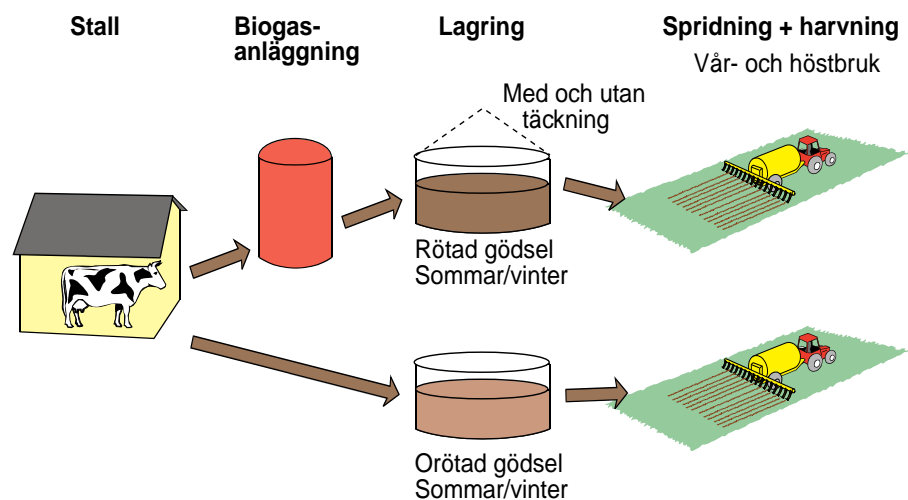


Växthusgaser från rötad och orötad nötflytgödsel vid lagring och efter spridning

- samt bestämning av ammoniakavgång och skörd i vårkorn

Lena Rodhe, Johnny Ascue, Marianne Tersmeden, Agnes Willén, Åke Nordberg, Eva Salomon och Martin Sundberg



Växthusgaser från rötad och orötad nöttflytgödsel vid lagring och efter spridning – samt bestämning av ammoniakavgång och skörd i vårkorn

Lena Rodhe, Johnny Ascue, Marianne Tersmeden, Agnes Willén,
Åke Nordberg, Eva Salomon och Martin Sundberg

En referens till denna rapport kan skrivas på följande sätt:

Rodhe L., Ascue J., Tersmeden M., Willén A., Nordberg Å., Salomon E. & Sundberg M., 2013.
Växthusgaser från rötad och orötad gödsel vid lagring och efter spridning - samt bestämning av
ammoniakavgång och skörd i vårkorn. Rapport 413, Lantbruk & Industri. JTI – Institutet för jordbruks-
och miljöteknik, Uppsala.

Innehåll

Förord.....	5
Sammanfattning	7
Introduktion	8
Material och metod	9
Lagringstemperatur för orötad och rötad nötflytgödsel på gård	10
Lagring i pilotskala.....	10
Fyllning av pilotlager.....	11
Gasmätningar	12
Spridning av orötad respektive rötad nötflytgödsel	13
Experimentell design	13
Egenskaper hos mark och gödsel.....	13
Spridning	13
Mätning av växthusgaser	15
Mätning av ammoniakavgång vid vårspridning	15
Kornskörd vid vårspridning.....	16
Statistisk analys av växthusgasemissioner	17
Bestämning av klimatpåverkan	17
Resultat	18
Lagringstemperatur för orötad och rötad nötflytgödsel på gård	18
Lagringsförsök	19
Spridningsförsök	23
Växthusgaser	23
Ammoniakavgång vid vårspridning	25
Skörd.....	25
Bestämning av klimatpåverkan	26
Diskussion.....	27
Lagringstemperatur för orötad och rötad nötflytgödsel på gård	27
Växthusgaser	27
Lagring.....	27
Spridning	29
Ammoniakavgång vid vårspridning	30
Skörd	30
Bestämning av klimatpåverkan	31
Slutsatser.....	31
Rekommendationer	32
Referenser	33

Förord

Rapporten redovisar en studie av emissioner av växthusgaser (metan och lustgas) från rötad och orötad nötflytgödsel under lagring och efter spridning under svenska förhållanden. Denna huvudstudie har finansierats av Stiftelsen Lantbruksforskning (SLF), program Mjölkproduktion. I en kompletterande studie har även ammoniakavgång och skörd studerats vid vårspridning, denna del finansierad av SLF program Växtodling.

Vid JTI har seniorforskare Lena Rodhe varit projektledare och ansvarat för upplägg, genomförande och rapporteringen av huvudstudien. Laboratorieingenjör Johnny Ascue och försökstekniker Marianne Tersmeden har utfört gasprovtagningar och det praktiska försöksarbetet. Seniorforskare Åke Nordberg har bidragit med sin kunskap under projektarbetet, främst rörande metanproduktion i lager. Forskarstuderande Agnes Willén har medverkat i gasprovtagningar och bearbetning av resultat. För den kompletterande studien har seniorforskare Eva Salomon varit projektledare, med hjälp av forskare Martin Sundberg.

Som vanligt finns det fler som väsentligt bidragit till projektets genomförande. Stort tack till lantbrukare Fredrik Svensson vid Odensviholms gård, vår ”hovleverantör” av både rötad och orötad gödsel. Vi vill också tacka Anders Assarsson och Stig Bobeck vid Sötåsens naturbruksgymnasium, lantbrukare Daniel Frändberg vid Göranstorp och Mathias Jonsson vid Ogestad herrgård för att vi fått göra temperaturmätningar i gårdens flytgödsellager.

Till vår referensgrupp vill vi rikta ett varmt tack för värdefulla synpunkter gällande växthusgaser. I gruppen ingick Seniorforskare Søren O. Petersen, Aarhus University, Danmark, samt Professor Mikael Pell och Professor Jan Bertilsson, båda vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Ursprungligen var tanken att det även skulle ha utförts motsvarande mätningar av växthusgaser parallellt i Danmark med våra svenska studier, men tyvärr beviljade inte någon dansk forskningsfond medel för detta.

Uppsala i augusti 2013

Anders Hartman

VD för JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik

Sammanfattning

Mot bakgrund av att gödselbaserad biogasproduktion sannolikt kommer att öka under de närmaste åren är det viktigt att hitta en lämplig hantering av rötad gödsel som medför låga utsläpp av såväl klimatgaserna metan (CH_4) och lustgas (N_2O) som ammoniak (NH_3), som indirekt bidrar till utsläpp av N_2O .

Projektens delmål har varit att:

- Kvantifiera utsläpp av växthusgaser från orötad och rötad gödsel under vinter- respektive sommarlagring, samt efter höst- respektive vårspridning.
- Bestämma effekten av täckning av rötrestlager på emissioner av växthusgaser vid vinter respektive sommarlagring.
- Kvantifiera ammoniakavgång, avkastning och andel utnyttjat kväve av mängd tillfört kväve med rötrest i vårkorn.

Växthusgaserna CH_4 och N_2O mättes från lager med orötad och rötad nötflytgödsel vid lagring under sommar respektive under vinter. Mätningar från den rötade nötflytgödseln utfördes dessutom med och utan tak. Växthusgaser från mark efter spridning av nötflytgödsel, orötad respektive rötad, mättes vid vår- respektive höst-spridning. Den totala påverkan på klimatet beräknades genom att omvandla emissionerna av CH_4 och N_2O till koldioxidekvivalenter. Under första året bestämdes även temperaturförhållandena i lager med rötad respektive orötad gödsel ute på några gårdsanläggningar. Vid vårspridning till korn mättes även ammoniakavgången och skörd.

Vid lagring av orötad och rötad gödsel var emissionerna av växthusgaser betydligt högre under sommaren än under vintern, med ca tre gånger så höga CH_4 -emissioner per m^3 från rötad gödsel jämfört med orötad gödsel. Täckning av lager med rötad gödsel under sommaren minskade CH_4 -emissionerna, men innebar istället en del N_2O -emissioner. Vid omräkning av emissionerna till koldioxidekvivalenter blev klimatpåverkan likvärdig från täckt och ej täckt lager. På vintern var emissionerna genomgående låga med något högre emissioner från orötad gödsel.

Emissionerna av N_2O från fält var måttliga efter gödning med orötad eller rötad gödsel på hösten och mycket låga på våren. Vid båda tillfällena var emissionsfaktorn för N_2O högre för orötad gödsel än för rötad gödsel, och vid vårspridningen var skillnaden signifikant. Ammoniakavgången från rötad respektive orötad nötflytgödsel efter spridning motsvarade 21 % respektive 5 % av mängden tillfört ammoniumkväve, eller 19 % respektive 4 % av tillfört total-N. Totalt sett var klimatpåverkan störst från lager med gödsel på sommaren, speciellt från den rötade gödseln. Rekommendationer för att reducera CH_4 -emissionerna är att säkerställa en god utrotning, t.ex. genom lång uppehållstid med efterrötkammare och/eller att samla upp gasen från ett gastätt lager. Generellt kan också åtgärder som kylning och syratillsats minska metanbildningen i lager. För den rötade gödseln hade de indirekta N_2O -emissionerna till följd av NH_3 -avgång större påverkan på klimatet än de direkta N_2O -emissionerna efter spridning. En effektiv nedbrukning direkt efter spridning av rötad gödsel är därför viktig för att minska ammoniakutsläppen. Tillförsel av rötad eller orötad nötflytgödsel till vårkorn, med och utan tillskott av handelsgödselkväve, gav en kärnskörd av 1 600 – 2 600 kg/ha detta år, vilket är lägre än vad som är normalt i regionen. Den statistiska analysen visade att det inte fanns några säkra skillnader i skördeeffekt mellan tillförsel av rötad eller orötad nötflytgödsel.

Introduktion

Utsläpp av s.k. växthusgaser bidrar till den globala uppvärmningen. Hantering av stallgödsel i jordbruket genererar växthusgaserna metan (CH_4) och lustgas (N_2O), vars klimatpåverkan under de kommande 100 åren (global warming potential; GWP_{100}) bedöms motsvara 25 respektive 298 koldioxidekvivalenter (CO_2e) enligt "Intergovernmental Panel on Climate Change" (IPCC, 2007). Jordbrukets växthusgasutsläpp år 2011 omräknat till koldioxidekvivalenter bestod till 33 % av metangasutsläpp från jäsning i tarm- och magkanal hos nötkreatur, 10 % av utsläpp från lagring av gödsel (NV, 2013) och ca 17 % av utsläpp från stallgödsel utspridd på mark inkl. indirekta lustgasemissioner (egen beräkning). Från lagrad flytgödsel avgår främst metan (CH_4), medan det från lagrad fastgödsel och gödsel utspridd på mark främst avgår lustgas (N_2O). Då största delen av stallgödseln kommer från nötkreatur (84 % i Sverige enligt SCB, 2008) så har mjölk- och nötköttproduktionen identifierats som en stor källa till utsläpp av växthusgaser från jordbruket (FAO, 2006; NV, 2013).

Många gånger antas att metangasutsläppen under lagring av rötrest ska vara lägre än från orötad flytgödsel, då rötningen förbrukat lättomsatt kol och minskar möjligheten för de metanbildande mikroberna att producera metan. En studie som styrker detta antagande är Amon m.fl. (2006), som erhöll lägre avgång av metan från lagrad mesofilt rötad nötflytgödsel (30 till 40 dagars uppehållstid) än från orötad flytgödsel vid samma lagringstemperatur. Metangasemissioner under lagring är starkt relaterade till temperatur, främst vid temperaturer över 15 °C enligt laboratorieexperiment med lagrad flytgödsel av Sommer m.fl. (2007). Hög temperatur hos rötresten samt högt innehåll av aktiva metanbildande mikrober är faktorer som kan gynna metanbildningen i lagrad rötad gödsel. Täckning av gödsellager har visat

sig kunna minska metanemissioner. Clemens m.fl. (2006) fann att trätak minskade metangasemissionerna från flytgödsellager av både rötad och orötad nötflytgödsel jämfört med utan täckning. Rodhe m.fl. (2008) visade att lagrad flytgödsel med plastduk gav signifikant lägre emissioner av metangas än utan täckning under perioden februari till och med oktober. Efter att gödseln spridits på åkermark är metanemissionen låg och beror troligtvis på den CH_4 som redan finns i gödseln och bildats under lagring (Rodhe m.fl., 2005). Dock kommer N_2O -emissionerna att vara mer omfattande då variationen mellan aeroba och anaeroba förhållanden i jorden stimulerar lustgasbildning när kol och kväve tillförs med gödseln (Clemens m.fl. 1997). Markförhållandena har stor betydelse och därför finns ingen enhetlig bild av hur lustgasemissionerna påverkas av om gödseln är rötad eller orötad. Clemens m.fl. (2006) såg ingen skillnad i N_2O emission från utspridd orötad och rötad nötflytgödsel. Petersen (1999) däremot fann en signifikant lägre N_2O -emission från rötad gödsel jämfört med orötad. Lustgas emissioner påverkas också av när och hur spridning sker. Myllning av flytgödseln i mark kan ge högre N_2O -emissioner jämfört med att sprida på markytan (Dosch & Gutser, 1996; Rodhe & Pell, 2005). Andra studier har dock inte visat på några skillnader i N_2O - och CH_4 -emissioner mellan myllad och flytgödsel utspridd på markytan (Sommer m.fl., 1996; Clemens m.fl., 1997).

Det finns få studier med varierande resultat, där man undersökt ammoniakavgången efter spridning av rötad flytgödsel (Rubaek m.fl., 1996; Amon m.fl., 2006; Sommer m.fl., 2006; Novak och Fiorelli, 2010). Rötad flytgödsel har lägre viskositet, vilket underlättar infiltrationen i marken och därmed minskar risken för ammoniakavgång.

Däremot ökar risken för ammoniakavgång på grund av rötrestens högre pH i kombination med ett ofta högre ammoniumkväveinnehåll, jämfört med orötad flytgödsel. För att kunna utnyttja rötrestens potential som gödselmedel behövs ökad kunskap om hur risken för ammoniakavgång kan minimeras, samt dess kväveeffekt på skörden. Att utnyttja kvävet effektivt i rötresten kan ge ytterligare positiva miljöeffekter eftersom givorna av handelsgödsel kan reduceras.

Mot bakgrund av att gödselbaserad biogasproduktion sannolikt kommer att öka under de närmaste åren är det viktigt att hitta en lämplig hantering av rötad gödsel som medför låga utsläpp av såväl klimatgaser som ammoniak, som indirekt bidrar till utsläpp av lustgas.

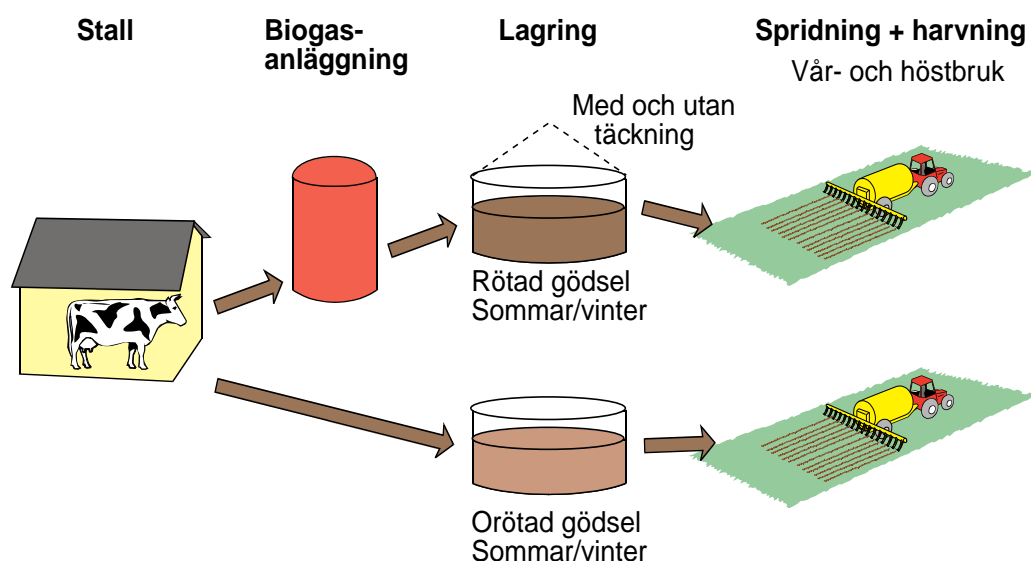
Projektens delmål har därmed varit att:

- Kvantifiera utsläpp av växthusgaser från orötad och rötad gödsel under vinter- respektive sommarlagring, samt efter höst- respektive vårspridning.
- Bestämma effekten av täckning av rötrestlager på emissioner av växthusgaser under vinter- respektive sommarlagring.
- Kvantifiera ammoniakavgång, avkastning och andel utnyttjat kväve av mängd tillfört kväve i vårkorn.

Material och metod

Växthusgaserna metan (CH_4) och lustgas (N_2O) mättes från lager med orötad och rötad nötflytgödsel vid lagring under sommar respektive under vinter. Den rötade nötflytgödseln studerades med och utan takning. Växthusgaser från mark med utspridd nötflytgödsel (orötad respektive rötad) studerades vid vår- respektive höstspridning. Den totala påverkan på klimatet beräknades genom att ta fram koldioxid-ekvivalenter för sommarlagring med höstspridning respektive vinterlagring och vårspridning. I Figur 1 visas hanteringskedjorna.

Vid vårspridning ingick även mätning av ammoniakavgång och avkastningen för korngröda.

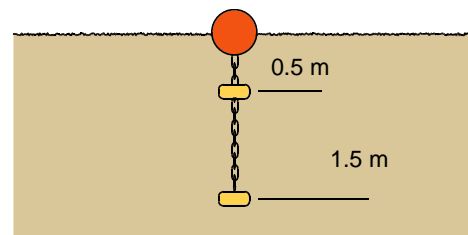


Figur 1. Studerade hanteringskedjor för rötad eller inte rötad flytgödsel från mjölkkor för att bestämma emissioner av växthusgaser från lager och efter utspridning i fält. Vid vårspridningen mättes även emissioner av ammoniak och kornskörd.

Under första året studerades även temperaturförhållandena för lagrad rötrest ute på två gårdsanläggningar för rötning av nötflytgödsel i Sverige. Som jämförelse mättes temperatur i gödsellager på en granngård utan röttningsanläggning.

Lagringstemperatur för orötad och rötad nötflytgödsel på gård

Mätningarna utfördes i lager med rötad gödsel vid två gårdsanläggningar, samtidigt med mätningar i två flytgödsellager (orötad) på två andra gårdar i närheten (Tabell 3). I Västergötland utfördes mätningarna vid Sötåsens biogasanläggning samt gården Göranstorp (10 km från Sötåsen) och i Småland utfördes mätningarna vid Odensviholms biogasanläggning samt gården Ogestad (5 km från Odensviholm). Temperaturen registrerades under ett år med hjälp av temperaturloggrar placerade 0,5 m och 1,5 m under gödselytan, Figur 2.



Figur 2. Boj med kedja med temperaturloggrar på två nivåer under ytan i behållare med rötad flytgödsel.

Lagring i pilotskala

Emissioner av CH_4 och N_2O mättes vid lagring av orötad respektive rötad nötflytgödsel utomhus under sommarförhållanden (27 maj – 25 augusti 2010) och vinterförhållanden (16 december 2010 – 30 mars 2011). Försöket genomfördes vid JTI:s pilotanläggning, Ultuna, Uppsala och bestod av nio behållare (1,5 m hög, 1,63 m diameter och en grundyta på $2,0 \text{ m}^2$) halvvägs nedsänkta under marknivå som medger att förhållandena liknar de vid lagring i fullskala (Rodhe m.fl., 2008), Figur 3.



Figur 3. Pilotskalanläggning för mätning av växthusgasemissioner vid JTI, Uppsala.

Tre behandlingar studerades under sommar- respektive vinterförhållanden, nämligen orötad nötflytgödsel utan täckning (G), rötad nötflytgödsel utan täckning (RG) och rötad gödsel täckt med plasttak ca 5 cm ovanför gödselytan (RG-T), Figur 4. Försöket var upplagt som ett fullständigt randomiserat blockförsök med tre behållare per behandling. Försöket under sommarförhållanden pågick under 88 dagar och försöket under vinterförhållanden under 105 dagar.



Orötad nötflytgödsel (G)



Rötad nötflytgödsel (RG)



Rötad nötflytgödsel med tak (RG-T)

Figur 4. Behållare med orötad nötflytgödsel utan täckning (G), rötad nötflytgödsel utan täckning (RG) och rötad gödsel täckt med plasttak (RG-T). Temperaturloggrar var upphängda i stänger ovan ytan eller i takkonstruktion (RT-G).

Fyllning av pilotlager

Färsk och rötad nötflytgödsel hämtades från gården Odensviholm som har en biogasanläggning (Tabell 3). Den färska gödseln togs från en pumpbrunn med gödsel från mjölkko- och ungdjursstallar och den rötade nötflytgödseln från en lagerbehållare direkt efter uttagning från röt-kammaren. Cirka fem procent av substratet till biogasanläggningen på gården bestod dessutom av djurströ gödsel. Efter sex timmars

transport till Ultuna fylldes alla pilotlager upp med ca 1 m av örötad respektive rötad nötflytgödsel. Innan fyllning togs representativa prover för analys av torrsubstans (TS), organisk substans (VS), total kväve (Tot-N), totalt ammoniumkväve (TAN), total kol (Tot-C), pH och prov till satsvisa utrötningar för bestämning av den maximala metanbildningskapaciteten (B_0) vid 37 °C under 100 dagar (Rodhe m.fl., 2008). Temperaturen i pilotlagren registrerades därefter varje timme med temperaturgivare (Intab Interface-Teknik AB, Stenkullen, Sweden) placerade 0,1 m från botten respektive 0,1 m under ytan.

Gasmätningar

Gasprovtagning för analys av gaskoncentrationer och beräkning av emissioner skedde enligt Rodhe m.fl. (2008), dvs. efter att ha placerat ett gastätt lock 0,2 m över gödselytan togs prover direkt samt efter 15 respektive 30 minuter. Under sommarförsöket togs prover dag 1 (27 maj), 7, 14, 21, 40, 76 och 91 (25 augusti) efter fyllning. Under vinterförsöket togs prover med start dagen efter fyllning, dvs. dag 1 (16 december), 6, 14, 20, 36, 64, 79 och 105 (30 mars). Gasproverna analyserades med avseende på CH_4 och N_2O med gaskromatograf (HP 6890, Hewlett Packard, Palo Alto, CA, USA). Emissionerna beräknades med linjär regression från koncentrationsförändring över tid. Emissionerna mellan två mättillfällen beräknades genom att ta medelvärdet för emissionerna vid de två mättillfällena och multiplicera med antalet dagar mellan mätningarna. Emissionerna summerades för hela tiden för att få kumulativa värden.



Figur 5. Gasprovtagning förbereds genom utplacering av de tre förslutningarna.

Spridning av orötad respektive rötad nötflytgödsel

Experimentell design

Fältförsöket med både höst- och vårspridning var upplagt som ett fullständigt randomiserat blockförsök med tre upprepningar (block). Ogödslade ytor (kontroll) ingick i försöket för att se markens bidrag av växthusgaser, ammoniak och avkastningen utan gödsling.

Egenskaper hos mark och gödsel

Försöken utfördes på Hushållningssällskapets försöksgård Fransåker utanför Märsta på en något mullhaltig lättlera, med 2,4 % mullhalt, 19 % ler, 58,5 % silt och 20,1 % sand och grovmo.

Den orötade och rötade gödseln provtogs efter omrörning och analyserades innan spridning med avseende på TS, VS, Tot-N, TAN (APHA, 1985) och Tot-C (SIS, 2000) samt pH. Givare för registrering av marktemperatur (Tiny Tag, Intab, Stenkullen, Sverige) och volymetrisk fukthalt (Theta Probe ML2x sensor, Delta-T Devices Ltd, Cambridge, UK) placerades i övre markskiktet (2-5 cm) för kontinuerlig registrering. Vidare togs prov från matjorden före gödsling i respektive block i fältförsöket för bestämning av $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, Tot-N, Tot-C och textur. En stationär meteorologisk station (Adcon 753) på gården registrerade temperatur (Adcon Combo 730R temperatursensor; 1,5 m höjd över marken) och nederbörd.

Spridning

Efter omrörning av gödseln och provtagning bandspredd orötad gödsel (G) och rötad gödsel (RG) med en giva på 25 ton per ha i smårutor (12 m x 2 m). Det sommarlagrade materialet spreds före sådd av höstvetete (28 september 2010; Figur 6) och det vinterlagrade materialet spreds före sådd av vårkorn (4 maj 2011; Figur 7). Vid höstspridningen skedde nedharvning av gödseln direkt och vid vårspridningen harvades gödseln ned fyra timmar efter spridning (harvningsdjup på 4 ± 1 cm). Direkt efter harvningen såddes respektive gröda.



Figur 6. Höstspredning med omedelbar nedharvning följt av sådd. Nedslagning av ramar för gasprovtagning av växthusgaser, med start dagen efter spridning.



Figur 7. Vårspredning med nedharvning fyra timmar efter spridning. Nedslagning av ramar för gasprovtagning av växthusgaser, med start dagen efter spridning.

Mätning av växthusgaser

Mätning av växthusgaser skedde med slutna kamrar enligt Rodhe m.fl. (2005). I varje småruta placerades slumpmässigt tre ramar (0,525 m x 0,33 m) med den långa sidan tvärs över de två mellersta gödselsträngarna och trycktes ned 5 cm i marken, Figur 8. Efter tillslutning av kamrarna enligt Rodhe m.fl. (2005) skedde provtagning med start mitt på dagen vid tidpunkterna 0, 0,5 och 1 timme efter start. Under höstförsöket togs prover dag 1 (29 september), 3, 5, 11, 17, 22 31 och 50 (17 november) efter spridning samt även den 14 april på våren efter tining (198 d efter spridning). Under vårförsöket togs prover dag 1 (5 maj), 2, 5, 8, 15, 22, 44, 65 och 72 (15 juli) efter spridning. Analys av CH₄ och N₂O skedde med samma gaskromatograf som för lagringsförsöket. Emissionsfaktorerna MCF (methane conversion factor) och EF_{N₂O} (emissionsfaktor för N₂O-N) för lagring och spridning beräknades enligt Rodhe m.fl. (2012). Vid beräkning av EF_{N₂O} för gödslad mark används nettoemissioner av N₂O-N, dvs. N₂O-N-emissionerna från gödslad mark är subtraherad från N₂O-N-emissionerna från gödslad mark.



Figur 8. Mätning av växthusgaser med slutna kamrar, tre per småruta på hösten (till vänster). Nedslagna ramar för slutna kamrar efter vårsådd samt pågående mätning av ammoniak efter vårspridning (till höger).

Mätning av ammoniakavgång vid vårspridning

Ammoniakavgången efter spridning av gödseln mättes i alla tre blocken för försöksleden där rötad och orötad nötflytgödsel spridits, Tabell 1. Mätningarna utfördes med en mikrometeorologisk differensmetod (Svensson, 1993). I varje ruta placerades provtagare slumpmässigt dels i två kyvetter för bestämning av jämviktskoncentrationen för NH₃, dels i en hållare för omgivningen (Svensson, 1994), Figur 9. Under de första fyra timmarna mellan spridning och nedharvning exponerades provtagarna under en respektive två mätperioder i följd för orötad gödsel och för rötad gödsel. Mätning av ammoniakavgången från omgivningen gjordes även i ett block för det ogödslade kontrolledet. Direkt efter nedharvningen av gödseln såddes vårkorn. Efter nedbrukning och sådd utfördes ytterligare två mätningar av ammoniak för att fånga upp resterande avgång. Dagen då gödslingen ägde rum var kylig (+7 °C) med mulet väder.



Figur 9. Mätning av ammoniakavgång.

Kornskörd vid vårspridning

Vårspridning till korn kompletterades med ytterligare två behandlingar med en startgiva av handelsgödselkväve (Axan N27) vid sådd, Tabell 1. Givan av handelsgödselkväve anpassades efter det ammoniumkväveinnehåll som flytgödseln enligt analys innehöll. Den totala riktgivan tillförd kväve var 95 kg/ha, vilket är kvävebehovet för vårkorn enligt jordbruksverkets gödslingsråd vid en förväntad skörd på 5 000 kg/ha.

Tabell 1. Ingående försöksled och mätningar vid höst- och vårspridning till höstvetete respektive vårkorn.

Försöksled	Växthusgaser	NH ₃ -avgång	Avkastning
Kontroll, ingen gödsel, höst	X		
Orötad nötflytgödsel, höst	X		
Rötad nötflytgödsel, höst	X		
Kontroll, ingen gödsel, vår	X	X	X
Orötad nötflytgödsel, vår	X	X	X
Rötad nötflytgödsel, vår	X	X	X
Orötad + mineral-N*, vår			X
Rötad + mineral-N*, vår			X

*Komplettering med handelsgödselkväve

Den mängd kväve som tillfördes grödan, enligt analys av rötad och orötad nötflytgödsel veckan före spridning, reducerades med ett schablonvärde för förväntade ammoniakemissioner från orötad nötflytgödsel, som i detta fall motsvarade 12,5 kg N/ha, Tabell 2.

Tabell 2. Beräkning av komplettering med mineralkväve till orötad respektive rötad gödsel för att tillföra kväve enligt rekommendation.

Försöksled	Orötad	Rötad
Tillfört NH ₄ -N vid gödselgivan 25 ton/ha, kg/ha	34,8	61,5
Skattad N-förlust som ammoniakavgång, kg/ha	-12,5	-12,5
Komplettering med mineralkväve	72,8	46,0
Summa = Kvävebehov enligt SJV, kg/ha	95,0	95,0

Fältförsöket med vårkorn skördades parcellvis den 9 september 2011. Stråstyrkan bestämdes innan skörd. Parcellvisa skördeprover analyserades på torrsbstanshalt, kvävehalt i kärna, tusenkornvikt och volymvikt. Skörd med 15 % vattenhalt samt kväveskörd analyserades statistiskt som ett fullständigt randomiserat blockförsök ($p < 0,05$), där behandlingar var fix faktor (Minitab).

För att bedöma hur stor andel av mängd tillfört kväve som återfanns i kärnskörden i de olika försöksleden, beräknades kväveeffektiviteten (N_{eff}). Beräkningen baseras på mängden kväve i kärnskörden i förhållande till mängden kväve som tillförts:

$$N_{eff} = \frac{\text{Kväveskörd led } X - \text{Kväveskörd kontroll}}{\text{Tillförd mängd kväve led } X} * 100$$

Statistisk analys av växthusgasemissioner

Statistisk analys av interaktioner mellan behandling och tid för flux av N₂O respektive CH₄ från lager respektive efter spridning skedde med ”mixad” linjär modell (PROC MIXED modul i SAS ver 9.1, SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). Vid signifikant samspel mellan behandling och tid gjordes även parvisa jämförelser mellan behandlingarna för samtliga mättpunkter. Skillnader mellan kumulativa emissionsvärden analyserades med en-vägs ANOVA med block följd av parvis jämförelse med t-test (PROC GLM i SAS). I ett fullständigt randomiserat blockförsök är variationen mellan blocken eliminerade vid jämförelse av behandlingar, men kan bidra till standardavvikelse för individuella medelvärden. Istället för standardavvikelse redovisas därför sammanvägda medelfel (pooled standard errors).

Bestämning av klimatpåverkan

För att få en uppfattning om klimatpåverkan av olika hanteringskedjor (Figur 1), beräknades GWP₁₀₀ för CH₄ och N₂O under lagring och efter spridning. Som CO₂e för N₂O användes 298 och för CH₄ faktorn 25 (IPCC, 2007). Ammoniakavgång ger även indirekta N₂O-emissioner, 1 % av NH₃-N enligt IPCC (2006), vilket också inkluderades i beräkningarna. Vid beräkningar av CO₂e har inte effekter av den energi som rötning av gödsel kan ersätta medräknats.

För lagring baserades beräkningarna på uppmätta emissioner av CH₄ och N₂O och på indirekta N₂O-emissioner baserat på uppskattade NH₃-emissioner. Vid sommarlagring uppskattades emissionerna till 6 % från ej täckta behållare och 1 % av totalkväve från täckta behållare, enligt schablonvärden från Karlsson & Rodhe (2002). För vinterlagring antogs emissionerna vara mycket låga (0,1 % av total-N).

För utspridd gödsel i fält baserades beräkningarna av GWP₁₀₀ på uppmätta emissioner av N₂O och CH₄. De indirekta N₂O-emissionerna i vårförsöket, med nedbrukning fyra timmar efter spridning, baserades på uppmätt NH₃-avgång. För höstspredningen, då gödseln brukades ned direkt efter spridning antogs NH₃-emissionerna vara negligerbara.

Beräknad GWP₁₀₀ angavs per ursprunglig m³ gödsel, orötad eller rötad som fylldes i lagret och den totala klimatpåverkan av kombinationerna sommarlagring och höstspredning respektive vinterlagring och vårspridningen beräknades. I dessa summeringar av CO₂e ingår dock inte perioden mellan sista mätning i lager och första mätning i fält, dvs. 25 augusti till 28 september vid sommarlagring och höstspredning samt 30 mars till den 4 maj för den andra kombinationen.

Resultat

Lagringstemperatur för orötad och rötad nötflytgödsel på gård

I Västergötland var medeltemperaturen i lagret med rötad gödsel vid Sötåsen 0,6 °C högre än i lagret med orötad gödsel på Göranstorp. Motsvarande skillnad för lagren i Småland var 4,5 °C (Tabell 3).

Tabell 3. Presentation av lagerdata för nötflytgödsel på gårdar med och utan rötning av gödseln.

Region, Gård	Rötkammare		Lagrings- period	Lager- volym, m ³	Temperatur, °C			Luft
	Temp, °C	HRT ¹ , d			Gödsel 0,5 m	Gödsel 1,5 m	Gödsel två nivåer, medelvärde	
<u>Västergötland</u>								
Sötåsen, Två serie- kopplade reaktor à 270 m ³	Ca 37 resp. 30	30 + 25-30	7/9 2011 - 7/9 2012	1 500	11,0	11,1	11,0	7,2
Göranstorp	-	-	7/9 2011 - 7/9 2012	2 800	10,0	10,8	10,4	7,2
<u>Småland</u>								
Odensviholm Biogas- reaktor 2000 m ³	38	30	12/8 2010 - 12/8 2011	2 000	13,2	13,5	13,4	6,3
Ogestad	-	-	12/8 2010 - 12/8 2011	5 000	8,9	9,0	8,9	6,3

¹ HRT: Hydraulisk uppehållstid

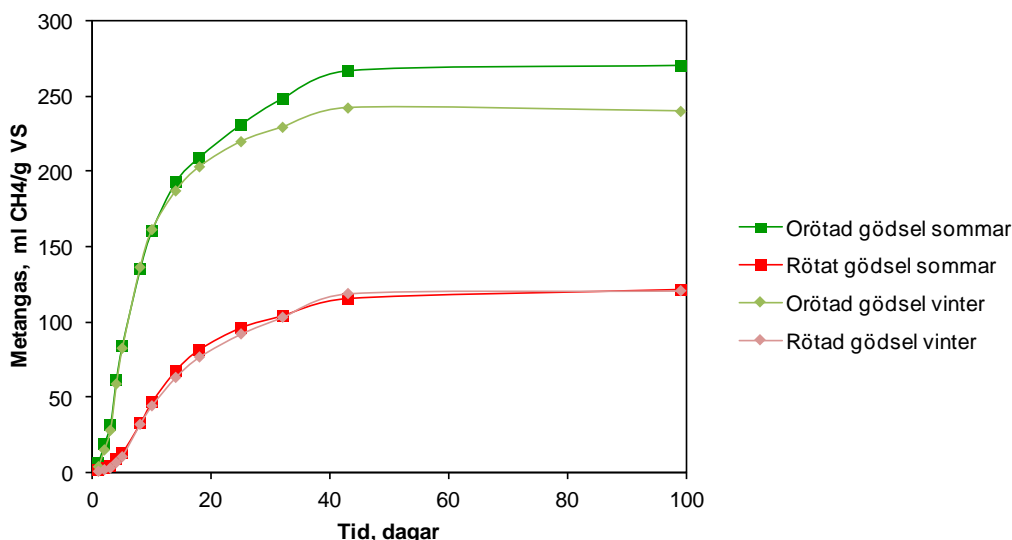
Lagringsförsök

Egenskaperna hos örötad gödsel (G) vid start av lagringsförsöket, skiljde sig mellan de två lagringsperioderna p.g.a. de aktuella förhållandena vid hämtningen på gården (t.ex. produktion, proportion gödsel från ungdjurs- respektive mjölkko-stallar, rengöring av stall m.m.) (Tabell 4). Egenskaperna för rötad gödsel (leden RG och RG-T) skiljde sig mindre åt mellan tidpunkterna eftersom en uppehållstid på 30 dagar i rötkammaren jämnade ut eventuella variationer i tid (Tabell 3).

Tabell 4. Fysikaliska och kemiska egenskaper hos örötad och rötad gödsel vid start av sommar- och vinterlagringsförsöken, samt vid höst- respektive vårspridning. G=nötflytgödsel, RG=rötad nötflytgödsel, RG-T= rötad nötflytgödsel med tak.

Försök	Gödsel- slag	TS, %	VS, % av TS	VFA, g l ⁻¹	pH	Kg per ton våtvara			
						Tot- N	TAN	Tot- C	Tot-C /Tot-N
Lagring, sommar	G	7,9	84	1,45	7,2	3,2	1,2	35,6	11,1
	RG /RG-T	5,0	76	<0,1	7,7	2,8	1,5	20,7	7,4
Lagring, vinter	G	3,3	76	1,10	7,4	1,9	1,0	15,0	7,9
	RG/ RG-T	4,1	72	0,15	7,9	3,0	1,9	17,0	5,7
Spridning höst 2010	G	5,7	81	1,04	6,8	2,5	1,1	25,8	10,3
Spridning höst 2010	RG	3,7	74	0,15	7,6	2,0	1,1	15,2	7,6
Spridning vår 2011	G	2,4	74	1,44	7,5	1,7	1,1	10	5,9
Spridning vår 2011	RG	3,8	74	<0,1	7,9	2,7	1,7	16	5,9

Den maximala metanproduktionen (B_0) för örötad gödsel var vid start av sommar- och vinterlagringen 270 respektive 239 normal-ml $\text{CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ VS}$ (normal-ml vid 0 °C, 101,3 kPa). För rötad gödsel var B_0 121 normal-ml $\text{CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ VS}$ både vid start av sommar- och vinterlagring, dvs. ca hälften av den uppmätta för örötade gödseln. I Figur 10 visas gasproduktionen under laboratoriemätningen vid 37 °C under 100 dagar.



Figur 10. Maximal metanproduktion (B_0) i relation till organiska innehållet i rötad och orötad flytgödsel vid start av lagring (ml CH_4/g glödförlust (VS)).

Temperaturförhållandena under sommar- respektive vinterlagring presenteras i Tabell 5. Sett över hela lagringsperioden skiljde det i medeltal endast $0,2\text{ }^\circ\text{C}$ mellan orötad och rötad nötflytgödsel för båda lagringssäsongerna. Tre timmar efter start av sommarlagringen var dock rötad nötflytgödsel ca $7\text{ }^\circ\text{C}$ varmare än orötad, men ganska snart minskade den temperaturskillnaden.

Tabell 5. Temperaturer i luft och gödsel vid lagring av gödsel, rötad gödsel utan tak och rötad gödsel med tak under sommar- respektive vinterlagring.

	Medeltemperatur (tre behållare, två nivåer), $^\circ\text{C}$				Temperaturskillnad mellan G och RG/RG-T
	Lufttemperatur	Gödsel, utan tak (G)	Rötad gödsel, utan tak (RG)	Rötad gödsel, med tak (RG-T)	
<i>Sommarlagring</i>					
Medel	16,4	14,2	14,4	14,4	-0,2
Max	34,9	20,8	22,7	23,8	-1,9
Min	1,9	6,7	10,8	11,0	-4,1
<i>Vinterlagring</i>					
Medel	-2,1	2,1	2,3	2,3	-0,2
Max	22,4	17,9	18,2	19,0	-0,3
Min	-27,5	-6,5	-5,1	-4,8	-1,4

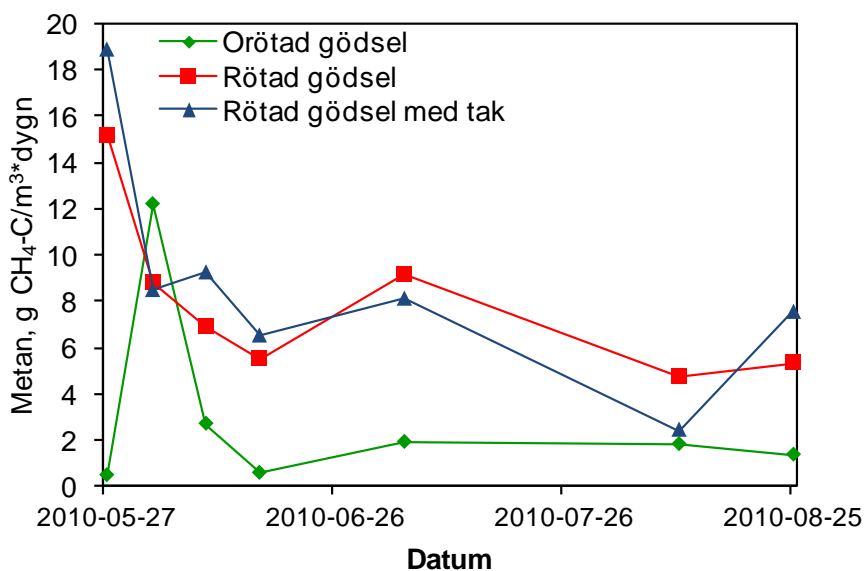
Vid slutet av sommarlagringen hade det bildats ett mycket tunt skikt ($< 5\text{ mm}$ tjockt) på delar av gödselytan i behållarna med tak. En orienterande mätning visade att provet innehöll $11,6\%$ torrsustanshalt.

Emissionsmätningar av metan

Under sommarlagringen var det dagliga medelvärdet för metanemissioner uttryckt som $\text{g CH}_4\text{-C m}^{-3}\text{ d}^{-1}$ ca tre gånger högre för rötad gödsel med eller utan täckning än för orötad gödsel (Tabell 6). Trenden för metanemissionerna var att de minskade med tiden (Figur 11). Det fanns ett signifikant samspel mellan behandling och tid ($p < 0,001$), vilket är förutsättningen för parvisa jämförelser mellan leden vid respektive tidpunkt. Rötad gödsel med eller utan tak hade signifikant högre metan-

emissioner än orötad gödsel för alla mättillfällen utom vid två tillfällen. Vid andra mätningen var det ingen signifikant skillnad mellan rötad gödsel utan tak och orötad gödsel, medan det vid sjätte mätningen inte var någon statistiskt säker skillnad mellan rötad gödsel med tak och orötad gödsel, Figur 11. Det fanns inga signifikanta skillnader för rötad gödsel med eller utan tak utom vid sjätte mättillfället.

De kumulativa metanemissionerna per ursprunglig volym var 210, 702 och 615 g $\text{CH}_4\text{-C}/\text{m}^3$ för orötad, rötad respektive rötad gödsel med tak. Beräknat per kg VS som tillförts lagren var de kumulativa emissionerna ca fem till sex gånger högre för rötad gödsel än orötad, Tabell 6. De beräknade metanemissionsfaktorerna (MCF) var drygt elva gånger högre för rötad gödsel utan och med tak än för orötad beroende både på högre metangasproduktion per kg VS för rötad gödsel utan och med tak och på att dess B_0 -värde var lägre än för orötad gödsel.



Figur 11. Lagring av orötad gödsel (G), rötad gödsel utan tak (RG) och rötad gödsel med tak (RG-T) under sommaren 2010. Medeltal metanemissioner (g $\text{CH}_4\text{-C}/\text{m}^3$ och dygn) per mättillfälle.

Under vinterlagringen var emissionerna betydligt lägre än under sommarlagringen. Under sommarlagringen uppmättes det högsta värdet för orötad gödsel, även om skillnaderna inte var signifikanta jämfört med rötad gödsel utan och med tak. De kumulativa metanemissionerna per ursprunglig volym var 15,6; 1,4 och -0,1 g $\text{CH}_4\text{-C}/\text{m}^3$ för orötad respektive rötad utan samt med tak.

Tabell 6. Metanemissioner i medeltal per m^3 och dag, kumulativt per kg VS i ursprunglig gödsel samt beräknad MCF för lagrad gödsel (G), rötd gödsel (RG) och rötd gödsel med tak (RG-T) under sommar respektive vinter lagring.

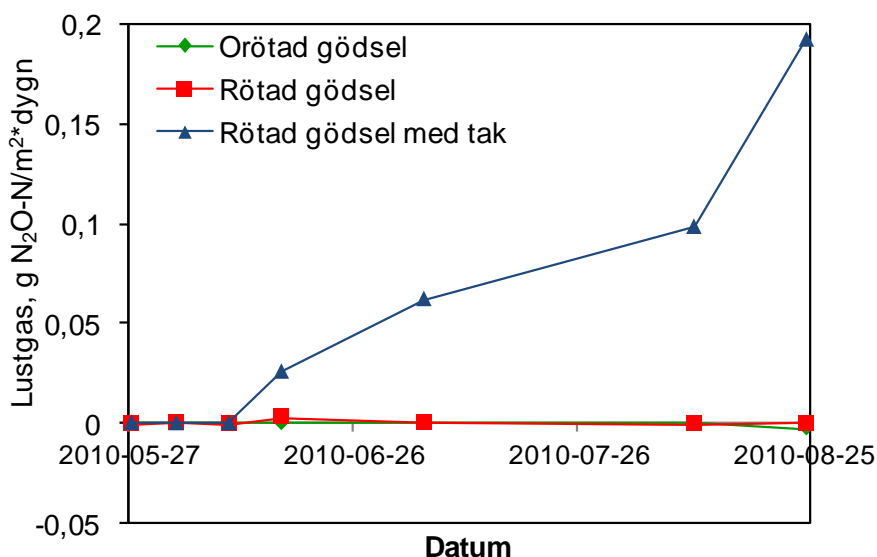
Försöksled	Metanemissioner				MCF,	
	g $CH_4-C m^{-3} d^{-1}$		g $CH_4-C kg^{-1} VS$		%	
	Sommar	Vinter	Sommar	Vinter	Sommar	Vinter
G	2,37 ^a	0,13	3,18 ^a	0,60	2,20 ^a	0,47
RG	7,79 ^c	0,01	18,58 ^c	0,05	28,63 ^c	0,07
RG-T	6,78 ^b	0,00	16,28 ^b	-0,005	25,13 ^b	-0,01
Sammanvägda medelfel	0,20	0,04	0,34	0,17	0,50	0,15

^{a, b, c} Medelvärden med olika bokstäver inom respektive kolumn har en signifikant skillnad $p < 0,05$.

MCF för tre månaders sommarlagring av örötd gödsel var 2,2 % och för vinterlagring 0,5 %. För den rötade gödseln lagrad utan tak var MCF hög under sommarlagring nämligen 28,6%, men endast 0,1 % för vinterlagring.

Emissionsmätningar av N_2O

N_2O -emissioner kunde endast detekteras under sommarförsöket från ledet där rötd gödsel hade täckts (RG-T), vilket motsvarar ett dagligt medelvärde på 0,07 g $N_2O-N m^{-2}$. Emissionerna pågick från tredje veckan till slutet av försöket och var signifikant ($p < 0,05$) högre än från de övriga lagringsleden utan tak, Figur 12. De kumulativa emissionerna och N_2O -emissionsfaktorerna visas i Tabell 7.



Figur 12. Uppmätta lustgasemissioner (g $N_2O-N/m^2 \cdot dygn$) i medeltal för gödsel (G), rötd gödsel (RG) och rötd gödsel med tak (RG-T) per mättillfälle under sommarlagring.

Tabell 7. Kumulativa lustgasemissioner ($\text{g N}_2\text{O-N/m}^2$) och emissionsfaktorer ($EF_{\text{N}_2\text{O}}$) i procent av N i lager med gödsel (G), rötd gödsel (RG) och rötd gödsel med tak (RG-T) under sommar respektive vinter.

Lagrings-period	Emissioner ($\text{g N}_2\text{O-N/m}^2$)				$EF_{\text{N}_2\text{O}}$ (%)			
	G	RG	RG-T	Sammanvägda medelfel	G	RG	RG-T	Sammanvägda medelfel
Sommar	-0,020 ^a	0,027 ^a	5,98 ^b	1,010	0,00 ^a	0,00 ^a	0,24 ^b	0,04
Vinter	0,006	-0,008	-0,006	0,006	0,00	0,00	0,00	0,02

^{a, b} Medelvärden med olika bokstäver inom respektive rad har en signifikant skillnad ($p < 0,05$).

Den sammanvägda påverkan av CH_4 och N_2O på globala klimatuppvärmningen (GWP_{100}) var för örötd 7,0, för rötd 23,4 och för rötd gödsel med tak 23,6 $\text{kg CO}_2\text{e per m}^3$ gödsel in i lagret under sommarlagring. Det innebar att takets hämmande effekt på CH_4 -emissionerna har balanserats mot de högre N_2O -emissionerna med tak. För vintern var motsvarande klimatpåverkan för örötd 0,51, för rötd 0,04 och för rötd gödsel med tak 0,0 $\text{kg CO}_2\text{e per m}^3$ gödsel.

Spridningsförsök

Växthusgaser

Förhållandena under fältmätningarna av växthusgaser visas i Tabell 8.

Tabell 8. Medeltemperatur ($^{\circ}\text{C}$) i luft och markyta (0,02-0,05 m djup), volymeterisk vattenhalt i medeltal (vol. VH, %) och total nederbörd (mm) under de två olika perioderna med gasprovtagning i fält. Variationer inom parentes.

Mätperiod	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)		Vol. VH, mark 0,02-0,05 m, %	Total nederbörd, mm
	Luft	Markyta (0,02-0,05 m)		
Höst (50 dagar) 29 sept – 17 nov	9,1 (-5,0-19,6)	3,0 (-3,1-12,1)	27,8 (20,5-35,7)	73,6
Vår (72 dagar) 5 maj-17 juli	15,5 (-2,2-28,2)	17,4 (4,6-28,5)	17,8 (15,4-27,6)	92,2

Markfukten var högre under hösten än våren, men medeltemperaturen i marken var lägre på hösten än på våren. I stort var emissionerna av N_2O låga, med $EF_{\text{N}_2\text{O}}$ under 0,6 %, både för höst- och vårspridning (Tabell 9, Figur 13). Gödslingen gav signifikant högre N_2O -emissioner för både örötd och rötd gödsel på hösten jämfört med ogödsel, men endast för örötd nötflytgödsel på våren, Tabell 7.

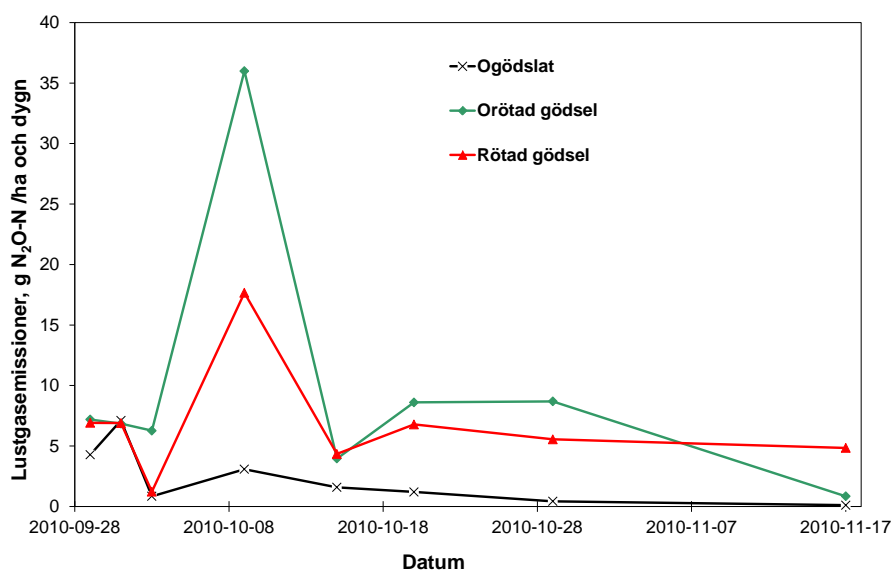
Tabell 9. Gödselgivor och kumulativa emissioner av lustgaskväve (N_2O-N) och metan (CH_4-C) dels som kg per ha, dels som nettovärden i procent av tillfört Tot-N (EF_{N_2O}) eller Tot-C med nötflytgödsel (G) och rötad nötflytgödsel (RG) på hösten eller på våren.

Tidpunkt	Led	Givor			Emissioner av N_2O-N		Emissioner av CH_4-C	
		Ton/ha	Tot-N, kg/ha	TAN, kg/ha	Kg N/ha	EF_{N_2O} , % av Tot-N	Kg C/ha	% av Tot-C
Höst	Ogöds-lat	ER	ER	ER	0,07 ^a	ER	0,013	ER
Höst	G	25	62,5	28,25	0,44 ^b	0,59	-0,017	-0,005
Höst	RG	25	50	27	0,29 ^b	0,44	0,011	0,000
Vår	Ogöds-lat	ER	ER	ER	0,07 ^a	ER	-0,217 ^{ab}	ER
Vår*	G	25	40,8*	25,8*	0,15 ^b	0,20 ^b	-0,279 ^a	-0,023
Vår**	RG	25	54,5**	29,5**	0,12 ^{ab}	0,10 ^a	-0,187 ^b	0,007

* Minskat med ammoniakavgången under fyra timmar efter spridning innan nedbrukning, 1,7 kg N/ha; ** Minskat med ammoniakavgången under fyra timmar efter spridning innan nedbrukning, 13 kg N/ha, ER; Ej relevant

^{a, b, c} Medelvärden med olika bokstäver inom respektive tidpunkt och kolumn är signifikant skilda ($p < 0,05$).

Vid vårspridningen hade rötad gödsel en signifikant lägre EF_{N_2O} jämfört med örötad. Vid höstspridningen uppmättes en topp i N_2O -emissioner i oktober, efter det att marken tinat efter några dagar med frost (Figur 13). Den efter höstspridningen gjorda mätningen på våren visade små emissioner från rötad gödsel (1,86 g N/ha och dygn), medan det fortfarande var relativt höga N_2O -emissioner från örötad (28,9 g N/ha och dygn).

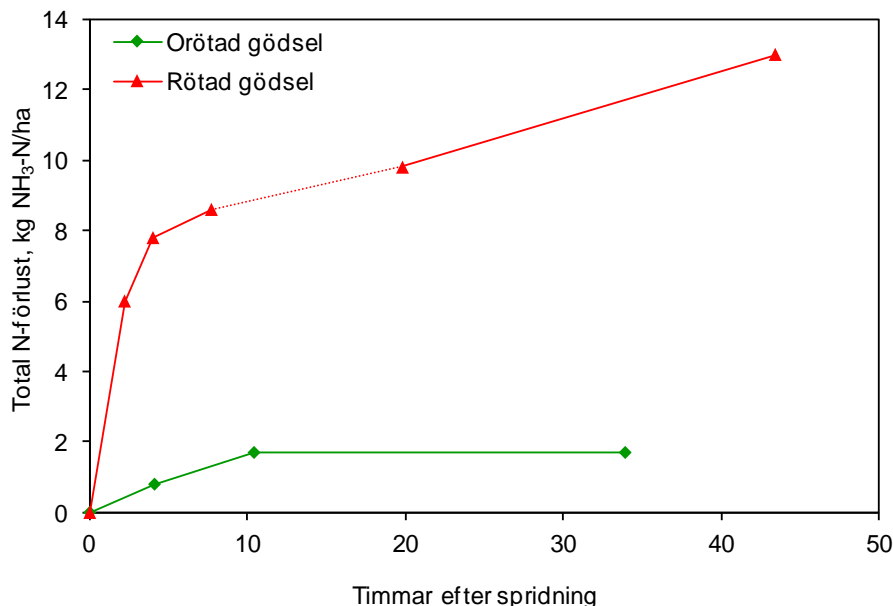


Figur 13. Lustgasemissioner från mark gödslad med örötad eller rötad nötflytgödsel samt ögöds-lat mark, hösten 2010.

Emissionerna av CH₄ var som brukligt negligierbara eller t.o.m. negativa, dvs. marken absorberar en del CH₄ och är därmed en kolsänka (Tabell 9).

Ammoniakavgång vid vårspridning

Den totala ammoniakavgången uppmättes till motsvarande 1,7 kg N/ha för den örötade gödseln och 13,0 kg N/ha för den rötade gödseln, Figur 14.



Figur 14. Kväveförluster i form av ammoniak efter spridning av örötad respektive rötad gödsel på våren. Under perioden med streckad linje har ammoniakemissionen bestämts efter interpolation och korrigering för rådande väderförhållanden.

Detta motsvarade 21 % från rötad nötflytgödsel, respektive 5 % från örötad gödsel av mängden tillfört ammoniumkväve eller 19 % respektive 4 % av tillfört total-N. Under de första fyra timmarna avgick ungefär lika mycket ammoniak som efter nedharvningen från örötad nötflytgödsel. Den rötade nötflytgödsel förlorade 13 % av mängden tillfört ammoniumkväve de första fyra timmarna.

Skörd

Skördenivån i vårkorn var avsevärt mycket lägre än normalt för regionen, vilket huvudsakligen kan förklaras av att sommaren var torr. Bara hälften av normal nederbörd kom i juli. Tidpunkt för sådd var också senare än vanligt på grund av den långa vintern 2010-2011. Även om kärnskoriden uppvisade en stor skillnad mellan vissa behandlingar, kunde inga signifikanta skillnader påvisas, Tabell 11. Detta beror till en del på den stora variation i skördenivå mellan försöksrutor som registrerades i vissa av försöksleden.

Tabell 11. Skörd av kärna samt vissa andra skörderelaterade parametrar (n=3).

Led	Kärnskörd kg/ha, 15 % vh	N-halt i kärna, % av ts	Tk-vikt*, g 15 % vh	Volymvikt, g/l	Stråstyrka skörd, %
Kontroll, ingen gödsel, vår	1 381	1,86	35,1	628	93
Orötad nötflytgödsel, vår	1 657	1,82	34,8	622	93
Rötad nötflytgödsel, vår	2 636	1,80	36,7	638	93
Orötad + mineral-N*, vår	2 350	2,04	32,7	629	73
Rötad + mineral-N*, vår	2 691	1,93	34,2	633	77
LSD	1 396	0,23	5,3	25	17

LSD-värdet (Least Significant Difference) avser den minsta skillnad mellan två tal i samma kolumn som måste föreligga för att skillnaden skall vara statistiskt signifikant ($p < 0,05$).

*Tusenkovsvikt.

Kvävehalten i kärna var högst efter tillförsel av orötad nötflytgödsel och med en kompletterande giva av handelsgödselkväve, signifikant skilt från den lägsta kvävehalten i kärna efter tillförsel av rötad nötflytgödsel. I övrigt fanns inga skillnader i kvävehalter mellan försöksleden, Tabell 11.

Andelen kväve i kärna, av mängd tillfört kväve, var högst då rötad nötflytgödsel tillförts. På grund av säsongens dåliga odlingsbetingelser gav inte en kompletterande giva handelsgödselkväve en högre kväveeffektivitet, Tabell 12.

Tabell 12. Beräkning av andelen tillfört kväve som återfinns i kärnskörd; kväveeffektivitet (kolumnen längst till höger).

Led	N i skörd, kg	Tillfört N, reducerat för NH ₃ avgång	N-eff*
Kontroll, ingen gödsel, vår	21,6	0	-
Orötad nötflytgödsel, vår	25,6	25,8	16
Rötad nötflytgödsel, vår	40,4	29,5	64
Orötad + mineral-N*, vår	40,6	98,7	19
Rötad + mineral-N*, vår	44,2	75,4	30

*Skillnad i N-eff mellan led analyserades med en GLM modell med led som en fix faktor. Det fanns inga signifikanta skillnader mellan led ($p < 0,05$).

Bestämning av klimatpåverkan

Klimatpåverkan (GWP₁₀₀) för lagring och spridning av orötad respektive rötad nötflytgödsel presenteras i Tabell 13. Värdena inom parentes gäller enbart metan och direkta N₂O-emissioner, dvs. exklusive indirekta lustgasemissioner på grund av ammoniakavgången, uppskattad för sommarlagring och uppmätt för vårspridning. För vinterlagring och höstspridning har NH₃-förlusterna antagits vara försumbara.

Tabell 13. Klimatpåverkan (GWP_{100}) av metanemissioner och direkta och indirekta emissioner av lustgas från lager och efter spridning av nötflytgödsel (G), rötad nötflytgödsel (RG) och rötad nötflytgödsel lagrad med tak (RG-T). Värdena anges i kg CO_2e per m^3 gödsel/rötrest in i lager. Inom parentes anges klimatpåverkan exklusive indirekta lustgasemissioner till följd av ammoniakemissioner.

Gödsel- slag	1. Sommar- lagring	2. Höst- spridning	3. Vinter- lagring	4. Vår- spridning	Summa 1+2	Summa 3+4
G	7,90 (7,0)	7,62	0,51	2,00 (1,63)	15,52	2,51
RG	24,19 (23,4)	4,50	0,04	3,88 (1,11)	28,69	3,92
RG-T	23,73 (23,6)		-0,01			

Resultaten visar att för vårspridning av rötad gödsel så bidrar ammoniakavgången mer till den globala uppvärmningen än lustgasen. I stort är det dock sommarlagringen av rötad gödsel som har den enskilt största klimatpåverkan, vilket gör att kedjan sommarlagring och höstspridning har ca sex till sju gånger högre påverkan på den globala uppvärmningen jämfört med vinterlagring och vårspridning. Observera att perioden mellan sista mätning i lager och första mätningen efter spridning inte ingår, vilket gör att värdena inte täcker hela lagringstiden, men värdena är tänkta att användas för att identifiera var åtgärder bör sättas in.

Diskussion

Lagringstemperatur för orötad och rötad nötflytgödsel på gård

Den lägre temperaturskillnaden mellan lagrad rötad och orötad gödsel i Västergötland än i Småland kan bero på flera faktorer. På Sötåsen (Västergötland) hade de en efterrötkammare, i vilken en värmeväxlare kylde den rötade gödseln och bortförd värme användes för att värma upp inkommande gödsel i kammare 1. Det innebär 8 °C lägre temperatur hos rötresten till lager jämfört med den rötade gödseln i Småland. Vidare hade Sötåsen en betydligt mindre röt-kammarvolym och därmed tillfördes mindre mängd av varm rötrest till lagerbehållaren per dag i förhållande till lagringsvolymen än i Småland.

Växthusgaser

Lagring

Resultaten visar att det kan bli högre utsläpp av växthusgaser vid hantering av rötad gödsel jämfört med orötad gödsel.

Metanemissionerna var mycket högre för både orötad och rötad under sommarlagring jämfört med vinterlagring. Studier i Danmark (Husted, 1994), Österrike (Clemens m.fl., 2006) och i Sverige (Rodhe m.fl., 2008; 2012) visar att det är betydligt högre emissioner under sommaren än under vintern från lagrad gödsel. Säsongskillnaderna beror till stor del på temperaturen, speciellt när den överstiger 15 °C enligt laboratorieexperiment (Sommer m.fl., 2007). Clemens m.fl. (2006) visade också att det var signifikant högre emissioner vid 11 °C jämfört med 4 °C, när det i det senare fallet var knappt några emissioner alls. Medeltemperaturen i lagrad gödsel under sommaren var i våra försök 12 °C högre än under vintern, vilket bör vara den viktigaste förklaringen till ca 18 ggr högre emissioner från

sommarlagrade gödseln jämfört med den vinterlagrade. För den rötade gödseln var skillnaden ännu större mellan vinter och sommarlagring.

Egenskaperna hos den orötade och den rötade gödseln har också stor betydelse för metanbildningen i lager. Den maximala metanbildningskapaciteten var ungefär dubbelt så stor för orötad gödsel jämfört med rötad, vilket gör att man kunde förvänta sig högre metanemissioner från orötad gödsel jämfört med rötad. Samtidigt så innebär rötningen en stimulering av metanbildarna, så att de både kan vara fler och mer aktiva i den rötade än i den orötade gödseln. Det kan gynna fortsatt metanbildning i lagringsbehållaren även efter rötningen. Här kan också utrottningsgraden vara viktig, vilken styrs bl.a. av uppehållstid i röttkammaren och av rötningstemperatur. Under sommarförhållandena verkar metanbildarna ha klarat av omställningen från biogasreaktor till lager väl, medan temperatursänkningen hos gödseln under vintern blev så stor att metanbildningen i stort avstannade både hos den rötade och hos den orötade gödseln. Så trots lägre B_0 -värde hos den rötade gödseln blev metanemissionerna per m^3 ca tre gånger högre från den rötade jämfört med den orötade gödseln under sommarlagringen. Den högre emissionen kunde inte förklaras av högre temperatur i pilotlager eftersom den rötade gödselns medeltemperatur endast var $0,2\text{ }^\circ\text{C}$ högre än den orötade under lagring. Fullskalemätningarna visade dock att i verkligheten kan rötningen innebära högre årsmedeltemperatur i lagrad rötad gödsel än hos lagrad icke rötad gödsel, vilket ytterligare kan stimulera metanbildningen. Mellan gårdslagren i Småland var temperaturskillnaden $4,5\text{ }^\circ\text{C}$, medan skillnaden var betydligt lägre, endast $0,6\text{ }^\circ\text{C}$, i Västergötland. Orsaken till detta var bl.a. att biogasanläggningen i Västergötland hade efterröttkammare med värmeväxlare och att röttkammarens volymen i förhållande till lagringsvolymen var mindre än i Småland, vilket betydde en mindre mängd tillförd volym av rötad gödsel per dag i förhållande till lagringsvolymen. Den varma rötresten kunde därmed kylas ned snabbare av den större volymen i lager.

Under vintern verkar metanbildningen ha hämmats ordentligt av den låga temperaturen i lager, i medeltal ca $2\text{ }^\circ\text{C}$ hos gödseln. Metanemissionerna var låga och B_0 -värdet verkar ha haft viss betydelse, eftersom det blev något högre metanemissioner från orötad än rötad gödsel, dock inte en statistiskt säker skillnad ($p>0,05$).

Egenskaperna hos den rötade gödseln speglar egenskaperna hos gödsel inmatad i reaktorn under en längre tid. Den orötade gödselns egenskaper däremot, påverkas t.ex. av laktationsnivå hos korna och dagens åtgärder i stallet som rengöring m.m. Det går därför inte att säga att den rötade gödseln ursprungligen hade samma egenskaper som den orötade gödseln. På den aktuella gården bestod den tillförda gödseln till röttkammaren dessutom av ca 5 viktsprocent fastgödsel. Men den rötade gödseln visar på de karaktäristiska egenskaperna som är typiska för rötad gödsel, som lågt innehåll av flyktiga fettsyror (VFA), högt pH och relativt lågt B_0 -värde. Nötflytgödseln innehöll vid sommarlagringen ungefär samma innehåll av totalkväve som schablontal för nötflytgödsel från mjölkogårdar (Steineck m.fl., 1999) medan koncentrationerna var lägre vid vinterlagringen, eventuellt p.g.a. tillförsel av tvättvatten eller andra proportioner av tillförd mängd från olika stallar.

Täckning av lager med rötad gödsel gav signifikant lägre metanemissioner under sommaren jämfört med utan täckning vilket även Clemens m.fl. (2006) fann vid täckning med trätak både från rötad och inte rötad gödsel jämfört med utan tak.

Tyvärn gynnade taket lustgasbildning, så att det klimatmässigt inte blev någon större skillnad i total klimatpåverkan. Taket hindrade regn att komma in i behållaren och därmed uppfuktning av det tunna svämtäcket. Ammoniumkvävet kan därmed ha oxiderat till nitratkväve i övre gödselskiktet, som i sin tur genererat N_2O (Sommer m.fl., 2000).

Det är känt att syretillgång i ytskiktet kan oxidera metanet till koldioxid (Petersen m.fl., 2005), men också att syreförekomsten är förutsättningen för att ammoniumkväve nitrifieras och att det därmed kan bildas lustgas. Taket har ju dock fördelen att det begränsar ammoniakavgången, som indirekt ger lustgas. IPCC (2006) antar att 1 % av kvävet som avgår som ammoniakkväve ger N_2O-N . Totalt sett så bidrar därmed taket till att minska övergödning, försurning och indirekta lustgasemissioner till följd av ammoniakavgång. På en gård med biogasproduktion finns det möjlighet att samla upp producerat metan från lager och på så sätt öka verkningsgraden hos biogasanläggningen, men då krävs gastät förslutning av lager.

De beräknade emissionsfaktorerna (MCF) för metan från lager var för orötad gödsel 2,2 % för sommarlagring och 0,5 % för vinterlagring, vilket i medeltal är lite lägre än de 2,7 % som uppmätts från lager med nötflytgödsel i medeltal för ett år (Rodhe m.fl., 2008). I medeltal för sommar- och vinterlagringarna var temperaturen ca 8 °C för orötad nötflytgödsel (14,2 respektive 2,1 °C, Tabell 5), vilket är ungefär detsamma som i studierna under ett år i försökslager. De uppmätta MCF-värdena för orötad gödsel visar dock igen att IPCC:s schablonvärde 17 % (utan täckning) (IPCC, 2006) är alldeles för högt för orötad nötflytgödsel lagrad under svenska förhållanden (Rodhe m.fl., 2008; 2012).

För den rötade gödseln blir MCF-värdena betydligt högre för sommarlagringen och frågan är om det finns anledning att använda olika MCF-värden för rötad eller inte rötad gödsel. Men innan det går att ge några rekommendationer behövs mer kunskap om hur t.ex. utrotningsgraden påverkar metanemissionerna. I vårt fall var uppehållstiden i rötkammaren 30 dagar. Amon m.fl. (2006) uppmätte t.ex. högre metanemissioner från lagrad nötflytgödsel än från mesofilt rötad gödsel (30 till 40 dagars uppehållstid i rötkammaren) och även kanadensiska försök med mesofilt rötad gödsel med 90 dagars uppehållstid gav lägre metanemissioner från rötad jämfört med orötad gödsel (Wagner-Riddle m.fl., 2013; Wagner-Riddle, muntlig uppgift).

Spridning

Tidigare studier har visat markfuktighetens stora betydelse för lustgasemissioner (Rodhe m.fl., 2012) och det kan vara en bakomliggande förklaring till att N_2O -emissionerna blev högre på hösten jämfört med våren. Generellt var dock lustgasemissionerna relativt låga jämfört med IPCC:s schablonvärde (1 % av tillförd mängd kväve med gödseln). Låg marktemperatur på vår och höst samt dessutom en torr vår kan ha bidragit till detta. Dessutom var kvävegivan av lättlösligt kväve med orötad eller rötad gödsel tämligen låg, mindre än 30 kg NH_4-N /ha efter ammoniakavgång (Tabell 9) t.ex. jämfört med rekommenderad giva 95 kg N/ha för vårspridning till korn. Regina m.fl. (2013) visar att det finns ett tydligt samband mellan tillförd mängd N med stallgödsel och lustgasemissioner.

Höstspridningen följdes också upp med en gasprovtagning på efterföljande vår. Mätningar under ett år visar att det i kalla klimat ofta blir en kortvarig topp av lustgas på våren efter snö och frost (Syväsalö m.fl., 2004; Regina & Alakukku,

2010). Den höga lustgasemissionen för örötad gödsel på våren efter höstspridning kan tyda på att det fortfarande fanns en potential för ytterligare lustgasbildning, som inte finns med i de kumulativa förlusterna under hösten. Vid mättillfället var lustgasemissionerna betydligt lägre efter spridning av rötad gödsel, men eftersom endast en mätning utfördes går det inte och uttala sig om det har varit liknande nivåer från mark med rötad gödsel, före eller efter mättidpunkten.

Ammoniakavgång vid vårspridning

Ammoniakavgången från rötad respektive icke rötad nötflytgödsel motsvarade 21 % respektive 5 % av mängden tillfört ammoniumkväve. En orsak till skillnaden kan vara det något högre pH-värdet i rötad gödsel jämfört med örötad gödsel, Tabell 4. Båda gödselslagen var lättflytande (torrsbstanshalt lägre än 4 %), vilket gör att man kan förvänta sig en relativt snabb infiltration i marken. Trots att vädret var svalt (ca 7 °C) vid spridningstillfället så förlorades från den rötade nötflytgödseln nästan en tredjedel av ammoniumkvävet som ammoniak efter spridning, trots nedharvning efter fyra timmar, Figur 14. Tidigare forskning visar också att emissionerna kan vara högre från rötad gödsel än örötad (Clemens m.fl., 2006; Sommer m.fl., 2006). Resultatet visar hur viktigt det är att bruka ned rötad nötflytgödsel direkt efter spridning för att inte förlora en stor del av det växttillgängliga kvävet. En harvning var i detta fall inte tillräcklig för att helt avbryta ammoniakavgången, kanske delvis på grund av att harvningen utfördes i samma riktning som bandspridningen.

Skörd

Tillförseln av kväve med örötad och rötad nötflytgödsel begränsades till den rekommenderade givan 25 ton/ha. Resultatet blev att mer kväve tillfördes med den rötade nötflytgödseln, som innehöll drygt 50 % mer totalkväve per ton än den örötade nötflytgödseln. Andelen ammoniumkväve av totalkvävet var drygt 60 % i både den rötade och örötade nötflytgödseln.

Att tillföra en större mängd nötflytgödsel per hektar hade troligen inneburit ett ännu sämre växtnäringsutnyttjande med större risk för växtnäringsförluster. Med en giva på 25 ton per hektar tillfördes ca 19 kg fosfor per hektar vilket är tillräckligt på åkermark med gott fosfortillstånd och med en förväntad kärnskörd på 5 000 kg/ha, som bortför ca 16 kg fosfor/ha. En högre giva nötflytgödsel och därmed tillförd mängd ammoniumkväve kan också resultera i högre ammoniakavgång då det tar längre tid för gödseln att infiltrera i marken (Rodhe m.fl., 2004).

På grund av en lång vinter och en torr sommar så blev skördenivån avsevärt mycket lägre än normalt för regionen. Effekten av örötad och rötad nötflytgödsel på skörden kan därför inte fullt bedömas då gödslingsstrategierna har en större potential under gynnsammare förhållanden. Även om genomsnittlig kärnskörd varierade mellan de olika gödslingsstrategierna (1 600 – 2 600 kg kärnskörd/ha) fanns inga signifikanta skillnader mellan dessa, Tabell 11. Ogödslad behandling hade inte heller signifikant lägre skörd än gödslade behandlingar. Under de tillväxtförhållanden som rådde under växtodlingssäsongen 2011 så gav det inget ytterligare skördeutbyte att komplettera med mineralkväve. Det skulle därför vara intressant att upprepa gödslingsstrategierna under flera år för att utvärdera effekten av bättre och sämre odlingsbetingelser.

Behandlingen som fått rötad nötflytgödsel hade störst andel (64 %) av mängd tillfört kväve som återfanns i kärnskorde, men resultatet var inte signifikant skilt från övriga gödslade behandlingar, Tabell 11. Under rådande förhållanden tenderade ledet som fått rötad nötflytgödsel att ha högst kväveeffektivitet.

Bestämning av klimatpåverkan

I stort hade sommarlagringen av rötad gödsel den enskilt största klimatpåverkan, vilket gör att kedjan sommarlagring och höstspridning har ca sex till sju gånger högre påverkan på den globala uppvärmningen jämfört med vinterlagring och vårspridning. Resultaten visar att för vårspridning av rötad gödsel bidrog ammoniakavgången mer till den globala uppvärmningen än lustgasen. Observera att perioden mellan sista mätning i lager och första mätningen efter spridning inte ingår, vilket gör att värdena inte täcker hela lagringstiden, men värdena är tänkt att användas för att identifiera var åtgärder bör sättas in.

Slutsatser

Vid lagring av orötad och rötad gödsel var emissionerna av växthusgaser betydligt högre under sommaren än under vintern. Under sommaren var metanemissionerna ca tre gånger så höga per m³ från den rötade gödseln jämfört med orötade gödseln. Täckning av lager med rötad gödsel under sommaren minskade metanemissionerna, men innebar istället en del N₂O-emissioner, vilket omräknat i CO₂e resulterade i samma klimatpåverkan. På vintern var emissionerna genomgående låga med något högre emissioner från orötad gödsel. Täckning av rötad gödsel hade därmed ingen effekt pga. de obetydliga emissionerna. Emissionerna av N₂O från fält var måttliga efter gödsling med orötad eller rötad gödsel på hösten och mycket låga efter gödsling på våren. För båda tillfällena var emissionsfaktorn för N₂O högre för orötad gödsel än för rötad gödsel, och för vårspridningen var skillnaden signifikant.

Ammoniakavgången från rötad respektive orötad nötflytgödsel efter spridning motsvarade 21 % respektive 5 % av mängden tillfört ammoniumkväve, eller 19 % respektive 4 % av tillfört total-N. En harvning avstannade ammoniakavgången delvis från orötad och rötad gödsel. För att helt strypa ammoniakavgången hade en mer effektiv nedbrukning av gödseln behövts. För den rötade gödseln hade de indirekta lustgasemissionerna, till följd av ammoniakavgång, större påverkan på klimatet än de direkta lustgasemissionerna efter spridning.

Tillförsel av rötad eller orötad nötflytgödsel till vårkorn, med och utan tillskott av handelsgödselkväve, gav en sämre kärnskörd än normalt för regionen och motsvarande 1 600 – 2 600 kg kärnskörd/ha detta år. Den statistiska analysen visade att det inte fanns några säkra skillnader i skördeeffekt mellan de olika gödslingstrategierna, vilket berodde på den ogynnsamma årsmånen. Till följd av detta innebar tillskottet av handelsgödselkvävet en lägre kväveeffektivitet jämfört med utan tillskott.

Rekommendationer

Sammanfattningsvis så är riskerna för betydande emissioner av metan från lager störst på sommaren, speciellt från den rötade gödseln. Rekommendationer för att reducera metanemissionerna är att säkerställa en god utrötning, t.ex. lång uppehållstid med efterrötkammare och/eller att samla upp gasen från ett gastätt lager. Generellt kan åtgärder som kylning och syratillsats minska metanbildningen i lager. Vid rekommenderade gödselgivor om 25 ton/ha var N₂O-emissionerna efter spridning relativt små för båda gödselslagen och båda tidpunkterna.

Ammoniavgången efter spridning var högre från den rötade gödseln än från den orötade. Det betyder att det är extra viktigt att bruka ner rötad gödsel snabbt och effektivt omedelbart efter spridning eller att använda myllningsaggregat vid spridningen för att minska risken för försurande och övergödande kväveförluster, men också minska bidraget till den globala uppvärmningen genom indirekt lustgasbildning.

För att kunna utveckla gödslingsrekommendationer för vilken skördeeffekt man kan förvänta sig efter gödsling med rötad och orötad nötflytgödsel till vårsäd behövs fleråriga fältförsök på flera platser. Då kan man bedöma hur stor påverkan platsspecifika faktorer såsom klimat och jordart har, vilket möjliggör utformning av regionalt anpassade gödslingsrekommendationer.

Vidare finns det ett fortsatt forskningsbehov för att effektivisera metanutvinningen från både rötning och lagring, för att maximera energiutbytet hos biogasanläggningen samtidigt som klimat- och övrig miljöpåverkan minimeras. Smarta helhetslösningar där ett mer integrerat synsätt tillämpas för rötning och lagring, som inkluderar optimering av logistik, olika utformning av efterrötning/-lagring, samt styrning och kontroll av hela anläggningen.

Referenser

- 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.
- APHA. 1985. *Standard methods for the examination of water and wastewater* (16th ed.). Washington, DC, USA: American Public Health Association.
- Clemens J., Vandré R., Kaupenjohann M. & Goldbach H. 1997. Ammonia and nitrous oxide emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter reduction. II. Short term nitrous oxide emissions. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160, 491-496.
- 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.
- Dosch P. & Gutser R. 1996. Reducing N losses (NH_3 , N_2O , N_2) and immobilization from slurry through optimized application techniques. *Fert. Res.*, 43, 165-171.
- FAO, 2006. *Livestock's long shadow. Environmental issues and options.* (By H. Steinfeld, P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales, C. de Haan), 390 pp. Rom, Italien.
- IPCC, 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.* Eds: Eggleston m.fl. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management. Intergovernmental Panel on Climate Change. IGES, Japan.
- IPCC, 2007. *Climate change 2007 - Mitigation of climate change.* (4th assessment report). Working group III report. In B. Metz, O. R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave, L. A. Meyer (Eds.), Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, USA: Cambridge University Press.
- Karlsson S. & Rodhe L., 2002. Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel. Ett projekt utfört på uppdrag av Jordbruksverket. JTI Uppdragsrapport, Uppsala.
- Novak, S. M. & Fiorelli, J. L. 2010. Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems: a critical review of mitigation options. *Review article. Agronomy for Sustainable Development* 30(2), 215-236.
- NV, 2013. *National Inventory Report Sweden 2013. Greenhouse Gas Emission Inventories 1990–2011.* Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol Sweden's National Inventory Report 2013. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Petersen, S.O., 1999. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. *Journal of Environmental Quality*, 28, 1610–1618.
- Petersen, S. O., Amon, B., & Gattinger, A., 2005. Methane oxidation in slurry storage surface crusts. *Journal of Environmental Quality*, 34, 455-461.
- Regina K. & Alakukku L., 2010. Greenhouse gas fluxes in varying soils types under conventional and no-tillage practices. *Soil & Tillage research* 109, 144-152.
- Regina K., Kaseva J., Esala M., 2013. Emissions of Nitrous oxide from boreal agricultural mineral soils – Statistical models based on measurements. *Agriculture, ecosystems and environment* 164, 131-136.
- Rodhe, L., Richert Stintzing, A. & Steineck, S. 2004. Ammonia emissions after application of human urine to a clay soil for barley growth. *Nutrient Cycling in Agroecosystems.* 68: 191-198.
- Rodhe L. & Etana A., 2005. Performance of slurry injectors compared with band spreading on three Swedish soils with ley. *Biosystems Engineering* 92(1), 107-118.
- Rodhe L. & Pell M., 2005. Täckt ytmyllning av flytgödsel i vall – teknikutveckling, ammoniakavgång, växthusgaser och avkastning. JTI-rapport Lantbruk & Industri nr 337. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

- Rodhe, L., Ascue, J., Tersmeden, M., Ringmar, A., Nordberg, Å., 2008. Växthusgasemissioner från lager med nötflytgödsel. JTI-rapport Lantbruk & Industri 370, JTI, Uppsala.
- Rodhe L., Abubaker J., Ascue J., Pell M. & Nordberg Å., 2012. Greenhouse gas emissions from pig slurry during storage and after field application in northern European conditions. *Biosystems engineering* 113, 379-394.
- Rubaek, G. H., Henriksen, K., Petersen, J., Rasmussen, B. & Sommer, S. G. 1996. Effects of application technique and aerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (*Lolium perenne*). *Journal of Agricultural Science* 126, 481-492.
- SCB, 2008. Gödselmedel i jordbruket 2006/07. Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel. Statistiska meddelanden MI 30 SM 0803, Statistiska centralbyrån, Stockholm.
- SIS, 2000. Swedish standards: SS-EN 12176-1, SS 028113-1, SS 028101-1, SS – ISO 10694. Stockholm, Sweden: Swedish Standards Institute.
- Sommer S.G., Sherlock R.R. & Khan R.Z. 1996. Nitrous oxide and methane emissions from pig slurry amended soils. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1541-1544.
- Sommer S.G., Petersen, S.O., Sögaard, H.T., 2000. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *J. Environ. Qual.* 29, 744-751.
- Sommer, S. G., Jensen, L. S., Clausen, S. B. & Sögaard, H. T. 2006. Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration depth. *Journal of Agricultural Science*, 144, 229–235.
- Sommer, S.G., Petersen S.O., Sörensen, P., Poullsen H.D. & Möller, H.B., 2007. Methane and carbon dioxide emissions and nitrogen turnover during liquid manure storage. *Nutr Cycl Agroecosyst* 78, 78:27-26.
- Steineck S., Gustafson G., Andersson A., Tersmeden M. & Bergström J., 1999. Stallgödselns innehåll av växtnäring och spårelement. Rapport 4974, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Svensson, L. 1993. A new dynamic chamber technique for measuring ammonia emissions from land-spread manure and fertilizers. *Acta Agriculturae Scandinavica, Sect. B, Soil and Plant Science* 44(1), 33-46.
- Svensson L., 1994. A new dynamic chamber technique for measuring ammonia emissions from land-spread manure and fertilizers. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B, Soil and Plant Science* 44(1): 35-46.
- Syväsalo E., Regina K., Pihlatie M. and Esala E., 2004. Emissions of nitrous oxide from boreal agricultural clay and loamy sand soils. *Nutrient cycling in agroecosystems* 69, 155-165.
- Wagner-Riddle, C., Ngwabie N.M., Maldaner L., Johannesson G., VanderZaag A., Gordon R. & Evans, 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)*, Voume 4, Part 2, 268.

Muntlig kommunikation:

Claudia Wagner-Riddle vid University of Guelph, Guelph, Kanada.

JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik

Vi är ett tekniskt jordbruksinstitut med tydlig miljö- och energiprofil. Institutets fokus ligger på innovation och utveckling i nära samarbete med företag, organisationer och myndigheter.

På vår webbplats publiceras regelbundet notiser om aktuell forskning och utveckling vid JTI. Gratis mejlutskick av JTI:s nyhetsnotiser kan beställas på www.jti.se

På webbplatsen finns publikationer som kan läsas och laddas hem gratis. Se www.jti.se under fliken Publicerat.

Vissa publikationer kan beställas i tryckt form. För trycksaksbeställningar, kontakta oss på tfn 010-516 69 00, e-post: info@jti.se



JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik
Box 7033, 750 07 Uppsala
Telefon: 010-516 69 00, Telefax: 018-30 09 56
E-post: info@jti.se
www.jti.se