Vid separering steg totalt utsläppen av växthusgaser omräknat i koldioxidekvivalenter med upp till 30 % jämfört med ingen separering av flytgödseln. Danska beräkningar pekar dock på att om den fasta fasen förbränns innebär det en fördel ur klimatsynpunkt (Sommer m.fl., 2009) eftersom bränslet kan ersätta fossila produkter.

Genom att surgöra gödsel (sänka pH) är det möjligt att både minska ammoniakavgången som utsläpp av växthusgaser enligt Berg m.fl. (2006) och Rodhe m.fl. (2005). Berg *et al* (2006). fann vid tillsats av mjölksyra i kombination med flytande täckning i svinflytgödsel en minskning av både CH₄ och N₂O emissioner. Vid försök utförda av Rodhe m.fl. (2005) sjönk

pH till < 5,4 och metanbildningen avstannade helt vid tillsats av fosforsyra till nötflytgödsel. Enligt mätningar minskar ammoniakavgången i stallarna med 70 % vid surgörning (Pedersen, 2004).

- Mekanismerna bakom metangasavgången från flytgödsellager

De beräknade metanemissionerna från gödsellager med nötflytgödsel visas i Figur 1 tillsammans med gödseltemperaturerna under året.



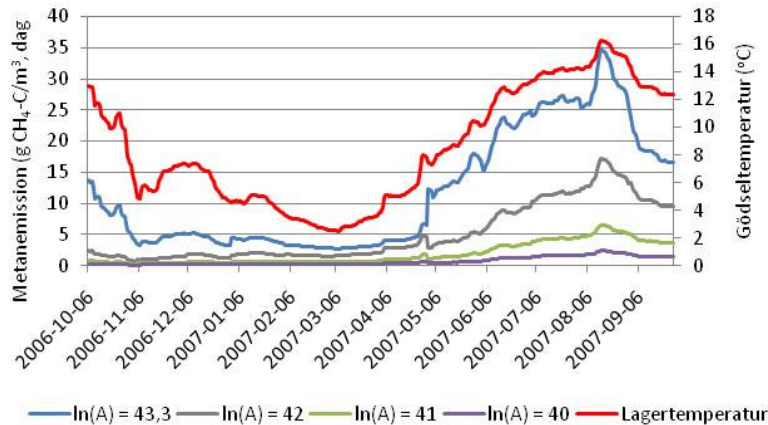
Figur 1. Metanemissioner beräknade i SGS Methane Model (Sommer m.fl., 2004) med anpassade data från försök genomförda av Rodhe m fl. (2008).

I förhållande till uppmätta metanemissioner överskattar modellen emissionerna. Uppmätta värden (Rodhe m fl., 2008) varierar mellan 0,5 - 3,5 g CH₄-C/ m³ gödsel medan beräknade värden varierar mellan ca 3 -35 g CH₄-C/ m³ (Figur 1). Det finns flera orsaker till att modellen överskattar emissionerna i förhållande till mätdata.

Dessa är:

- * Storleken på enskilda parametrar och variabler som används i modellen
- * Gödselns sammansättning
- * Nedbrytning av VS till CO₂

De enskilda parametrarnas storlek påverkar resultatet. Modellen styrs framförallt av variabeln temperatur (T) och faktorn ln(A). Temperaturen är uppmätt och kan inte anpassas för att metanbildningen ska likna den uppmätta metanavgången annat än genom dess upplösning, d.v.s. temperaturens variation över tiden kan anges per timme, dag eller månad. Frekvensfaktorn ln(A) påverkar resultaten i stor utsträckning och modellen är därmed mycket känslig för små förändringar av ln(A), se Figur 2. Detta konstateras även av Chianese m fl. (2009) som testat modellen.



Figur 2. Faktorn $\ln(A)$:s påverkan på beräknade metanemissioner från gödsellager med modell (Sommer m.fl., 2004). $\ln(A) = 43,3$ är modellens grundinställning (blå linje).

För att det ska vara möjligt att använda modellen är det viktigt att samtliga ingående variabler och parametrar kan beräknas och härledas för att kunna anpassas efter rådande förutsättningar. Problemet är att det i många fall saknas bra underlag för att bestämma enskilda variabelers storlek. Därför används variabler anpassade efter IPCC data, då de anses vara de som är av högst kvalitet (Sommer m.fl., 2004; Chianese, 2009). Problemet med dataunderlag från IPCC är att de i de flesta fall bygger på olika forskares bästa uppskattning av metanbildning under givna förhållanden.

Gödseln sammansättning påverkar resultaten. Gödsel är ett heterogent material och dess sammansättning beror av vilken foderstat som djuren utfodrats med. Det är viktigt för modellen att analyser av gödseln sammansättning avseende lätt och svårnedbrytbara kolföreningar genomförs. Modellen tar inte hänsyn till att även koldioxid (CO₂) bildas vid nedbrytning av VS i lager. En viss bildning av CO₂ sker i lager som i sin tur påverkar mängden VS som finns kvar. Det är oklart hur stor inverkan detta har på bildning av metan i lager.

- Strategier och syntes för att minska växthusgasemissioner från stallgödsel

Det går att minska växthusgasemissionerna, både metan från lagrad gödsel och lustgas från lager och fält med utspridd gödsel.

Låg temperatur eller lågt pH hos flytgödsel i lager ger låga emissioner både av metan och av ammoniak. I globalt perspektiv har svensk djurproduktion en fördel av att ha daglig utgödning från stall och relativt kallt klimat. Minimera mängden flytgödsel i lager under varma perioder då metanbildningen är som störst. Nedgrävt lager och beskuggning kan sänka temperaturen hos flytgödseln i lager. Under torra förhållanden, då organiska svämtäcken torkar ut finns också stor risk för lustgasbildning men i vissa fall kan det också reducera förlusterna av metan jämfört med gödsel utan täckning. Täckning av flytgödsel med plastduk gav lägre metanförluster än halmsvämtäcke eller utan täckning i svenska försök med både svin- och nötflytgödsel. Vid omblandning av flytgödsel kan temporärt mycket metan förloras men det kompenseras av lägre förluster efter att omrörningen avslutats och därmed har omblandningen ingen negativ effekt sett ur klimatsynpunkt. Däremot ökar omrörningen ammoniakavgången. Från fastgödsel går det att minska utsläppen av lustgas genom att täcka gödseln med plast för att förhindra syretillförsel, men också indirekt metan då temperaturökningen uteblir (ingen kompostering) vid plasttäckning.

Goda råd för att minska utlakning gäller även för att minimera lustgasemissioner från mark dvs. lite lättlösligt N i mark på hösten, sprid när grödan har N-behov för att få högt utnyttjande av kvävet av plantorna. Markfukten har stort inflytande på lustgasemissionerna. Undvik att skapa fuktiga partier i jorden med gödsel. Myllning av flyt- och fastgödsel genom nedharvning i torr såbädd minskar både lustgas- som ammoniakemissioner jämfört med att skapa strängar av flytgödsel eller ha fuktiga fastgödselklumpar på markytan. Myllning av flytgödsel med teknik som placerar gödseln i våta strängar nere i marken kan ge högre lustgasemissioner än finfördelad flytgödsel på markytan eller nedbrukad i såbädden. I ett vidare perspektiv med hänsyn taget till indirekt lustgas från ammoniakavgång och direkt lustgas från använd mineralkväve för att kompensera ammoniakavgången, så är det dock ofta ingen skillnad i utsläpp av växthusgaser från ytmullad gödsel respektive gödsel placerad på markytan. Däremot bidrar ammoniakavgången till övergödning och försurning vilket totalt sett gör att myllning kan rekommenderas ur miljösynpunkt. Nedbrukning av fastgödsel, som har svårare att infiltrera marken kan också rekommenderas både för att minska lustgas- och ammoniakavgång.

Publikationer och övrig resultatförmedling till näringen

Avsikten är att litteraturstudien och valideringen av modellen ska publiceras i en JTI rapport/Infoblad för att nå ut till lantbruksnäringen. Kunskap hämtad från litteraturen har använts i Lenas föredrag t.ex. vid utbildning av klimatrådgivare i Jordbruksverkets regi (Greppa näringen), den 2010-09-29 och 2011-01-27, samt direkt till lantbrukare vid föredrag ”Gödselhantering – framtida utmaningar” på Brunsbo gård, Skara 2010-10-28.

Referenser (några bortbantade pga. utrymmesbrist)

- Amon B., Kryvoruchko V., Amon T., Zechmeister-Boltenstern S., 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agric. Ecosys. Environ.* 112, 153-162.
- Berg W., Brunsch R. & Pazsiczki, I., 2006. Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112(2-3), 129-134.
- Cederberg C., Sonesson U., Henriksson M., Sund V., Davis J., 2009. Greenhouse gas emissions from Swedish production of meat, milk and eggs 1990 and 2005. SIK Report No 793, SIK, Göteborg.
- Chianese, D.S., Rotz, C.A., Richard, T.L., 2009. Simulation of Methane Emissions from Dairy Farm to Assess Greenhouse Gas Reduction Strategies, ASABE, Vol. 52(4), 1313-1323.
- Chadwick D.R., 2005. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmos. Environ.* 39, 787-799.
- Clemens, J., Trinborn, M., Weiland, P., Amon, B., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agric. Ecosys. Environ.* 112, 171-177.
- Damberville, C., Morvan, T. & Germon, J-C., 2008. N₂O emission in maize-crops fertilized with pig slurry, matured pig manure or ammonia nitrate in Brittany. *Agric. Ecosys. Environ.* 123, 201-210.
- Dinuccio, E., Berg, W., and Balsari, P. 2008. Gaseous emissions from the storage of untreated slurries and the fractions obtained after mechanical separation. *Atmospheric Environment*, 42(10): 2448-2459.
- Flessa, H. & Beese, F., 2000. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *J. Environ. Qual.* 29, 262-268.
- Goodroad, L.L., Keeney, D.R., 1984. Nitrous-oxide production in aerobic soils under varying pH, temperature and water-content. *Soil Biol. Biochem.* 16, 39-43.
- Guarino M., Fabbri C., Brambilla M., Valli L. & Navarro P., 2006. Evaluation of simplified covering systems to reduce gaseous emissions from livestock manure. *Transactions of the ASAE* 49(3), 737-747.
- Hansen M.N., Henriksen K., Sommer S.G., 2007. Observations of production and emission of GHG and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: effects of covering. *Atmos. Environ.* 40, 4172-4181.
- IPCC, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Editors: Eggleston S, Leandro Buendia L, Miwa K, Ngara T and Tanabe K. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management. Intergovernmental Panel on Climate Change. IGES, Japan. ISBN 4-88788-032-4.
- Massé D. I., Masse L., Claveau S., Benchaar C. and Thomas O., 2008 Methane emissions from manure storage. *Trans. ASABE* 51(5) 1775-1781.

- Maag, M. & Vinter, F.P., 1999. Effect of temperature and water on gaseous emissions from soils treated with animal slurry. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 858-865.
- Meng, L., Ding, W. & Zucong, C., 2005. Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N₂O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. *Soil Biol. & Biochem.* 37, 2037-2045.
- Perälä, P., Kapuinen, P., Tyynelä S., Esala, M. & Regina, K., 2006. Influence of slurry and mineral fertilizer application technique on N₂O and CH₄ fluxes from a barley field in southern Finland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117:71-78.
- Petersen S.O., Nielsen T.H., Frostegård Å. and Olesen T., 1996. Oxygen uptake, carbon metabolism, and denitrification associated with manure hot-spots. *Soil Biology and Biochemistry* 28: 341-349.
- Pedersen, P., 2004. Svovlsyrebehandling af gylle i slagtesvinstald med drænet gulv. Meddelelse nr. 683. Landsudvalget for Svin, Den rullende Afprøvning, Dansk svinproduktion.
- del Prado, A., Chadwick, D., Cardeas, L., Misselbrook T., Scholefield, D. & Merino, P., 2010. Exploring systems responses to mitigation of GHG in UK dairy farms. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136, 318-332.
- Regina, K., Syväsalu, E., Hannukkala, A., Esala, M., 2004. Fluxes of N₂O from farmed peat soils in Finland. *Eur. J. Soil Sci.* 55, 591–599.
- Rodhe L., Mathisen B., Wikberg A. & Malgeryd J., 2005. Tillsatsmedel för flytgödsel – litteraturöversikt och utveckling av testmetod. Rapport Lantbruk & Industri nr 333. JTI, Uppsala.
- Rodhe, L., Pell, M., Yamulki, S., 2006. Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland. *Soil Use Manage.* 22, 229-237.
- Rodhe, L., Ascue, J., Tersmeden, M., Ringmar, A., Nordberg, Å., 2008. Växthusgasemissioner från lager med nötflytgödsel – Förhållanden i gårdsbehållare, metodikutveckling av gasmätning samt bestämning av emissioner från nötflytgödsel. JTI-rapport Lantbruk & Industri 370, JTI, Uppsala.
- Rodhe L., Ascue J. & Nordberg Å., 2009. Emissions of greenhouse gases (methane and nitrous oxide) from cattle slurry storage in Northern Europe, *Earth and Environmental Science* vol. 8.
- Rodhe L., Nordberg Å. & Pell M., 2010. Greenhouse gas emissions from stored and field-applied slurry, influencing factors. Formas projektdatabas, detailed information, registration no. 2005-1130. <http://proj.formas.se/detail.asp?arendeid=12159&sprak=2&x=230&y=0> [access 2011-01-24]
- Rodhe L., Abubakar J., Ascue J., Pell M. & Nordberg Å., 2011. Greenhouse gas emissions from pig slurry during storage and after field application in northern European conditions. (*Submitted to Agric. Ecosyst. Environ.*) .
- Sommer S-G., Møller H.B., 2000. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production - effect of straw content. *J. Agric. Sci.* 134, 327-335.
- Sommer S.G., Petersen, S.O., Søgaard, H.T., 2000. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *J. Environ. Qual.* 29, 744-751.
- 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.G., Olesen J.E., Petersen S.O., Weisbjerg M.R., Valli L., Rodhe L. & Beline F., 2009. Region-specific assessment of greenhouse gas mitigation with different manure management strategies in four agroecological zones. *Global Change Biology* 15(12), 2825-2837.
- Thomsen, I.K., Pedersen, A.R., Nyord, T., Petersen, S.O., 2010. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136, 227-235.
- VanderZaag A.C., Gordon R.J., Glass V.M. & Jamieson R.C., 2008. Floating covers to reduce gas emissions from liquid manure storages: a review. *Applied Engineering in Agriculture* Vol. 24(5), 657-671. ASABE.
- VanderZaag A.C., Gordon R.J., Jamieson R.C., Burton D.L. & Stratton G.W., 2009. Gas emissions from straw covered liquid dairy manure during summer storage and autumn agitation. *Transactions of the ASABE* 52(2), 599-608.
- VanderZaag A.C., Gordon R.J., Jamieson R.C., Burton D.L. & Stratton G.W., 2010. Permeable synthetic covers for controlling emissions from liquid dairy manure. *Applied Engineering in Agriculture* 26(2), 287-297.
- Velthof, G.L., Kuikman, P.J. & Oenema, O., 2003. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biol. Fertil. Soils* 37, 221-230.
- Velthof, G.L., Mosquera, J. 2011. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agric. Ecosyst. Environ.* 140, 298-308.
- Whalen, S.C., 2000. Nitrous oxide from an agricultural soil fertilised with liquid swine waste or constituent. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 781-789.
- Wulf, S., Maeting, M. & Clemens, J., 2002. Effect of application technique on the emission of trace gases (NH₃, N₂O, CH₄) after spreading cofermented slurry on arable and grassland. Part II: Greenhouse gas emissions. *J. Environ. Qual.* 31, 1795–1801.
- Webb J., Sommer S.G., Kupper T., Groenestein K., Hutchings N.J., Eurich-Menden B., Rodhe L., Menzi H. & Misselbrook T., 2011. Gaseous emissions during the management of litter-based manures. A review. (Accepted for publishing in *Agronomy for sustainable Development*, augusti 2010).