



# Emissionsfaktorer för utvärdering av klimat- effekter av vissa insatser i landsbygdsprogrammet

Maria Berglund,  
Hushållningssällskapet Halland  
2017-05-31



# Innehållsförteckning

<b>Introduktion .....</b>	<b>1</b>
Allmänt om uppdraget .....	1
Växthusgasutsläpp i jordbruket .....	1
Utgångspunkter och antaganden .....	2
<i>Direkta lustgasemissioner – emissionsfaktorer och formler</i> .....	3
<i>Indirekta lustgasemissioner – emissionsfaktorer och formler</i> .....	4
<b>Insatser för minskat kväveläckage från mark .....</b>	<b>5</b>
Direkta lustgasemissioner (dN <sub>2</sub> O) från åkermark .....	5
<i>Vallodling</i> .....	7
<i>Odling av fånggröda</i> .....	8
<i>Energiskog</i> .....	8
<i>Referenser (träda, spannmålsodling, radgrödor m m.)</i> .....	9
<i>Förslag vid bedömning av insatsernas effekt på lustgasavgången från mark</i> .....	10
<i>Vårbearbetning</i> .....	10
Indirekta lustgasemissioner (iN <sub>2</sub> O) .....	10
<i>Läckagekoefficienter för vallodling och referenser (träda, spannmålsodling, radgrödor m m.)</i> .....	11
<i>Odling av fånggrödor och vårbearbetning</i> .....	11
<i>Energiskog</i> .....	12
Anläggning av våtmark .....	12
<i>Återvätning av dränerad organogen mark</i> .....	12
<i>Anlagda våtmarker för kväveborttagning (mineraljordar)</i> .....	13
<i>Klimat effekter av anlagda våtmarker</i> .....	14
<b>Precisionsodling – GPS och precisionsgödsling .....</b>	<b>15</b>
GPS .....	15
<i>Autostyrning och guidesystem - Minskat överlapp</i> .....	15
<i>Fasta körspår</i> .....	16
<i>Växthusgasutsläpp från produktion och slutanvändning av drivmedel</i> .....	16
Precisionsgödsling .....	17
<i>Kvävegiva och skördenivå</i> .....	17
<i>Direkta lustgasemissioner från mark</i> .....	18
<i>Indirekta lustgasemissioner från mark</i> .....	19
<i>Växthusgasutsläpp från produktion av mineralgödselkväve</i> .....	19
<b>Tak över gödsellager .....</b>	<b>21</b>
Gödselns innehåll av kväve och organiskt material .....	21
<i>Normtal per djurplats</i> .....	21
<i>Schablonvärden per m<sup>3</sup> gödsel</i> .....	23
Metan .....	24
<i>Resultat från försök – täckningens betydelse</i> .....	25
<i>Beräkningsgång</i> .....	26
Direkt lustgasavgång .....	28
<i>Beräkningsgång</i> .....	29

Indirekt lustgasavgång – ammoniakförluster .....	29
<i>Täckningsalternativ för flytgödsel och urin</i> .....	29
<i>Alternativ för fast- och kletgödsel</i> .....	30
<i>Alternativ för djupströ</i> .....	30
Minskade transporter .....	31
Klimatavtryck för strömedel .....	31
<b>Olika metoder för spridning av gödsel (ex. precisionsgödsling, nedmyllning) .....</b>	<b>32</b>
Flytgödsel .....	32
Fasta organiska gödselslag .....	33
<b>Om- till- och nybyggnation av djurstallar .....</b>	<b>35</b>
<b>Rening av frånluft i djurstall .....</b>	<b>36</b>
<b>Surgörning av stallgödsel .....</b>	<b>37</b>
<b>Strukturkalkning .....</b>	<b>39</b>
<i>Direkt lustgasavgång från mark</i> .....	39
<i>Dieselbehov</i> .....	39
<i>Produktion av kalk</i> .....	39
<i>Skördeutveckling</i> .....	40
<b>Dränering .....</b>	<b>41</b>
<b>Drivmedelsåtgång och utsläpp vid skörd och transport .....</b>	<b>42</b>
Drivmedelsåtgång vid skörd .....	42
<i>Beräkna drivmedelsåtgången med VERA</i> .....	42
Drivmedelsåtgång vid transporter .....	43
Växthusgasutsläpp från drivmedelsanvändning .....	44
<b>Bakgrundsutsläpp av koldioxid, metan och lustgas från åkermark, naturbetesmark, slätteräng .....</b>	<b>45</b>
Mineraljordar .....	45
Organogen mark .....	46
<b>Referenser .....</b>	<b>48</b>

# Introduktion

## Allmänt om uppdraget

Jordbruksverket behöver underlag för att utvärdera klimateffekter av insatser som fått stöd via landsbygdsprogrammet 2014-2020. Detta uppdrag gäller att ta fram emissionsfaktorer för vissa åtgärder. Emissionsfaktorerna tas fram via litteraturstudier. Underlaget behöver vara användarvänligt och tydligt. Om litteraturen visar på stor variation i emissionsfaktorer ska detta beskrivas och förklaras.

Underlaget ska kunna användas för att utvärdera åtgärder på åtgärdsnivå. I uppdraget ingår att ta fram medelvärden eller schabloner som kan användas på åtgärdsnivå. Uppgifter från VERA kan vara relevanta, trots att VERA är framtaget för analys på gårdsnivå, eftersom programmet innehåller schablonvärden på t ex växtnäringsinnehåll i gödselmedel samt generella emissionsfaktorer.

I de fall effekten av en åtgärd bedöms vara försumbar ur klimatsynpunkt eller om det inte är möjligt att kvantifiera effekterna kan åtgärden uteslutas ur sammanställningen, men beslutet måste kommenteras och motiveras.

Jordbruksverket önskar att uppdraget redovisar osäkerheter och variation som finns i emissionsfaktorerna, samt lyfter fram var det saknas kunskap.

Emissionsfaktorerna ska, i den mån det är möjligt, visa på skillnader mellan gödslingsstrategier, system för att hantera stallgödsel, jordart etc. istället för att göra en klar distinktion mellan ekologisk och konventionell odling.

Leveransen omfattar tabell/tabeller med emissionsfaktorer och förklarande text samt motiveringar till valet av emissionsfaktorer. Texten har skickats till Maria Stenberg, Jordbruksverket, och Lena Rodhe, RISE. De har läst för dem relevanta delar och kommenterat texten. Deras kommentarer har arbetats in i texten.

## Växthusgasutsläpp i jordbruket

Här beskrivs de växthusgasutsläpp som ingår i uppdraget om emissionsfaktorer:

Emissioner från mark:

- Direkta lustgasemissioner ( $dN_2O$ ) – lustgas som avgår direkt från marken till atmosfären.
- Indirekta lustgasemissioner ( $iN_2O$ ) – lustgas som bildas när ammoniak och nitrat som förlorats från jordbruksmarken (inklusive vid spridning av gödselmedel) omsätts i andra delar av ekosystemet.
- Ändrat kolförråd i mark – ökat kolförråd ger negativa koldioxidutsläpp (koldioxidsänka), minskat kolförråd ger koldioxidutsläpp.
- Metan – från våtmarker.

Emissioner vid stallgödselhantering:

- Metan från gödsellager.
- Direkta lustgasemissioner från gödsellager ( $dN_2O$ ) – lustgas som avgår direkt från stallgödseln till atmosfären.
- Indirekta lustgasemissioner från gödsellager ( $iN_2O$ ) – lustgas som bildas när ammoniak som förlorats från stallgödseln omsätts i andra delar av ekosystemet.

Klimatavtryck av insatsvaror: Klimatavtrycket beskriver hur stor klimatpåverkan en produkt har i dess livscykel. Klimatpåverkan uttrycks som kg koldioxidekvivalenter (kg CO<sub>2</sub>e) per enhet produkt (till exempel per kg, liter eller kWh). Här ingår:

- Drivmedel – utsläpp av växthusgaser från produktion och användning av drivmedel.
- Mineralgödsel – utsläpp från produktion av mineralgödselkväve.
- Kalk.

Summering av utsläpp av olika växthusgaser: Utsläpp av olika växthusgaser har räknats om till kg CO<sub>2</sub>e enligt IPCC, 2007, om inget annat angetts. D v s 1 kg metan = 25 kg CO<sub>2</sub>e och 1 kg lustgas = 298 kg CO<sub>2</sub>e, sett i ett hundraårsperspektiv (GWP<sub>100</sub>).

## Utgångspunkter och antaganden

**Rubriker:** Huvudrubrikerna i kommande kapitel är samma som de punkter som togs upp i förfrågningsunderlaget.

**Mineraljord och mulljordar:** Det är rätt vanligt att göra en uppdelning mellan mineral- och mulljordar i växthusgassammanhang. Växthusgasutsläpp är generellt mycket högre från odlade, dränerade mulljordar än från odlade mineraljordar.

Här definieras mulljord på samma sätt som i klimatrapporeringen. I klimatrapporeringen beräknas växthusgasutsläpp från organogen jordbruksmark (*cropland*) utifrån arealen torvjordar på jordbruksmark enligt en inventering gjord av (Berglund, Berglund, & Sohlenius, 2009). I denna areal ingår torv (torvdjup  $\geq 0,5$  m) och ytlig torv (torvdjup  $\leq 0,5$  m), dock inte gyttejordar. Det saknas definition av torvjord i (Berglund, Berglund, & Sohlenius, 2009). I (Lindgren & Lundblad, 2014) definieras organogen jord på samma sätt som i IPCCs riktlinjer. Det innebär att kraven 1 och 2, eller 1 och 3 nedan ska vara uppfyllda:

1. Jordmånen måste vara minst 10 cm tjock, är den mindre än 20 cm tjock måste den ha minst 12 % organiskt kol i medeltal ner till 20 cm.
2. Om jorden aldrig är vattenmättad mer än några dagar och innehåller mer än 20 % organiskt kol (viktprocent).
3. Om jorden är utsatt för vattenmättade perioder och innehåller antingen
  - a. minst 12 % organsikt kol om den är lerfri,
  - b. minst 18 % organiskt kol om den har en lerhalt på minst 60 %, eller
  - c. ett mellanliggande, proportionellt kolinnehåll i förhållande till lerhalt.

Om inget annat anges i sammanställningen avses emissioner från mineraljordar. Det finns färre uppgifter om emissioner från odlade mulljordar än från odlade mineraljordar. Mulljordar är mycket variabla och det finns betydligt färre fältförsök med mätningar av emissioner gjorda på mulljordar än på mineraljordar. Tidigare ”sanningar” om växthusgasutsläpp från mulljordar har också börjat ifrågasättas, det gäller t ex att det skulle vara skillnad i växthusgasavgång från en mulljord beroende på odlingsystem och vilken gröda som odlas. I den svenska klimatrapporeringen har man tidigare haft fyra grödspecifika emissionsfaktorer för koldioxidavgången från odlade mulljordar (grödgrupperna radsådda grödor (hackgrödor), övriga ettåriga grödor, vall samt bete), men nya rön tyder på att sambandet mellan odlingsystem och koldioxidavgång inte är fullt så tydligt. Snarare kan skillnader i mulljordarnas egenskaper både göra att emissionsnivåer varierar och att de lämpar sig för olika typer av grödor.

**Klimatrapporteringen:** En stor del av de emissionsfaktorer och beräkningsgångar som föreslås har hämtats från den svenska klimatrapporteringen (Naturvårdsverket, 2016). Dessa metoder används även allmänt i andra utvärderingar och beräkningar av klimatpåverkan. Metoderna är anpassade för att utvärdera växthusgasutsläpp på nationell och regional nivå, vilket även är en skala som passar för den utvärdering som Jordbruksverket ska göra. Metoderna uppdateras kontinuerligt, bl a finns nytt underlag om dränerad organogen mark som nu implementerats i klimatrapporteringen (Lindgren & Lundblad, 2014).

Nedan beskrivs hur den direkta lustgasavgången från mark och den indirekta lustgasavgången beräknas enligt klimatrapporteringen och IPCCs riktlinjer (IPCC, 2006b). Dessa metoder är tillämpliga för många åtgärder, och därför har beskrivningen av metoderna samlats här.

## Direkta lustgasemissioner – emissionsfaktorer och formler

Den direkta lustgasavgången från mark, kan i brist på bättre metod, beräknas enligt *Tier 1* i IPCCs riktlinjer och de emissionsfaktorer som föreslås där (IPCC, 2006b). Denna beräkningsgång används även för beräkna växthusgasutsläppen från odling av bioenergigrödor enligt förnybartdirektivet. Formeln har bearbetats och de faktorer som inte är relevanta för svenska förhållanden (t ex odling av ris) har strukits ur formeln.

$$N_2O_{\text{Direct}} = ((F_{\text{SN}} + F_{\text{ON}} + F_{\text{SOM}} + F_{\text{CR}})) * EF_1 + F_{\text{OS}} * EF_2 + F_{\text{PRP}} * EF_3 \quad \text{Formel 1}$$

Där:

$N_2O_{\text{Direct}}$  = Mängd lustgas från mark till atmosfär [kg N<sub>2</sub>O per år].

$F_{\text{SN}}$  = Mängd mineralgödselkväve [kg N/år]

$F_{\text{ON}}$  = Mängd kväve i stallgödsel och andra organiska gödselmedel som sprids [kg N-tot/år]. Avser innehållet av totalkväve efter lagringsförluster, men före spridningsförluster

$F_{\text{SOM}}$  = Mängd kväve från mineralisering av kolförrådet i mineraljordar [kg N/år]. Beräknas vara proportionerlig mot nettoförändringen av kolförrådet i mark. En nettoförändring om 1 kg kol motsvarar 0,1 kg kväve, se kapitel 5.4.1.1.5 i (Naturvårdsverket, 2016). Förändringar av markens kolförråd beskrivs i Martin Bolinder och Thomas Kätterer uppdrag.

$F_{\text{CR}}$  = Mängd kväve i skörderester. Beräknas som en funktion av grödaslag, skördenivå och andel skörderester som lämnas i fält. Se Table 5.20 i (Naturvårdsverket, 2016) för indata till beräkningarna. I bilaga 3 i (Berglund, Cederberg, Clason, Henriksson, & Törner, 2009) beskrivs beräkningsgången.

$F_{\text{OS}}$  = areal odlad organogen jord [ha/år]

$F_{\text{PRP}}$  = Mängd kväve i betesgödsel [kg N-tot/år] uppdelat mellan djurgrupperna i) nötkreatur, fjäderfä och gris respektive ii) får och andra djur

$EF_1$  = Emissionsfaktor som beskriver hur stor andel av tillfört kväve som avgår som lustgas [kg N<sub>2</sub>O-N/kg N], se Tabell 1

$EF_2$  = Emissionsfaktor för odling av organogen åkermark [kg N<sub>2</sub>O-N/ha och år], se Tabell 1 och Tabell 16.

EF<sub>3</sub> = Emissionsfaktor som beskriver hur stor andel av betesgödseln som avgår som lustgas [kg N<sub>2</sub>O-N/kg N], uppdelat mellan djurgrupperna i) nötkreatur, fjäderfä och gris respektive ii) får och andra djur. Se Tabell 1.

## Indirekta lustgasemissioner – emissionsfaktorer och formler

De indirekta lustgasemissionerna beräknas som en funktion av mängden ammoniak som förlorats från mark och stallgödselhantering, samt mängden nitrat som förlorats från mark. Beräkningarna görs på samma sätt oavsett källa till utsläpp av ammoniak eller nitrat. Här beskrivs hur dessa beräkningar görs generellt (*Tier 1*) och vilka emissionsfaktorer som används enligt (IPCC, 2006b). Det är samma beräkningsgång och emissionsfaktorer som i den svenska klimatrapporeringen:

$$\mathbf{N_2O_{ATD} = Ammoniakförlust * EF_4 * 44/28} \qquad \mathbf{Formel 2}$$

$$\mathbf{N_2O_L = Nitratförlust * EF_5 * 44/28} \qquad \mathbf{Formel 3}$$

Där:

N<sub>2</sub>O<sub>ATD</sub> = Mängd lustgas som producerats från deposition av kväve från luften (ammoniak). [kg N<sub>2</sub>O per år]

Ammoniakförlust = Ammoniakförlust per år [kg NH<sub>3</sub>-N per år]. Uppgifter om ammoniakförluster ges i kommande kapitel.

EF<sub>4</sub> = Emissionsfaktor för lustgasemission från deposition av kväve från luften (ammoniak) [kg N<sub>2</sub>O-N/kg NH<sub>3</sub>-N].

N<sub>2</sub>O<sub>L</sub> = Mängd lustgas som producerats från utlakning och ytavrinning av kväve (nitrat). [kg N<sub>2</sub>O per år]

Nitratförluster = Nitratförlust per år [kg NO<sub>3</sub>-N per år]. Uppgifter om nitratförluster ges i kommande kapitel.

EF<sub>5</sub> = Emissionsfaktor för lustgasemission från utlakning och ytavrinning av kväve (nitrat) [kg N<sub>2</sub>O-N/kg NO<sub>3</sub>-N].

44/28 = omräkningsfaktor för att omvandla kg lustgaskväve (N<sub>2</sub>O-N) till kg lustgas (N<sub>2</sub>O).

**Tabell 1: Emissionsfaktorer för att beräkna direkt lustgasavgång från mark och indirekt lustgasavgång. Värdet enligt (IPCC, 2006b), förutom EF<sub>2</sub> som är enligt (Lindgren & Lundblad, 2014). Värdet inom parentes visar på variationen.**

Emissionsfaktor	kg N <sub>2</sub> O-N/kg N
Tillförsel av kväve via gödsel, skörderester och mineralisering, EF <sub>1</sub>	0,01 (0,003-0,03)
Organogen åkermark, EF <sub>2</sub>	13 (8,2-18) kg N <sub>2</sub> O-N/ha och år
Betesgödsel från nötkreatur, fjäderfä och gris, EF <sub>3</sub>	0,02 (0,007-0,06)
Betesgödsel från får och andra djur, EF <sub>3</sub>	0,01 (0,003-0,03)
Deposition av kväve från luften, EF <sub>4</sub>	0,01 (0,002-0,05)
Utlakning och ytavrinning av kväve, EF <sub>5</sub>	0,0075 (0,0005-0,025)



# Insatser för minskat kväveläckage från mark

Insatsen omfattar:

- Vallodling
- Odling av fånggrödor
- Vårbearbetning
- Energiskog
- Anläggning av våtmark
- Referenser (träda, spannmålsodling, radgrödor m m.)

Relevanta emissioner och förändringar av emissioner är:

- Direkta lustgasemissioner ( $dN_2O$ ) från mark – Här ingår effekter av kvävegödsling, gröda, markförhållanden (vatten, pH etc.), bearbetningstidpunkt (vårbearbetning) och jordart (uppdelat mellan mineraljord och mulljord).
- Indirekta lustgasemissioner ( $iN_2O$ ) – Här ingår ammoniak- och nitratförluster från mark.
- Förändrat kolförråd i mark – Hanteras av Martin Bolinder och Thomas Kätterer, och tas inte med i detta uppdrag. Om kolförrådet i mark ökar med 1 ton C motsvarar det ett nettoupptag av koldioxid på 3,67 ton  $CO_2$  (1 ton C = 44/12 ton  $CO_2$  = 3,67 ton  $CO_2$ ), medan om kolförrådet minskar med 1 ton C motsvarar det en nettoavgång om 3,67 ton koldioxid (Bolinder, 2017).
- Metan och lustgas från våtmark.

Effekter av förändrad markanvändning, t ex när åkermark omvandlas till våtmark, är endast aktuellt för punkten Anläggning av våtmark. I övriga fall antas att åkermarken fortsätter vara åkermark även när insatsen genomförs.

Insatserna som görs för att minska kväveläckaget kan medföra att typen av grödor och grödornas avkastning (kg/hektar) ändras. Till exempel innebär plantering av energiskog att bioenergi börjar produceras på mark som tidigare använts för foder- eller livsmedelsproduktion. En sådan förändring innebär att utbudet av bioenergi, foder och/eller livsmedel förskjuts i motsvarande grad, vilket även påverkar efterfrågan och utbudet av andra (utbytbara) produkter. I detta uppdrag tas ingen hänsyn till hur insatserna i landsbygdsprogrammet påverkar utbud och efterfrågan på produkter eller vilka marginaleffekter en sådan förändring kan leda till. Detta beslut har förankrats med Jordbruksverket vid uppstartsmötet i februari 2017.

## Direkta lustgasemissioner ( $dN_2O$ ) från åkermark

I detta kapitel ges först en kortfattad beskrivning av hur lustgas bildas (underrubriken Mekanismer) och hur emissionsnivåerna mäts och beräknas (underrubrikerna Mätmetoder samt Beräkningsmodeller). Därefter beskrivs hur insatser i landsbygdsprogrammet påverkar den direkta lustgasavgången från åkermark. De insatser som beskrivs avser odling på mineraljordar (gäller fram t o m rubriken Vårbearbetning, s 10). Effekter av insatser på mulljordar beskrivs i kapitel Anläggning av våtmark s 12 och Organogen mark s 46.

Läs mer om lustgasemissioner från åkermark i (Henriksson, Stenberg, & Berglund, 2015) eller i (Tsfai, 2016).

### Mekanismer

Lustgas bildas när mikroorganismer omsätter kväve i marken, dels i nitrifikationsprocessen och dels i denitrifikationsprocessen. I nitrifikationsprocessen omvandlas ammonium ( $NH_4^+$ ) till nitrit ( $NO_2^-$ ) och nitrat ( $NO_3^-$ ), varvid även lustgas kan avgå. I denitrifikationsprocessen omvandlas nitrat och nitrit till

olika gasformiga kväveföreningar, varav lustgas är ett mellansteg och kvävgas slutsteget. All lustgas omvandlas inte till kvävgas, utan en del lustgas kan avgå från processen. Nitrifikationen är nödvändig för att denitrifikation ska kunna ske eftersom nitrat bildas i nitrifikationsprocessen och nitraten behövs för denitrifikationen. Nitrifikationsprocessen är syrekrävande, och den styrs av tillgången på syre, ammonium, fukt samt av temperaturen.

De mesta lustgasemissionerna kommer generellt från denitrifikationsprocessen. Emissionerna från denitrifikationsprocessen styrs av tillgången på nitrat, tillgången på syre och lättomsättbart organiskt material i marken samt på temperaturen. Denitrifikation sker om syretillgången i marken är låg. Syretillgången i marken begränsas av flera olika faktorer så som att syretillförseln är begränsad på grund av hög vattenhalt, dålig dränering och markpackning eller av hög konsumtion av syre i marken till exempel vid nedbrytning av stora mängder lättomsättbart växtmaterial. Vid helt syrefria förhållanden, som till exempel vid vattenmättnad i marken, går denitrifikationsprocessen hela vägen till kvävgas och det blir ingen lustgasavgång. Det måste finnas lättillgängligt kol i marken för att denitrifikationsprocessen ska kunna ske.

Lustgasavgången från mark påverkas alltså av en rad olika faktorer och av odlingsåtgärder. Dessa faktorer samverkar och påverkar även varandra. Viktigast är:

- **Tillgången på ammonium och nitrat:** Större risk för lustgasavgång vid höga halter i marken. Tillgången styrs av tillförsel av kväve, växternas upptag etc.
- **Vattenhalt och syretillgång:** Påverkar mikroorganismernas aktivitet och proportionen mellan lustgas och andra slutprodukter från nitrifikations- och denitrifikationsprocessen. Hög vattenhalt hämmar syretillförseln i mark. Riskerna för lustgasavgång är som högst när både nitrifikation och denitrifikation kan ske, vilket kan ske när ca 45-75 % av markporerna är vattenfyllda.
- **Markens temperatur:** Mikroorganismernas aktivitet är temperaturberoende. Låga temperaturer gynnar dock bildningen av lustgas i förhållande till kvävgas (högre  $N_2O/N_2$ -kvot) (Klemmedtsson, 2016)
- **Frysa-tina-cykler:** När marken omväxlande fryser och tinar finns risk för lustgastoppar. När marken tår ökar den biologiska aktiviteten samtidigt som syretillgången är låg på grund av hög vattenhalt i marken, vilket tillsammans ökar risken för lustgasemissioner. När marken tår kan även lustgas som varit infroset i marken frigöras.
- **Tillgång på kol:** Nödvändigt för denitrifikationsprocessen. Tillförsel av lättomsättbart organiskt material kan öka riskerna för lustgasavgång eftersom det gynnar den mikrobiella aktiviteten och konsumtionen av syre, vilket kan leda till lägre syrehalt i marken.
- **pH:** Komplexa och platspecifika samband. Lågt pH kan öka andelen kväve som avgår som lustgas i denitrifikationen. Samtidigt kan högt pH öka aktiviteten i denitrifikationsprocessen.
- **Mulljordar:** Mulljordar har relativt höga lustgasemissioner, se kapitel Organogen mark, sidan 46.

Den direkta lustgasavgången från mark karaktäriseras av kortvariga emissionsstoppar och av att emissionsnivåerna varierar kraftigt över tid och rum, till exempel inom ett fält och mellan år. Det finns risk för hög lustgasavgång bland annat under tidig vår och sen höst (risk för hög vattenhalt i marken, lågt växtupptag av kväve) eller om kvävegödsling följs av kraftigt regn (hög tillgång på kväve och risk för syrebrist).

### Mätmetoder

Lustgasavgången från mark mäts med två olika typer av metoder som båda har sina fördelar och begränsningar. Den hittills vanligaste metoden är sk **slutna kammare** som bygger på att ramar

grävts ner i marken. Vid provtagningstillfället sätts ett lock eller huv över ramen, och luftprov tas vid bestämda tidsintervall ur den inneslutna volymen. Mätningarna ger ett värde på lustgasavgången per ram och mättillfälle. Metoden är relativt enkel och billig, och den går att tillämpa även på små ytor (t ex parceller i ett fältförsök). En nackdel är att provtagningsfrekvensen är relativt låg, från enstaka gånger per vecka (vid manuell mätning) till några gånger per dygn (automatisk kammare). Det innebär att man kan missa emissionstoppar eller överskatta en emissionstopps varaktighet. Det innebär också att den totala lustgasemissionen både kan överskattas och underskattas, speciellt om provtagningsfrekvensen är låg. Provtagningen görs också på en relativt lite yta, vilket innebär att man kan missa den rumsliga variationen. Det finns även praktiska begränsningar, t ex svårigheter att mäta i en hög växande gröda, och att marken och grödan kan påverkas av utrustningen.

Med den andra metoden mäts lustgasavgången med **mikrometeorologisk teknik**. Då sitter mätutrustningen på en mast och den mäter lustgasavgången kontinuerligt. Med denna teknik mäts luftflöden och lustgaskoncentrationen i luft på olika höjd över marken, och lustgasavgången kan sedan beräknas. fördelarna är hög upplösning på resultatet, att stora områden kan täckas in (får med den rumsliga variationen), att den kan användas året om och att den inte stör odlingsystemet. Det är dock en dyr teknik, och den ställer krav på att mätytorna är stora (betydligt större än parceller i fältförsök), jämna och öppna.

Vid jämförelser mellan lustgasmätningar i fält är det viktigt att beakta vilken mätmetod som använts eftersom det påverkar jämförbarheten och tillförlitligheten i resultat. Resultat från mätningar med kammare bedöms inte vara lika tillförlitliga, det gäller speciellt den ackumulerade lustgasavgången under en längre tidsperiod (t ex kg N<sub>2</sub>O/ha och år). Dessa resultat kan dock vara bra för att se skillnader i lustgasflödet ( $\mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2$  och timme) mellan odlingsåtgärder etc.

### **Beräkningsmodeller**

Det finns en rad modeller för att beräkna lustgasavgången från mark. En enkel metod är den som beskrivs i IPCCs riktlinjer (*Tier 1*) där lustgasavgången beräknas som en funktion av mängden kväve som tillförs marken via gödselmedel och skörderester (IPCC, 2006b). Den tar dock inte hänsyn till fler parametrar än kvävetillförseln, och överskattar därmed betydelsen av tillfört kväve för lustgasavgången. Den har ändå, i brist på bättre men enkla modeller, blivit vida använd i bl a klimatrapporering och livscykelanalyser. Alternativen är mer avancerade modeller (t ex Coup-modellen som använts av Göteborgs Universitet) som tar hänsyn till fler parametrar, men de är utvecklade för forskningsändamål och kräver detaljerad indata.

### **Om att kvantifiera effekten av odlingsåtgärder**

Olika odlingsåtgärder påverkar lustgasavgången från mark, men omfattningen styrs av platsspecifika mark- och odlingsförhållanden och av årsmånen. Lustgasavgången påverkas även av flera samverkande faktorer, och det behöver inte vara en enskild faktor som förklarar hela lustgasavgången. Därför är det tveksamt och osäkert att kvantifiera hur flera av åtgärderna i landsbygdsprogrammet påverkar lustgasavgången från mark. Det gäller vallodling, fånggrödor, vårbearbetning och energiskog. Tillgänglig indata är för osäkra och de beräkningsmetoder (IPCCs riktlinjer, *Tier 1*) som står till buds klarar inte att kvantifiera dessa effekter. Nedan beskrivs istället i vilken riktning dessa insatser i landsbygdsprogrammet kan påverka lustgasavgången från mark. I förekommande fall refereras även till resultat från relevanta fältförsök.

### **Vallodling**

Vid jämförelse mellan ettåriga grödor och fleråriga vallgrödor finns det faktorer som talar för att vallodling kan minska risken för lustgasavgång från mark. Perenna grödor har ett större rotsystem och

kan mer effektivt ta upp kväve ur marken under lång tid. Flerårig vall har också potential att förbättra markstrukturen, vilket minskar risken för syrebrist i marken.

Vallbrottet kan dock vara ett riskmoment då stora mängder kväve och lättomsättbart kol tillförs marken (Henriksson, Stenberg, & Berglund, 2015). Skörd av vall innebär också många överfarter per år med relativt tunga ekipage, vilket är en riskfaktor för markpackning.

Gödslingsintensiteten, vallens botaniska sammansättning och dess användningsområde har också betydelse för lustgasavgången. Mätningar som gjorts visar många gånger att intensivt odlade marker och vallar som fått mycket höga kvävegivor har högre lustgasavgång än extensivt skötta gräsmarker (se t ex (Flecharde & et al, 2007)). En sammanställning av mätningar som gjorts på gräsmarker i Europa som gödslats med mellan 0 och 400 kg N/ha visar att det fanns ett signifikant samband mellan kvävegiva och lustgasavgång. Ju högre kvävegiva (mineralgödsel och/eller stallgödsel) desto högre lustgasavgång (Rees & et al, 2013). En fördel med klöver eller andra kvävefixerande grödor i vallen är att behovet av mineralgödselkväve minskar och därmed de växthusgasutsläpp som sker vid produktion av mineralgödsel (Jensen & Carlsson, 2012). Enligt försök och litteratursammanställningar som gjorts verkar inte kvävefixerande grödor i sig nämnvärt bidra till lustgasemissioner från mark (Jensen & Carlsson, 2012), (Li, Lanigan, & Humphreys, 2011). Om vallen betas finns risk för stor lustgasavgång där djuren gödslar och om marken är packad eller blöt (Henriksson, Stenberg, & Berglund, 2015).

## **Odling av fånggröda**

En växande fånggröda tar upp nitratkväve och minskar risken för höga nitrathalter i marken, vilket även minskar risken för lustgasbildning i marken. Det är särskilt viktigt under vintern när vattenhalten i marken är hög vilket ökar risken för lustgasbildning.

Brytning eller nedbrukning av fånggrödan kan dock vara en känslig punkt. Några riskfaktorer är t ex nedbrukning sen höst av lättnedbrytbar och kväverik fånggröda eller djup nedbrukning under blöta förhållanden (Aronsson, Bergkvist, Stenberg, & Wallenhammar, 2012), (Henriksson, Stenberg, & Berglund, 2015).

Litteraturen ger ingen entydig bild av fånggrödans effekt på den direkta lustgasavgången från mark. Effekten beror på typ av fånggröda, hur och när den bryts och på markförhållanden. En fördel är dock att fånggrödan ökar kväveutnyttjandet.

## **Energiskog**

Avser här vide, på latin släktet *Salix*, som är den vanligaste arten idag. Dock ökar intresset för hybridsasp och poppel.

I Sverige har det varit relativt ovanligt att kvävegödsla *Salix*. I senaste Rekommendationer för gödsling och kalkning rekommenderas en relativt låg engångsgiva (upp till 160 kg N/ha och omdrev) efter skörd, eller ingen gödsling alls om odlaren inte tidigare sett någon tydlig kväverespons (Jordbruksverket, 2016). Jordbruksverket planerar att gå igenom och uppdatera avsnittet om energiskog i år, och gödslingsrekommendationerna kan då revideras (Stenberg M. , 2017).

Det finns relativt få studier av lustgasavgång från energiskog. De svenska analyser som gjorts av energiskogsproduktionens klimatpåverkan är i form av klimatavtrycksberäkningar där lustgasavgången beräknats som en funktion av kvävetillförseln, alltså samma angreppssätt som i IPCCs riktlinjer, *Tier 1*.

Det finns några internationella mätningar av lustgasavgång från odling av Salix och andra energi-grödor. Mätningarna har gjorts med kammare. Resultaten visar att lustgasavgången generellt är relativt låg från mark som odlats med Salix. En förklaring är att kvävegödslingen till Salix är låg jämfört med gödslingen av referensgrödor. Tillfört kväve kan även tas upp effektivt tack vare det stora rotsystemet i en etablerad Salixodling och av ogräset som växer i odlingen.

I Södra Tyskland har lustgasmätningar gjorts under ett år i odlingar av Salix, majs och elefantgräs (Gauder, Butterbach-Bahl, Graeff-Hönninger, Claupein, & Wiegel, 2012). Ogödslade led jämfördes med led som gödslats i april under försöksåret (för Salix 80 kg N/ha). Odlingarna av energigrödor hade anlagts 6 år före mätningarna. Resultaten visade att lustgasavgången från Salix var låga, vid vissa mättillfällen t o m negativa. Sett över hela året var lustgasavgången när 0 kg/ha från Salixen, ingen signifikant skillnad mellan det gödslade och ogödslade ledet.

I England har lustgasmätningar gjorts under 2,5 år på Salix, elefantgräs och ettåriga energigrödor (Drewer, Finch, LLOYD, Baggs, & Skiba, 2012). Salixen gödslades inte, medan de ettåriga grödorna gödslades (140 kg N/ha och år). Salix planterades 2002 och skördades första gången hösten 2007, och mätningarna började i juni 2008. Resultaten visade att lustgasavgången från energigrödorna (Salix och elefantgräs) var signifikant lägre än från de ettåriga grödorna. Lustgasavgången från Salix var generellt låg, t o m negativ vid vissa mättillfällen. I genomsnitt var lustgasavgången nära 0 kg/ha år från Salix.

Mätningar på två Salixkloner i Kanada (tempererat klimat) visar också på låga lustgasemissioner (ca 2 kg N<sub>2</sub>O/ha och år) (Lutes, 2016). Mätningarna utfördes under två år i gödslade (75 kg N/ha) och ogödslade led. Lustgasavgången var något högre direkt efter gödsling i de gödslade leden, men variationen var stor mellan år, årstider och kloner.

## **Referenser (träda, spannmålsodling, radgrödor m m.)**

De sammanställningar som gjorts av lustgasmätningar på åkermark visar att den kumulativa lustgasavgången många gånger är mindre än några kg lustgaskväve (N<sub>2</sub>O-N) per hektar och år. Spridningen är dock betydande och vissa försök visar på betydligt högre lustgasavgång, 10-25 kg N<sub>2</sub>O-N/ha och år, se t ex sammanställning i (Henriksson, Stenberg, & Berglund, 2015) eller (Energimyndigheten, 2010). Mätningar som gjorts på Lanna (väldränerade lerjordar, Västra Götaland) visar på en genomsnittlig lustgasavgång på 0,68 kg N<sub>2</sub>O/ha och år (standardavvikelsen 0,12 kg N<sub>2</sub>O/ha) (Klemedtsson, 2016). Det är resultat från tre års mätningar med mikrometeorologiska mätmetoder i en växtföljd med spannmål och oljeväxter, de såg inga signifikanta skillnader mellan odlingsled.

I den svenska klimatrapporteringen beräknas lustgasemissionerna från all svensk odlad jordbruksmark till 10 miljoner ton N<sub>2</sub>O per år. Detta värde har beräknats utifrån mängden kväve som tillförs marken. Om arealen är 2,85 miljoner hektar motsvarar det ca 3,5 kg N<sub>2</sub>O/ha och år, eller 2,2 kg N<sub>2</sub>O-N/ha och år.

Åsa Kasimir gjorde för några år sedan ett uppdrag för Energimyndigheten om hur mycket lustgas det kan bli vid odling av biobränslen på svensk åkermark (Energimyndigheten, 2010). Utredningen skulle ligga till grund för att beräkna klimatavtrycket för grödbaserade biodrivmedel<sup>1</sup>. Hennes förslag var att i

---

<sup>1</sup> Sådana beräkningar behövs för att visa om biobränslen uppfyller kriterierna om minskade växthusgasutsläpp enligt hållbarhetslagen och EUs förnybartdirektiv (läs mer på <http://www.energimyndigheten.se/fornybart/hallbarhetskriterier/>). Idag används istället IPCCs riktlinjer, *Tier 1*, när lustgasemissionerna från mark ska beräknas för svenska åkerbaserade biodrivmedel (Ahlgren, Hansson, Kimming, Aronsson, & Lundkvist, 2011)

första hand använda lokala data eller beräkningsmodeller. Om detta underlag saknades rekommenderade hon då att man ska använda metoder som beräknar emissionen till ca 3 kg N<sub>2</sub>O-N/ha och år. Detta värde motsvarar medelemissionen från gödslad åkermark i Europa.

## **Förslag vid bedömning av insatsernas effekt på lustgasavgången från mark**

I första hand bör effekterna av insatser som gjorts i landsbygdsprogrammet på den direkta lustgasavgången från mark beskrivas i kvalitativa termer, t ex som fördelar med högre kväveutnyttjande. Det samma gäller vid jämförelser mellan grödor. Det finns så många kombinationer av grödor, klimat, gödslingsstrategier, markförhållanden etc. att en beskrivning i generella termer bedöms vara mest relevant. Det är inte bara en enda faktor (här val av gröda) som styr lustgasavgången från ett fält. Det saknas underlag för att ge specifika emissionsfaktorer för alla grödor.

Om effekten ändå måste kvantifieras används samma metod som i klimatrapporeringen. Alltså att lustgasavgången från mark beräknas vara 1 % (0,3 % - 3 %) av tillfört kväve via gödsling och skörderester. Denna metod är inte anpassad för att beräkna effekter av åtgärder, men det finns i nuläget ingen annan enkel och bättre beprövad metod att tillgå. Notera dock att denna metod bara tar hänsyn till kvävetillförsel, och att de enda skillnaderna mellan grödor som därmed ingår är gödslingsnivå och mängd kväve i skörderester. Beräkningsgången beskrivs i Direkta lustgasemissioner – emissionsfaktorer och formler, s 3.

## **Vårbearbetning**

Olika typer av och tidpunkter för jordbearbetning kan både öka och minska risken för lustgasbildning, beroende på markförhållanden och väder. Till exempel kan plöjning jämfört med ingen plöjning öka risken för lustgasavgång på väl-dränerade jordar med god markstruktur eftersom det tillför organiskt material till jorden och stimulerar mineraliseringen. Däremot kan plöjning minska risken för lustgasavgång på täta jordar med packningsskador där åtgärden gör jorden bättre luftad och dränerad.

Det finns inte så många studier som jämför effekten av olika bearbetningstidpunkter. I Ås, Norge, har man jämfört lustgasavgången på en mellanlera (*clay loam*) som plöjts vår (april) eller höst (oktober) (Yu, 2011). Mätningar gjordes i en växtföljd med spannmålsgrödor, leden gödslades med 0, 60 respektive 120 kg N/ha. Mätningarna gjordes med kammare, och genomfördes mellan april 2011 och november 2011. I försöket såg man ingen signifikant skillnad i den kumulativa lustgasavgången mellan led som bearbetats vår respektive höst (vid samma N-giva). De vårbearbetade leden hade något högre lustgasavgång på våren, men vid senare tillfällen lägre lustgasavgång än de höstbearbetade leden. Förklaringar till skillnaden kunde vara att marken blir mer porös efter plöjning och därmed bättre syresatt, och att skörderesterna som låg kvar i markytan fram till vårbearbetningen kunde hindra syretillförseln till marken.

I försöket ingick även ett led med fånggröda som plöjdes på våren och där huvudgrödan gödslades med 120 kg N/ha. Det fanns tendenser till att lustgasavgången från detta led var något lägre än från övriga led som gödslats med 120 kg N/ha, men skillnaden var inte signifikant.

## **Indirekta lustgasemissioner (iN<sub>2</sub>O)**

Beräknas som en funktion av kväveutlakningen, se kapitel Indirekta lustgasemissioner – emissionsfaktorer och formler, s 2. Nedan beskrivs hur schablonvärden för kväveutlakningen kan tas fram. Kväveutlakningen kan även beräknas med hjälp av utlakningsdelen i VERA.

## Läckagekoefficienter för vallodling och referenser (träda, spannmålsodling, radgrödor m m.)

SMED (Svenska MiljöEmissionsData) har på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten beräknat normalläckaget av kväve och fosfor från all svensk åkermark år 2013 (Johnson, o.a., 2016). Tidigare år har Naturvårdsverket ansvarat för rapportering (se Naturvårdsverkets rapport 5823, Läckage av näringsämnen från svensk åkermark).

När normalläckaget av kväve beräknas tas hänsyn till region (landet är indelat i 22 läckageregioner, t ex Skåne-Hallands slättbygd, Sydsvenska höglandet, Mälars- och Hjälmarsbygden, Kustlandet i nedre Norrland), gröda (tretton grödklasser, däribland vårkorn, vall, sockerbetor och träda) och jordart (tio jordar uppdelade enligt internationella texturklassificeringen enligt FAO, t ex *sandy loam*, *loam*, *silt loam*). Regionalt anpassade växtodlingssystem har skapats baserade på statistik över grödfördelning och gödslingsnivåer (ett system med stallgödsel kompletterat med mineralgödsel samt ett system med enbart mineralgödsel). Hänsyn tas även till skördenivå, bearbetningstidpunkt och eventuell fånggröda.

Rapporten presenterar normalläckaget för kombinationer av läckageregion, jordart, gröda, gödsling och fånggröda. I Tabell 2 ges exempel på normalläckaget för några grödor. Vall avser gödslad slätter- och betesvall, exklusive extensiv vall. Vallen ligger 5-6 år. För mer detaljerad data, se Appendix 4 i (Johnson, o.a., 2016).

**Tabell 2: Normalläckaget av kväve för 2013. Beräknat av (Johnson, o.a., 2016).**

	Läckage (kg N/ha och år)	Kommentar
All beräknad areal	18,5 (6-46)	Variationen motsvarar skillnader mellan regioner
Vårkorn	24-56	Sandy loam. Variation mellan regioner
Höstvete	26-47	Sandy loam. Variation mellan regioner
Vall	6-18	Sandy loam. Variation mellan regioner
Vårkorn	Ca 10 (ler) – 68 (sand)	Variation mellan jordarter
Höstvete	Ca 5 (ler) – 53 (sand)	Variation mellan jordarter
Vall	Ca 3 (ler) – 28 (sand)	Variation mellan jordarter

## Odling av fånggrödor och vårbearbetning

Effekterna av fånggröda och bearbetningstidpunkt skiljer sig åt bl a beroende på växtföljd, plats och jordart.

I (Johnson, o.a., 2016) ingick effekter av fånggröda och jordbearbetningstidpunkt. Ett räkneexempel med vårkorn i läckageregion 1a (Skåne-Hallands slättbygd, Skånedelen) på *sandy loam* visade att kväveutlakningen i genomsnitt låg på ca 38 kg N/ha och år (se Figur 31 i (Johnson, o.a., 2016)). Utlakningen låg i samma härad för tidig jordbearbetning följt av höstsådd, sen jordbearbetning följt av vårsådd samt för vårbearbetning. Insådd med vall minskade utlakningen till ca 21 kg N/ha och år, fånggröda följt av höstbearbetning till ca 28 kg N/ha och fånggröda följt av vårbearbetning till ca 24 kg N/ha.

Odling av höstvetete i samma region och på samma jord gav utlakning på i genomsnitt ca 35 kg N/ha. Även här låg utlakningen i samma härad för tidig jordbearbetning följt av höstsådd, sen jordbearbetning följt av vårsådd samt för vårbearbetning. Insådd med vall minskade utlakningen till ca 18 kg

N/ha och år, fånggröda följt av höstbearbetning till ca 28 kg N/ha och fånggröda följt av vårbearbetning till ca 24 kg N/ha.

## Energiskog

Mätningar av växtnäringsläckaget från svenska Salixodlingar tyder på betydligt lägre kväveutlakning från etablerade Salixodlingar än vad kväveutlakningen hade varit om åkermarken odlats med vanliga ettåriga jordbruksgrödor (Dimitriou, Mola-Yudego, & Aronsson, 2012). Koncentrationen av nitrat i dräneringsvattnet från Salixodlingarna var i genomsnitt mindre än 1 mg NO<sub>3</sub>-N/liter, medan det i referensfallen i genomsnitt var nästan 5 mg NO<sub>3</sub>-N/liter (dock med stor variation). De såg dock ingen signifikant skillnad i utlakning mellan Salix och ogödslade gräsmarker. Vid en årsmedelavrinning på 226 mm (motsvarar läckageregion Mälars- och Hjälmarsbygden enligt (Johnson, o.a., 2016)) motsvarar utlakningen från Salix mindre än 2 kg NO<sub>3</sub>-N/ha och år.

## Anläggning av våtmark

Det finns olika anledningar till att anlägga våtmarker på jordbruksmark och de anläggs på olika typer av marker. I kustnära och övergödningsskänsliga områden anläggs våtmarker primärt för kväverening, och de placeras och utformas för att få så god kväverening som möjligt. Dessa våtmarker anläggs många gånger på mineraljordar genom grävning och schaktning. En del uppodlade mulljordar och utdikade sjöar återställs också, många gånger på att det inte är lönsamt att bruka marken som jordbruksmark eller i syfte att öka den biologiska mångfalden. Denna återställning görs på samma sätt som ovan, men det är också möjligt att återställa våtmarken genom att stoppa avledningen av vatten. Dessa skillnader i mål och utformning gör det troligt att växthusgasutsläppen kan skilja sig åt mellan olika typer av våtmarker.

I klimatpanelens riktlinjer ingår emissioner från återvätning (*rewetting*) av organogen mark samt våtmarker anlagda på mineraljordar, se uppdaterade riktlinjer i (IPCC, 2014). Det har nyligen även gjorts en genomgång om hur emissioner från återvätning av organogena jordar ska beräknas för svenska förhållanden (Lindgren & Lundblad, 2014). Det saknas motsvarande uppdaterat svenskt underlag för anlagda våtmarker på mineraljordar. Emissioner från våtmarker har inte tagits med i Sveriges klimatrapportering hittills.

## Återvätning av dränerad organogen mark

Återvätning (*Rewetting*) av dränerad organogen mark görs för att höja grundvattennivån i marken så att vattenmättade förhållanden uppnås. Här har uppgifter om växthusgasutsläpp från dessa våtmarker hämtats från underlaget till klimatrapporteringen (IPCC, 2014), (Lindgren & Lundblad, 2014). Dessa metoder är framtagna för att bedöma effekterna av återvätning, och de är anpassade till samma typ av indata och detaljeringsnivå som är möjlig i utvärderingen av landsbygdsprogrammet.

En sammanställning av emissionsfaktorer för organogen mark, däribland återvätning av organogen mark, har gjorts av (Lindgren & Lundblad, 2014). Rapporten ska användas som underlag till den svenska klimatrapporteringen och den kompletterar IPCCs reviderade riktlinjer om växthusgasberäkningar för våtmarker (IPCC, 2014). I Jordbruksverkets rapport 2014:24 finns en sammanfattning av slutsatserna från Lindgren & Lundblad (2014) (Jordbruksverket, 2014). Där ingår även en kostnadsberäkning (kg CO<sub>2</sub>e/kr) för våtmarker och djupare diskussion om kunskapsbehovet.

Anläggning av våtmark på organogen mark minskar koldioxidavgången, medan metanavgången kan öka. Lustgasavgången antas vara när 0 kg/ha vid återvätning organogen mark i jordbrukslandskapet (Lindgren & Lundblad, 2014). I Tabell 3 sammanställs emissionsfaktorer enligt (Lindgren & Lundblad, 2014). Sedan en våtmark anlagts kan det ta flera år eller årtionden innan en ny jämnvikt uppnås



mellan nedbrytning och uppbyggnad av organiskt material, vilket både påverkar koldioxid- och metanavgången. Efter återvätning ökar troligtvis metanavgången initialt innan vegetation etablerats. Det är även nödvändigt att vegetation etableras för att marken ska gå från att vara en koldioxidkälla till en koldioxidsänka. Värdena i tabellen avser en situation när ett nytt jämviktsläge har uppnåtts.

**Tabell 3: Emissionsfaktorer för återvätd organogen mark. Avser emissioner per hektar och år vid nytt jämviktsläge (Lindgren & Lundblad, 2014).**

Klimatzoner <sup>1</sup>	Näringsstatus	CO <sub>2</sub> (ton), oxidation	CH <sub>4</sub> (kg)	DOC (ton CO <sub>2</sub> ) <sup>2</sup>	Totalt (ton CO <sub>2</sub> e)
Boreal	Näringsfattig	-1,25 (-2,16 – -0,33)	55 (0,6 - 328)	0,29	0,42
Boreal	Näringsrik	-2,02 (-2,82 – -1,25)	183 (0 - 657)	0,29	2,85
Tempererad	Näringsfattig	-0,843 (-2,35 – 0,66)	123 (4 - 593)	0,29	2,53
Tempererad	Näringsrik	1,83 (-2,6 – 4,29)	288 (0 - 1140)	0,29	9,33

1. Tempererad: Söder om Värmland, Dalarna och Gävleborg. Boreal: Resten av landet.

2. Löst organiskt kol, *dissolved organic carbon*

**Koldioxid:** Koldioxidvärdena i tabellen avser nettoflödet från mark samt från annan vegetation än träd. Dataunderlaget tillåter inte en uppdelning mellan dessa olika poler. När det gäller dränerad organogen mark kan kolförråden och koldioxidflödena delas upp mellan olika poler. Vid en jämförelse mellan dränerad och återvätt organogen mark kan dessa metodskillnader göra att koldioxidavgången från återvätt mark överskattas. Värdena som presenteras i Tabell 3 förutsätter även att marken uppnått ett nytt jämviktsläge. Initialt kan emissionerna vara högre. (Lindgren & Lundblad, 2014)

**Metan:** Värdena i tabellen baseras på (IPCC, 2014). Det finns även omfattande svenska mätningar av metanemissioner från naturliga, odränerade torvmarker. Resultaten från dessa mätningar ligger inom variationen som visas i tabellen. Metanavgången påverkas av hur blött det är i marken. Mätningar visar att vattentäckta ytor har högre metanavgång än om vattennivån fluktuerar eller är torrare (Jordbruksverket, 2014).

Näringsstatusen i tabellen är kopplad till varifrån vattnet tillförs våtmarken. ”Näringsrik” = vatten via avrinning från omgivande marker, ”näringsfattig” = allt vatten från nederbörd. Om näringsstatusen inte är känd ska värden för ”fattig” användas i boreala områden, och för ”rik” i tempererade områden (Lindgren & Lundblad, 2014).

Observera att emissionsfaktorerna för metan från återvätd organogen mark i Tabell 1a och Tabell 2a (Lindgren & Lundblad, 2014) har blivit omkastade. Metanvärdena för ”poor” ska byta plats med värdena för ”rich”, och vise versa (jämför med Table 3.3 i (IPCC, 2014)). Det innebär även att summeringarna av växthusgasutsläpp som gjorts i (Lindgren & Lundblad, 2014) blivit missvisande. Värdena som presenteras i Tabell 3 ovan har korrigerats och summeringen uppdaterats.

### Anlagda våtmarker för kväveborttagning (mineraljordar)

Våtmarker som anlagts för att minska kväveläcketaget från jordbruksmark kan ge utsläpp av växthusgaser, framför allt metan.

Metan bildas i syrefria miljöer, och mängden metan styrs av temperatur, tillgång på lättillgängligt kol och koncentrationen av nitratkväve. Hög temperatur gynnar de metanbildande mikroorganismerna och kan också göra mer kol tillgängligt för anaerob nedbrytning. Hög nitratkoncentration hämmar metanproduktionen (Stadmark, 2008). Metan som bildats i bottensedimenten kan också oxideras av mikroorganismer i vattenfasen innan metanet når atmosfären.

I IPCC (2014) finns ett avsnitt, chapter 5, om våtmarker som anläggs på mineraljordar (*Inland Wetland Mineral Soil, IWMS*). Där anges schablonvärden för metanavgång i boreala områden till  $76 \pm 76$  kg CH<sub>4</sub>/ha och år, och i tempererade områden  $235 \pm 108$  kg CH<sub>4</sub>/ha och år. I tidigare svenska studier har man mätt växthusgasemissioner från våtmarker som anlagts i södra Sverige i syfte att minska kväveläckaget (Stadmark, 2008). Där beräknades metanemissionerna i genomsnitt vara 118 kg CH<sub>4</sub>/ha och år, vilket ligger i samma härad.

Emissionerna av lustgas är normalt mycket låga från denna typ av våtmarker, och det saknas underlag för att ta fram en specifik emissionsfaktor (IPCC, 2014). Högskolan i Halmstad har gjorts lustgas-mätningar på våtmarker. De har då mätt koncentrationen av lustgas i vattnet som går in i en våtmark (inloppet) och jämfört det med lustgaskoncentrationen i vattnet som lämnar våtmarken (utloppet). Lustgaskoncentrationen har ofta varit många gånger högre vid inloppet än vid utloppet, vilket tyder på att lustgas från inflödande vattnet har konsumerats och/eller avgått från våtmarken. Dessa mätningar ger dock inga värden på flödet av lustgas till atmosfären (kg N<sub>2</sub>O per hektar) eller svar på om, och i så fall hur mycket, av lustgasen som konsumerats i våtmarken. Våtmarker som anlagts för att rena bort kväve ur avlopps-, spill- och lakvatten kan vara en källa till lustgas (ca 0,05-0,1 % av tillfört kväve omvandlat till lustgas), men där är kvävetillförseln mycket högre än de våtmarker som beskrivs här (Jordbruksverket, 2014).

I IPCC (2014) finns även förslag på hur man kan beräkna koldioxidavgången från anlagda våtmarker på mineraljordar (*Inland Wetland Mineral Soil, IWMS*), se chapter 5.3. Avsnittet ska läsas tillsammans med chapter 5.2 i (IPCC, 2006a). Koldioxidavgången från dessa marker beräknas som en funktion av kolförrådet i mark och hur snabbt kolförrådet förändras, se *Tier 1* i chapter 5.2.3 i (IPCC, 2006a).

## **Klimat effekter av anlagda våtmarker**

När klimatteffekten av anläggning av våtmarker ska utvärdera behöver man även räkna bort de växthusgasutsläpp som skulle skett från marken innan våtmarken anlades. Bakgrundsemissioner från åkermark och gräsmarker beskrivs längre fram i rapporten.

Tillägg behöver även göras för lustgas orsakad av gödning av åkermark. Detta tillägg kan, i brist på bättre metod, göras på samma sätt som i den svenska klimatrapporeringen, se kapitel Direkta lustgasemissioner – emissionsfaktorer och formler, s 2. Det innebär att om åkermarken gödslats med 100 kg N/ha och år innan våtmarken anlades skulle det motsvara 100 kg N/ha och år\* 1 % N<sub>2</sub>O-N av N  
\*  $44/28$  kg N<sub>2</sub>O/kg N<sub>2</sub>O-N = 1,6 kg N<sub>2</sub>O/ha och år.

# Precisionsodling – GPS och precisionsgödsling

Precisionsodling syftar till att anpassa odlingsåtgärder inom ett skifte till de lokala förutsättningarna. Precisionsodling vilar på tre ”ben”. De är i) GPS som används för positionsbestämning, ii) GIS för hantering av positionsbestämd data samt iii) teknik för att mätning och styrning. Metoden används bl a för att styra och variera gödslingen inom ett fält efter grödans behov. Metoden kan även användas för guidningssystem eller autostyrning, och för att minska överlapp i fält.

I uppdraget för denna rapport ingick att beskriva effekter av insatserna GPS och precisionsgödsling. Under rubriken GPS nedan beskrivs hur autostyrning och guidesystem kan minska behovet av drivmedel tack vare minskat överlapp vid jordbearbetning, sådd, gödsling etc. och möjliga klimat fördelar med fasta körspår. Under rubriken Precisionsgödsling beskrivs styrning av kvävegödsling. Kväveanvändningen och förbrukningen av drivmedel har stor betydelse för växtodlingens klimatpåverkan.

Metoderna kan även användas för att styra kalkning och kemisk bekämpning, samt gödsling av fosfor och kalium. Dessa delar har dock inte lika stor direkt påverkan på växtodlingens klimatpåverkan och tas inte med i uppdraget. Produktionen av dessa insatsvaror orsakar vissa växthusgasutsläpp, men de är små (räknat som kg CO<sub>2</sub>e/ha) jämfört med de kväve- och drivmedelsrelaterade växthusgasutsläppen. Rätt pH, lämplig P- och K-giva, en frisk gröda och minskad ogräsförekomst har också betydelse för grödans utveckling, men den direkta klimatpåverkan bedöms vara relativt liten.

## GPS

Autostyrning och guidesystem är en av de vanligaste tillämpningarna av precisionsoodling. Tekniken kan minska dieselåtgången, t ex genom mindre överlapp vid körning i fält. Här beskrivs hur diesel förbrukning kan minska tack vare minskat överlapp samt dieseln klimatavtryck.

GPS är också en av grundförutsättningarna för att tillämpa fasta körspår (*Controlled Traffic Farming*), vilket innebär att all trafik i fält sker i samma spår år efter år. En fördel med fasta körspår är att jorden blir mer lucker mellan körspåren genom att markpackningen koncentreras till en liten yta i fältet.

## Autostyrning och guidesystem - Minskat överlapp

Med autostyrning och guidningssystem kan överlappet minska vid körning i fält. Det minskar sträckan som körs per hektar och ger högre kapacitet (antal hektar som kan köras per timme). I litteraturen anges att tekniken kan öka kapaciteten med mellan ca 2 % (t ex för sprutning, sådd, spridning av handelsgödsel) och 10 % (t ex för harvning och vältning), se t ex (Baky, 2015). Minskat överlapp ger även minskat dieselbehov. I Tabell 4 ges exempel på hur dieselbehovet minskar tack vare mindre överlapp.

**Tabell 4: Minskad dieselförbrukning tack vare minskat överlapp via användning av GPS (Baky, 2015).**

Operation	Minskad dieselförbrukning (l/ha)
Harvning	0,29
Sådd	0,14-0,23
Vältning	0,13
Spridning handelsgödsel	0,05
Sprutning	0,04
Skördetröskning	1,3-1,5

En studie från Storbritannien visade att autostyrning minskade dieselanvändningen med 3 % (en stor gård i Essex) tack vare minskat överlapp. Författarna bedömde att vinsten troligtvis var större om fälten var mer oregelbundna och mindre. De räknade även med att autostyrning gav effektivare körning på vändtegar (Biggs & Giles, odat.)

## **Fasta körspår**

GPS är en förutsättning för fasta körspår (*Controlled Traffic Farming, CTF*). Fasta körspår innebär att körspåren läggs permanent och att all trafik går i dessa spår. Tekniken är dock än så länge ovanlig i Sverige. Bäst förutsättningar för fasta körspår har stora fält med hög lerhalt. Det är även en fördel om tekniken kombineras med reducerad jordbearbetning/plöjningsfri odling. Plogen är ett smalt redskap, och är svår att anpassa till ett system med fasta körspår.

Syftet med fasta körspår är att minska markpackningen och återskapa en lucker struktur i jorden. Minskad markpackning ger lägre dragkraftsbehov och lägre bränsleförbrukning. I litteraturen anges att drivmedelsbehovet i fält kan minska med 5-8 %, gäller plöjningsfri odling jämfört med *CTF* (Alvemar & Johansson, 2013). Om dieselbehovet i utgångsläget är 80 l/ha motsvarar det en besparing på 4-6 l/ha. Det finns även uppgifter om betydligt högre besparing av dieselförbrukningen (upp mot 35-40 %), men då jämförs konventionell jordbearbetning med *CTF* inklusive reducerad jordbearbetning (Biggs & Giles, odat.).

Bättre markstruktur och bättre syretillgång gynnar även grödan och dess utveckling, vilket även möjliggör bra kväveutnyttjande. Det kan även ge skördeökningar mellan körspåren och på vändtegar. En skördeökning om 5-15 %, tack vare minskad markpackning, bedöms vara rimlig.

Fasta körspår kan även minska risken för lustgasavgång från marken. Mindre markpackning förbättrar markens förmåga att leda bort vatten, vilket minskar risken för att vatten blir stående och för att det blir syrebrist i marken. Vid syrebrist ökar risken för lustgasavgång från denitrifikationsprocessen eftersom den i större omfattning stannar vid lustgassteget och att lustgas därmed kan avgå från marken. Fältförsök från Norge, Tyskland och Storbritannien visar att lustgasavgången kan vara signifikant högre från packningsskadade jordar än från jordar i god struktur, i vissa fall flera gånger högre (Tesfai, 2016). Enligt mätningar som gjorts på ett fält med olika god dränering kunde lustgasavgången bli mycket hög när dräneringen var dålig och grundvattennivån var hög (se kapitel Dränering, s 41). Det går dock inte att säga generellt hur stor skillnaden i lustgasavgång kan vara på g g a den stora variation i betingelser mellan fält och år.

## **Växthusgasutsläpp från produktion och slutanvändning av drivmedel**

Det finns några olika referenser om växthusgasutsläpp från drivmedel, och de har något olika avgränsningar och detaljeringsnivå. Miljöfaktaboken 2011 (Gode, o.a., 2011) är ett standardverk i Sverige över LCA-data och emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter. Emissionsfaktorerna som presenteras i den rapporten ska bl a användas vid ansökningar i Klimatklivet (Naturvårdsverkets investeringsstöd för klimatåtgärder). I Miljöfaktaboken ingår både växthusgasutsläpp från produktion och från slutanvändning av bränslen. Emissionerna av kolväten (metan) och kvävoxider (lustgas) från slutanvändningen av drivmedel kan skilja sig åt mellan olika motorer. I miljöfaktaboken finns det emissionsdata för personbilar och lastbilar, men inte för arbetsmaskiner.

Emissionsdata kan även hämtas från klimatrapporteringen. Där ges emissionsdata från slutanvändningen av en rad olika bränslen och användningsområden, även från arbetsmaskiner. Se bladet "Table1.A(a)s3" i Excel-filen "SWE\_2016\_2014\_14062016\_105906\_submitted.xlsx" som kan laddas ner under "Sweden" under rubriken CRF från

[http://unfccc.int/national\\_reports/annex\\_i\\_ghg\\_inventories/national\\_inventories\\_submissions/items/9492.php](http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/9492.php) Obs, där ingår bara emissioner från slutanvändning, alltså inte från produktion av drivmedlet.

I Tabell 5 ges förslag på emissionsfaktorer för diesel som används i arbetsmaskiner. Uppgifter om produktion av drivmedlet har hämtats från Miljöfaktaboken och avser diesel utan inblandning av RME. Vid inblandning av 5 % RME hade växthusgasutsläpp från produktion av drivmedlet ökat från 0,234 kg CO<sub>2</sub>e/l drivmedel till 0,262 kg CO<sub>2</sub>e/l drivmedel. Odling av raps och produktion av RME ger högre växthusgasutsläpp än utvinning av diesel. Emissionerna från slutanvändning av diesel, dvs från arbetsmaskiner och traktorer, har hämtats från Sveriges klimatrapportering. Vid inblandning av 5 % RME hade koldioxidutsläppen från slutanvändning av drivmedlet minskat med 5 %, från 2,54 kg CO<sub>2</sub>/l drivmedel 2,41 kg CO<sub>2</sub>/l drivmedel.

Om ni bara ska ta med emissioner från traktor eller arbetsmaskin ska ni använda värdet i kolumnen Slut användning i arbetsmaskin. Om ni ska ta med utsläppen från drivmedlets hela livscykel ska ni ta värdet i kolumnen Totalt.

**Tabell 5: Växthusgasutsläpp från produktion och användning av diesel i arbetsmaskiner i jordbruket. Utsläppen anges som kg (koldioxid och CO<sub>2</sub>e) respektive g (metan och lustgas) per liter diesel. Värmevärdet antas vara 35,3 MJ/liter diesel**

	Utsläpp per liter diesel, 0 % RME		
	Produktion av diesel <sup>1</sup>	Slutanvändning i arbetsmaskin <sup>2</sup>	Totalt
Koldioxid (kg)	0,204	2,54 (2,41)*	2,75
Metan (g)	1,19	0,14	1,33
Lustgas (g)	0,002	0,103	0,105
Totalt, CO <sub>2</sub> e (kg) <sup>3</sup>	0,234 (0,262)*	2,58 (2,45)*	2,81 (2,72)*

1. Enligt (Gode, o.a., 2011).

2. Enligt Sveriges klimatrapportering 2016 (SWE\_2016\_2014\_14062016\_105906\_submitted.xlsx). Avser emissioner från Agriculture/forestry/fishing, Off-road vehicles and other machinery, Diesel oil.

3. Omräknat till GWP<sub>100</sub> enligt IPCC, 2007.

\* Värden inom parentes avser utsläpp per liter diesel vid låginblandning med 5 % RME

## Precisionsgödning

Här avses gödning med mineralgödsel och styrning av kvävetillförseln med kvävesensor. Det är även möjligt att tillämpa metoden vid spridning av flytgödsel och pelleterade organiska gödselmedel, men det är än så länge inte lika vanligt. När det gäller flytgödsel styrs dessutom givan ofta baserat på fosforinnehållet, i syfte att få jämnare fosfortal i marken.

## Kvävegiva och skördenivå

Kvävegödning styrs med sensor eller satellitdata från t ex CropSAT.se, och den styrs framför allt till stråsåd (kompletteringsgödning till brödvete och malkorn) och oljeväxter. Vid precisionsgödning fördelas kvävet efter grödornas behov. Det ger ett bättre kväveutnyttjande (% av tillfört kväve eller kg N/ton gröda) jämfört med om samma kvävegiva lagts över hela fältet. Det ger också en jämnare kvalitet på grödan, t ex mindre variation i proteinhalt i spannmål. Risken för liggsåd minskar också, vilket ger bättre tröskningskapacitet. Målet med precisionsgödningen av kväve kan dock skilja sig åt, vilket styr utfallet. Insatsen kan både öka och minska kväveanvändningen (kg N/hektar), både bibehålla och öka skörden (kg/hektar) och/eller ge en jämnare kvalitet. Det är dock inte säkert att kvävesensorer används alla år. Om grödan utvecklats dåligt, t ex på grund av torka, är det inte motiverat att kompletteringsgödsla.

Det är inte helt enkelt att sätta siffror på effekten av precisionsgödning med kvävesensor. Greppa Näringen och Precisionsodling Sverige (POS) har utifrån erfarenheter uppskattat att åtgärden kan ge en skördeökning om ca 3 % i spannmål, jämnare och något högre proteinhalt, mindre liggsäd och att kväveläckaget kan minska med upp till 6 kg N/ha. Erfarenheten är även att kvävegivan kan minska med 5-15 % (Stenberg, Sonesson, Stenberg, & Lorentzon, 2014). I praktiken är det dock inte säkert att mindre gödsel läggs i snitt per hektar, utan att den gödselgiva som på förhand planerats fördelas bättre inom fältet. Effekterna på kväveutlakningen beskrivs i mer detalj i (Nilsson, 2010).

Idag är Yaras N-sensor en vanlig teknik i Sverige för att styra kvävegivan. På Yaras webbplats (<http://www.yara.se/vaxtnaring/hjalpmedel-och-garantier/yara-n-sensor/>) finns uppgifter om fördelar med sensorteknik. Dessa uppgifter överensstämmer med erfarenheterna ovan:

- Skördeökning på i genomsnitt 3,1 % i stråsäd, jämfört med konventionell gödning
- Skördeökning i genomsnitt på 3,9 % i oljevaxter vid Absolut Kalibrering
- En minskning av kväveutlakningen med 0,5 till 6 kg N/ha beroende på jordart
- 12-20 % högre tröskkapacitet tack vare mindre liggsäd och jämnare mognad
- 80 % mindre liggsäd jämfört med konventionell gödning

**Räkneexempel:** Anta att konventionell odling av malkorn ger 6 ton/ha, gödslad med 100 kg N/ha. Anta att man med en kvävesensor får en skördeökning på 3 % och minskad kvävegödning med 5 %. Det skulle motsvara att kväveanvändningen minskade med 5 kg N/ha eller med ca 1,3 kg N per ton malkorn (från 16,7 kg N/ton malkorn till 15,4 kg N/ton malkorn).

Samma antaganden för höstvetete (bröd) med en skörd på 8 ton/ha och som gödslats med 185 kg N skulle minska kväveanvändningen med 9 kg N/ha eller med ca 1,8 kg N/ton höstvetete.

Om man inte räknar med att kvävegivan (kg N/ha) sänks totalt sett, utan bara tar hänsyn till ökad skörd skulle förändringen bli 0 kg N/ha, 0,5 kg N/ton malkorn respektive 0,7 kg N/ton höstvetete. Uppgifter om växthusgasutsläpp från produktion av mineralgödsel ges i kommande kapitel.

Om man anta att tröskkapaciteten (hektar per timme) ökar med 15 % tack vare mindre liggsäd, utan att det påverkar dieselförbrukningen per timme, skulle det även minska dieselförbrukningen för tröskning per hektar. Anta att dieselförbrukningen vid tröskning i utgångsläget är 21 l/ha (Maskinkalkylgruppen, 2016). Åtgärden innebär då att dieselförbrukningen minskar med 3 l/hektar. Uppgifter om dieseln växthusgasutsläpp ges i kapitel Växthusgasutsläpp från drivmedelsanvändning, s 44.

## Direkta lustgasemissioner från mark

Precisionsgödning av kväve har potential att minska risken för direkta lustgasemissioner från mark. Högt kväveutnyttjande är en grundförutsättning för att hålla nere de direkta lustgasemissionerna från mark. Men det finns även många andra faktorer än valet av spridningsteknik (här med eller utan kvävesensor) som styr lustgasavgången från mark.

Det har inte gått att hitta så många fältförsök där led med platsanpassad kvävegödning har jämförts med konventionellt gödslade led. Tyska mätningar av lustgasavgången från majs visade att platsanpassad kvävegödning kunde påverka lustgasavgången från mark. Lustgasavgången mättes med kammare under ett år, och man jämförde låg- och högavkastande majsält. I det lågavkastande fältet gav platsanpassad kvävegödning (125 kg N/ha) samma avkastning som kontrolleret (150 kg N/ha), men lägre lustgasemissioner (-34 %). I det högavkastande fältet var det ingen signifikant skillnad i

avkastning eller lustgasavgång mellan ledet med platsanpassad kvävegödsling (150 kg N/ha) och kontrolledet (175 kg N/ha) (Sehy, Ruser, & Munch, 2003). Notera att i detta försök sänktes den totala kvävegivan vid precisionsgödsling, vilket inte behöver vara fallet i praktisk odling.

Det finns även modeller där klimateffekten av platsspecifik gödsling tas med. En sådan är den globala *GAINS model* (<http://gains.iiasa.ac.at/models/>) som beräknar olika åtgärders kostnader och påverkan på emissioner till luft. När det gäller platsspecifik gödsling och dess betydelse för lustgasavgången från mark utgår det från att tekniken minskar kvävegödslingen (kg N/ha), och att den kvävegödslings-inducerade lustgasavgången minskar proportionerligt (Höglund-Isaksson, Winiwater, Purohit, & Gomez-Sanabria, 2016). Det är alltså samma angreppssätt som när lustgasavgången från mark beräknas i klimatrapporteringen (procentsats av tillfört kväve).

Här föreslås att effekterna av platsspecifik gödsling på den direkta lustgasavgången från mark i första hand beskrivs i kvalitativa termer, alltså att bättre kväveutnyttjande är fördelaktigt. Om ni ändå behöver kvantifiera effekten används samma metod som i klimatrapporteringen. Denna metod är inte anpassad för att beräkna effekter av åtgärder, men det finns ingen annan enkel och bättre beprövad metod att tillgå idag. Bedömningen är att det saknas underlag för att ge någon annan form av emissionsfaktor.

## Indirekta lustgasemissioner från mark

När det gäller indirekta lustgasemissioner är det framför allt nitratutlakningen som påverkas av åtgärden. Ammoniakförlusterna från spridning av mineralgödsel är små.

I ett examensarbete från SLU beskrivs hur platsanpassad gödsling till spannmål kan påverka kväveutlakningen (Nilsson, 2010). Beräkningarna har gjorts med Stank in Mind (och en modifiering av programmet) för olika jordarter och antaganden om hur stor variation det var i kvävebehov inom ett fält. Utgångspunkten var att optimum i genomsnitt är 100 kg N/ha. Då beräknades utlakningen minska med 0,5-3,8 kg N/ha sandjord (<5 % ler) och 0,2-1,6 kg N/ha styv lera (>40 % ler). De högre värdena i intervallen gäller vid hög inomfältvariation.

Kväveutlakningen räknas om till indirekta lustgasemissioner enligt kapitel Indirekta lustgasemissioner – emissionsfaktorer och formler, s 2.

Observera att även om minskad utlakning beräknas ge viss reduktion av den indirekta lustgasavgången bedöms det vara en liten effekt jämfört med den potentiella påverkan på den direkta lustgasavgången. Om kväveutlakningen minskar med 3 kg N/ha motsvarar det en indirekt lustgasavgång om 0,03 kg N<sub>2</sub>O/ha. Så även en mycket liten ökning eller minskning av den direkta lustgasavgången skulle överskugga denna effekt.

## Växthusgasutsläpp från produktion av mineralgödselkväve

Produktion av mineralgödselkväve ger växthusgasutsläpp dels från förbrukning av kolväten (vanligtvis naturgas) för energiändamål och som råvara vid produktion av ammoniak, och dels i form av lustgas som bildas när ammoniak oxideras till salpetersyra (nitratkväve). Klimatavtrycket per kg kväve beror på hur energieffektiv processen är, hur effektivt kolvätet har framställts och om det sker någon lustgasrening vid framställningen av salpetersyra. Klimatavtrycket beror även på kvävegödselmedlets sammansättning (andelen ammoniumkväve respektive andelen nitratkväve) eftersom ammoniakproduktionen är energikrävande medan produktionen av nitratkväve ger lustgasutsläpp. Så om andelen nitratkväve är högt i kvävegödselmedlet blir klimatavtrycket relativt högt, speciellt om det inte sker någon lustgasrening i fabriken.

I Tabell 6 sammanställs referensvärden som *Fertilizers Europe* beräknat för olika regioner och gödselmedel (Brentrup, Hoxha, & Christensen, 2016). Beräkningarna avser situationen 2011 (referensåret är 2011). Tidigare LCA och klimatavtrycksberäkningar har speglat gödselproduktionen under 1990-talet, och tar därmed inte med den energieffektivisering och teknikutveckling (lustgasrening) som skett sedan dess. Klimatavtrycken i tabellen tar med produktion och användning av naturgas, kol, elektricitet (inklusive skillnader i utsläpp mellan olika regioner), transporter in till gödselabrik samt emissioner från gödselabrik. Värdena i tabellen inkluderar inte transport av mineralgödsel från gödselabrik samt emissioner vid spridning. Transport från fabriken har relativt liten betydelse för gödselmedlets klimatavtryck. Emissioner i samband med spridning berörs i andra delar av utredningen. Urea har ett lågt klimatavtryck (kg CO<sub>2</sub>e/kg N), men relativt höga emissioner vid spridning.

**Tabell 6: Klimatavtryck per kg N för produktion av mineralgödselmedel. Avser utsläpp fram till och med fabriksgrind. Omräknat från (Brentrup, Hoxha, & Christensen, 2016)**

	Andel kväve (%)	Klimatavtryck (kg CO <sub>2</sub> e/kg N)		
		Europa	Ryssland	Kina
Ammoniumnitrat (AN)	33,5%	3,5	8,5	7,5
Kalciumammoniumnitrat (CAN)	27,0%	3,7	8,7	7,7
<i>Ammonium nitrosulphate, ANS</i>	26,0%	3,2	6,1	5,5
Kalciumnitrat/Kalksalpeter (CN)	15,5%	4,3	13,1	11,4
Ammoniumsulfat (AS)	21,0%	2,7	3,4	3,3
Urea <sup>1</sup>	46,0%	1,9	2,6	2,6

1. Urea innehåller koldioxid som avgår snabbt efter spridning. Om dessa koldioxidutsläpp läggs till ökar ureans klimatavtryck med 1,6 kg CO<sub>2</sub>e per kg kväve.

Klimatavtrycket för kvävegödselmedel tas även med i Lantz och Björnssons (2016) underlag om gårdsbaserad biogas. De har dock andra referenser och värden på kvävet klimatavtryck. En del av de referenserna verkar härstamma från livscykelanalyser som gjordes under 1990-talet.



# Tak över gödsellager

De gödselslag och täckningsalternativ som tas upp här är:

- Flytgödsel: Ingen täckning, svämtäcke (naturligt eller förstärkt), tak/duk/etc. När det gäller rötad gödsel hänvisas till biogasutredningen som gjorts för Jordbruksverket (Lantz & Björnsson, 2016).
- Fastgödsel, klet, djupströ: Ingen täckning, tak/duk.

Valet av täckningsalternativ påverka emissionerna från lagret. De växthusgasutsläpp som ingår är metan, direkt lustgasavgång och indirekt lustgasavgång orsakad av ammoniakförluser. Metan- och lustgasemissionerna beräknas utifrån gödselns innehåll av organiskt material (VS) respektive av kväve. I uppdraget ingår även att ta fram schablonvärden på VS- och kväveinnehållet i gödsel.

Många uppgifter som behövs för att beräkna växthusgasutsläppen från lagring av stallgödsel finns i underlaget till VERA. Här görs en sammanställning av relevanta uppgifter och hur de kan användas för att beräkna växthusgasutsläppen från lagring av stallgödsel.

Det underlag och emissionsfaktorer som tas fram här ska harmonieras med arbetet som Mikael Lantz och Lovisa Björnsson redan gjort för Jordbruksverket om emissioner från gödselbaserad biogasproduktion (Lantz & Björnsson, 2016). Deras utredning använder i stort samma data som i (Tufvesson, Lantz, & Björnsson, 2013).

I en sammanställning av klimatinsatser i förra landsbygdsprogrammet gjordes en utredning om skillnader i växthusgasutsläpp vid övergång från fastgödsel till flytgödsel (Jordbruksverkets rapport 2015:10). Så denna fråga tas inte med i detta uppdrag.

Detta kapitel kommer framför allt att handla om flytgödsel, även om fast- och djupströgödsel också tas upp. Det har gjorts mest försök på flytgödsel och det finns mest detaljerad emissionsdata om flytgödsel.

## Gödselns innehåll av kväve och organiskt material

Schablonvärden på N- och VS-innehåll i gödsel kan beskrivas på två olika sätt, antingen mängden per djurplats och år eller innehållet per m<sup>3</sup> gödsel. Välj den typ av värden som passar med de grunddata ni har, d v s om ni har uppgifter om antalet djur eller mängden gödsel som omfattas av åtgärden.

### Normtal per djurplats

I Tabell 7 ges normtal på VS-innehåll (organiskt material) och kväveinnehåll i träck och urin för olika djurslag. Mängderna avser all gödselproduktionen per djurplats under ett år, d v s både gödsel som hamnar i stall och på ev bete. Normtalen är hämtade från underlaget till VERA, filen Data till tabeller Cofoten.xlsx. Gödseldata i den filen kommer från Jordbruksverkets Excelfil Stallgödseldatabasen.

I normtalen i Tabell 7 ingår inte kväve och VS från strömedel. Det beror på att normtalen ligger till grund för beräkningarna av metan- och lustgasemissioner från gödselhantering i Klimatkollen i VERA. Dessa emissionsberäkningar baseras på IPCCs riktlinjer, och enligt de riktlinjerna ska inte strömedel i emissionsberäkningarna ingå. IPCCs emissionsfaktorer är relaterade till mängden VS och N som djuren utsöndrar, alltså exklusive strömedel i stallgödseln. I Stank in Mind ingick strömedel i normtalen för gödselproduktion, och normtalen för kväve och TS per djurplats skiljde sig då åt mellan gödselslag.

**Tabell 7: Normtal för mängden organiskt material (VS) och kväve i träck och urin enligt VERA. Avser gödselproduktionen per djurplats och år. Strömedel ingår inte.**

Djurkategori	konv/eko	kg VS/djurplats och år	Kväve (kg N/djurplats och år)		
			Totalt	...varav i träck	... varav i urin
Mjölkkor	konv	1800	140	67,1	72,7
Dikor/amkor	konv	858	43,9	21,1	22,8
Gödtjur (0-12 mån)	konv	351	29,3	14,6	14,7
Vallfodertjur mjölkras (0-16 mån)	konv	539	34,2	16,8	17,3
Betestjur (0-18 mån)	konv	660	38,2	18,7	19,5
Kviga mjölkras (0-25 mån)	konv	515	33,9	16,5	17,4
Suggor i trad. produktion	konv	397	34,5	15,2	19,3
Avvanda smågrisar	konv	44,7	3,75	1,65	2,1
Slaktsvin	konv	132	10,1	4,43	5,64
Värphöns	konv	9,98	0,67	0,67	
Slaktkycklingar	konv	3,35	0,244		
Mjölkkor	eko	1860	145	69,4	75,2
Dikor, tung	eko	849	59,7	28,6	31
Kviga köttras (0-24 mån)	eko & konv	727	45,6	22,9	23,2
Tjur, tung köttras (0-16 mån)	eko & konv	924	59,2	31,3	29,6
Stut, tung köttras (0-22 mån)	eko & konv	731	49,4	24,7	25,1
Kviga mjölkras (0-25 mån)	eko	688	53,3	25,6	27,7
Sugga + 18,9 smågrisar	eko	472	51,9	22,8	29,1
Slaktsvin	eko	154	14	6,17	7,85
Värphöns	eko	10,4	0,889	0,889	

Normtalen för kväve har beräknats som kväveinnehållet i fodret minus kväve som binds in i djuret (tillväxt) och ev mjölk som djuret producerar. Normtalen för VS har beräknats utifrån gödselns torrsubstansinnehåll (TS). I stallgödseldatabasen finns uppgifter om hur TS-innehållet har beräknats och vilka TS-mängder som antagits för olika djurslag. I underlaget till VERA antas VS-innehållet vara 87 % av TS, gäller alla djurslag. Uppgiften har hämtats från ett underlag om växthusgasemissioner från gödselhantering som använts i den svenska klimatrapporeringen (Dustan, 2002).

I (Lantz & Björnsson, 2016) görs VS-beräkningarna på samma sätt som i (Tufvesson, Lantz, & Björnsson, 2013). Tufvesson m fl (2013) antas att VS-innehållet är 80 % av TS, baserat på substrat-handboken för biogasproduktion (Carlsson & Uldal, 2009). Lantz & Björnsson kommenterar inte att denna procentsats skiljer sig från klimatrapporeringens värde.

I VERA är det dessutom möjligt att justera växtnäringsinnehållet i gödseln utifrån gårdsspecifika uppgifter om mjölkavkastning, antal omgångar per år, ålder på djuren etc. Om ni behöver göra sådana justering kan de göras i VERA.

I vissa fall har en uppdelning gjorts mellan ekologisk och konventionell produktion. Detta beror på att foderstaterna som ligger till grund för beräkningarna i stallgödseldatabasen skiljer sig åt i ekologisk och konventionell produktion, vilket även styr mängden N och TS i träck och urin.

All träck och urin hamnar dock inte i stallgödseln. För betande djur behöver avdrag göras för betesgödsel. För djur som är ute dygnet runt (får, dikor, rekryteringsdjur etc.) kan andelen N och VS i stallgödsel av den totala gödselproduktionen beräknas som  $(12\text{-betesperiodens längd [månader]})/12$ . För djur som står på stall del av dygnet (t ex mjölkkor) kan andelen gödsel som hamnar i stallet antas vara proportionerlig mot antalet timmar de står inne. Så om djuren är ute 6 timmar per dygn kan man anta 25 % ( $6/24=0,25$ ) av gödseln hamnar på betet, och 75 % i stall. Detta är förenklingar som inte tar hänsyn till om besättningens foderbehov skiljer sig åt mellan sommar och vinter, eller om mjölkorna går på rastbete eller får en stor del av sitt foder från betet.

Strömedlen som används i stallet innehåller också växtnäring som bidrar till stallgödselns kväveinnehåll. Mängden strömedel och dess kväveinnehåll är dock ofta litet i förhållande till mängden N i träck och urin (motsvarar bara någon procent av kväveinnehållet i träck och urin), och bedöms därmed kunna bortses från i detta fall. Undantag är djupströgödsel där mängden N i strömedel motsvarar ca 20 % av kväveinnehållet i träck och urin, detta baserat på normgivorna för strömedel enligt VERA och att halm används som strömedel (0,5 % N). Så lägg till 20 % N när ammoniakförlusterna från djupströgödselsystemen ska beräknas. Mängden N och VS i strömedel ska dock inte tas med när de direkta lustgasemissionerna och metanproduktionen beräknas. Enligt IPCCs riktlinjer bidrar strömedelen så marginellt till dessa emissioner, och de metoder och emissionsfaktorer som presenteras där bygger på att gödselmängden angetts utan strömedel.

När ammoniak- och lustgasemissionerna från lagret ska beräknas behöver N-normtalen justeras för ammoniakförlusterna som skett i stall. Förlusterna skiljer sig åt mellan djurslag och mellan gödselsystem. I Tabell 8 sammanställs de emissionsfaktorer som används i VERA för att beräkna ammoniakförlusterna i stall. Exempel: Slaktgrisproduktion bedöms generera 10,1 kg N/plats och år, om gödseln hanteras som flytgödsel blir mängden N efter stallförluster  $10,1 \text{ kg N} \cdot (100 \% - 14 \%) = 8,7 \text{ kg N}$ .

**Tabell 8: Ammoniakförluster i stall, % av N-tot, för olika djurslag och gödselslag. Värderna enligt VERA**

	Fast- och kletgödsel	Urin	Djupströ	Flytgödsel
Mjölkkor (lösdrift)	4 %	4 %	20 %	7 %
Övriga nöt	4 %	4 %	20 %	4 %
Svin	10 %	10 %	25 %	14 %
Värphöns, golv	10 %		35 %	10 %
Slaktkycklingar			10 %	
Får	4 %	4 %	20 %	
Häst	4 %	4 %	15 %	

### Schablonvärden per m<sup>3</sup> gödsel

Mängden TS och kväve per m<sup>3</sup> gödsel påverkas av en rad faktorer så som strömmängd, utfodringsstrategi och mängd tillfört vatten via nederbörd, tvätt av stallar etc. Under lagringen kan vatten avdunsta och det kan ske en del förluster av kväve och mineralisering av organiskt material.

Schablonvärdena flyt-, fast- och djupströgödsel från nöt och gris ges i (Lantz & Björnsson, 2016). Där redovisas även N- och TS-innehåll före lagringsförluster. De tar med N och VS från strömedel.

Schablonvärden finns även i tabell 6 i Rekommendationer för gödsling och kalkning (Jordbruksverket, 2016). Observera att värdena avser kväveinnehåll efter lagring och att alla värden gäller inklusive strömedel. Det saknas även detaljerade uppgifter om TS-innehållet i gödselslagen.

Det är även möjligt göra hämta schablonvärden från underlaget till VERA, filen Data till tabeller Cofoten.xlsx. Tillgång till och information om uppgifter i Cofoten kan fås via Rådgivningsenheten Norr, Jordbruksverket. Även dessa schablonvärden avser kväveinnehållet efter lagringsförluster.

## Metan

Metan bildas när organiskt material bryts ner av mikroorganismer i syrefri (anaerob) miljö. Sådana miljöer finns i flytgödsellager och kompakterad fastgödsel där syretillförseln är begränsad. Metan kan bildas i hela gödselvolymen och transporteras sedan upp mot ytan. Mängden metan styrs därmed av den totala mängden organiskt material i gödsellagret, till skillnad från ammoniakemissioner som sker från ytan och styrs av det som händer på/i ytan.

Mängden metan påverkas även av det organiska materialets sammansättning och nedbrytbarhet. Ju större andel lättomsättbara organiska ämnen i gödseln desto mer metan kan bildas. Gödsel från idisslare ger generellt mindre metan än gödsel från enkelmagade djur, eftersom idisslare bryter ner mer av de lättomsättbara organiska ämnena i sin fodermältning än vad enkelmagade djur gör. Dessutom påverkas VS-sammansättningen av foderstat, som skiljer sig åt mellan djurslag och inom djurslag. Det organiska materialets egenskaper brukar i detta sammanhang beskrivas som dess maximala metanproduktionspotential,  $B_0$  [ $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg VS}$ ], se nedan.

Metanproduktionen är temperaturberoende. Ju högre temperatur desto aktivare mikroorganismer och desto mer metan. Metanproduktionen ökar exponentiellt med ökad temperatur. Det gäller inom normala temperaturintervall för lagring av stallgödsel. Metanbildningen är låg vid låga temperaturer. Metanmätningar som gjorts på flytgödsellager i kalla klimat visar att metanavgången är låg vintertid jämfört med sommartid (Wood, 2013) (Rodhe, Baky, Olsson, & Nordberg, 2012) (Clemens, Trimborn, Weiland, & Amon, 2006).

Lagringstiden har betydelse. Den anaeroba nedbrytningen går relativt långsamt. Ju längre tid gödseln lagras desto mer organiskt material hinner mikroorganismerna bryta ner. Hastigheten avtar med tiden i takt med att de mest lättomsättbara organiska materialen förbrukas. I lager på gård tillförs dock hela tiden nytt lättomsättbart material med den färska gödseln. Spridningstidpunkten och mängden gödsel som sprids vid varje tillfälle styr hur mycket gödsel det finns i lagret vid en given tidpunkt och hur lång tid gödseln lagras. Ur metansynpunkt är det en nackdel om gödsellagren är fyllda sommartid eftersom det innebär att stora mängder organiskt material lagras under relativt varma förhållanden.

Gödselytans beskaffenheter har också betydelse för de totala metanemissionerna. Om det finns ett poröst ytskikt, t ex svämtäcke, kan metan oxideras när det passerar svämtäcket, och metanavgången skulle då kunna vara lägre än om det inte fanns något svämtäcke. Men effekterna av svämtäcke är inte entydiga och man är osäker på svämtäckets betydelse (Petersen, o.a., 2013). Höga nitrit- och ammoniakkoncentrationer i svämtäcket kan hämma metanoxidationen. Låg vattenhalt underlättar syretransporten i svämtäcket och syre är nödvändigt för metanoxidationen, men blir det för torrt hämmas de oxiderande mikroorganismerna. Det tar också tid att bygga upp mikroorganismersamhället i svämtäcket, och labbstudier tyder på att svämtäcket kan behöva ha viss ålder för att nå sin fulla metanoxiderande potential. Se sammanställning i (Berglund M., 2014).

När metanemissionerna från gödsellager beräknas enligt IPCCs riktlinjer (*Tier 2*) beskriver man effekterna av temperatur, lagringstid och ev täckning av lagret med en gemensam faktor som kallas

MCF (se nedan). Det är ett förenklat och statistiskt sätt att beskriva hur lagringsförhållandena påverkar metanemissionerna. Den tar t ex inte hänsyn till hur mängden gödsel och temperaturen i lagret förändras över tid, och att denna dynamik påverkas av tidpunkterna för spridning och antalet spridningstillfällen.

Det finns även faktorer som kan hämma metanavgången från gödsellager. Hit räknas höga ammonium- och ammoniakhalter, lågt pH och liten mängd ymp. Men de har nog begränsad betydelse i praktiken. Kvävehalterna tycks behöva vara högre ( $> 7 \text{ kg NH}_4\text{-N}$  och  $\text{NH}_3\text{-N/m}^3$  flytgödsel) än vad som är normalt för stallgödsel (Petersen, o.a., 2013). Troligtvis skulle det krävas tillsatts av syra för att få och behålla så lågt pH att metanproduktionen hämmas. Gödselbehållare töms aldrig helt, och det finns då ymp kvar som kan inympas i färsk gödsel. (Berglund M. , 2014)

Metan står ofta för de mesta växthusgasutsläppen (räknat som  $\text{kg CO}_2\text{e}$ ) från flytgödsel, medan lustgas har större betydelse för fastgödsel (Rodhe, Baky, Olsson, & Nordberg, 2012), (Berglund M. , 2014).

## Resultat från försök – täckningens betydelse

Det har gjorts en del försök i Sverige och internationellt om täckningsmaterialets betydelse för metanavgången från stallgödsel. Framför allt har försök och jämförelser gjorts med flytgödsel. De täckningsalternativ som tagits fram har i första hand anpassats för att minska ammoniakförlusterna, men de kan även ha betydelse för växthusgasavgången (Petersen, o.a., 2013).

**Flytgödsel:** Sammanställningar som gjorts av försöksdata ger ingen helt entydig bild av täckningens betydelse för metanemissionerna från flytgödsellager (Rodhe, Baky, Olsson, & Nordberg, 2012), (Petersen, o.a., 2013). Som beskrivits ovan finns det många parametrar som påverkar metanavgången. Täckningens egenskaper och kvalitet kan dessutom skilja sig åt. Det är t ex skillnader i svämtäcken mellan brunnar avseende tjocklek, struktur, vattenhalt, ålder etc., vilket även påverkar emissionsnivåerna.

JTI har mätt emissioner under ett års lagring (försöksskala) av nötflyt respektive svinflyt, där stor-skaliga förhållanden skulle efterliknas rörande gödseltemperatur, klimat, tömning och fyllning (Rodhe, Baky, Olsson, & Nordberg, 2012). Mätningar gjordes på flytgödsel utan täckning, med svämtäcke respektive med plastduk. Resultaten visade på ca dubbelt så hög metanavgång under varma delen av året (5 månader) som under den kalla delen (7 månader), uttrycks som g metan per kg VS. Under den varma delen av året var metanavgången signifikant högre från nötflyt utan täckning och med svämtäcke än från nötflyt med plastduk. Enligt JTIs sammanställning av försökresultaten var det inga andra signifikanta skillnader mellan andra täckningsalternativ eller tidsperioder (ibid.). En förklaring till att plastduk gav lägre metanavgång sommartid var att duken kan ha bidragit till högre koncentration av gaser som hämmar metanbildningen. Skillnaden kan också bero på mätsäkerheter då gasbubblor samlades under duken och gasen kan ha avgått för snabbt för att registreras i mätningarna.

Resultaten från mätningar i andra länder tyder på att täckning (svämtäcke, duk/tak) skulle kunna minska metanemissionerna från flytgödsel, men effekten av täckningsalternativ skiljer sig åt mellan studier och skillnaderna i metanavgång mellan täckningsalternativ inom en studie är inte alltid signifikant (Petersen, o.a., 2013), (Berg, Brunsch, & Pazsiczki, 2006), (Rodhe, Baky, Olsson, & Nordberg, 2012), (VanderZaag & mfl, 2010). Enligt litteratursammanställning av Petersen m fl (2013) har svämtäcke eller tak i vissa fall minskat metanemissionerna med ca 20-40 % jämfört med flytgödsel utan täckning (Petersen, o.a., 2013), men i vissa fall även ökat metanemissionerna. Det framgår dock inte av deras sammanställning om skillnaderna är signifikanta.

**Fast- och djupströgödsel:** Metan bildas i syrefria miljöer, men syretillgången är generellt bättre i djupströgödsel och även i fastgödsel än i flytgödsel och därmed är metanavgången från fasta gödselslag relativt låg. Det kan dock bildas syrefria zoner i fasta gödselslag p g a kompaktion eller hög syreförbrukning när gödseln komposteras. Komposteringsprocessen ger även högre temperatur i gödseln, vilket kan ge mer metan eftersom den mikrobiella metanbildningen är starkt temperaturberoende. Täckning av gödseln (duk) kan då minska metanproduktionen eftersom täckningen minskar syretillförsel, vilket hämmar komposteringen och därmed temperaturhöjning i högen (Rodhe, Baky, Olsson, & Nordberg, 2012).

En metaanalys av emissionsmätningar som gjorts vid lagring av fasta organiska avfall, däribland fastgödsel från nöt, gris och fjäderfä, visade att metanemissionerna från fastgödsel generellt var låga, speciellt för fjäderfägödsel (Pardro, Moral, Aguilera, & del Prado, 2015). Analysen visade också att täckning (med duk) eller kompaktering totalt sett inte gav någon signifikant effekt på de totala växthusgasutsläppen från avfallet. De konstaterade att balansen mellan anaeroba och aeroba förhållanden var avgörande för metanproduktionen. De kunde också se att vattenhalten i avfallet hade stor betydelse för metanavgången, oavsett om avfallet var täckt/kompakterad eller inte. Metanavgången var mycket låg vid en initial vattenhalt på minde än ca 60 %, men ökade sedan snabbt vid högre vattenhalt.

## Beräkningsgång

Här föreslås att metanemissionerna från lagring av stallgödsel beräknas på samma sätt som i den svenska klimatrapporeringen. Det är samma beräkningsgång som i IPCCs riktlinjer där metanemissionerna beräknas som en funktion av mängden organiskt material i gödseln som lagras, det organiska materialets kvalitet (mängden metan som maximalt kan produceras i gödsel), vilken form gödseln har (flytande/fast, med täckning/utan täckning etc.) samt temperatur (IPCC, 2006e).

Enligt IPCCs riktlinjer, *Tier 2*, beräknas metanemissionerna från lagring av stallgödsel enligt:

$$\text{Metanemission [kg CH}_4\text{]} = 0,67 * \text{VS [kg]} * \text{B}_0 \text{ [m}^3 \text{ CH}_4\text{/kg VS]} * \text{MCF [% av B}_0\text{]} \quad \text{Formel 4}$$

Där:

0,67 = Densiteten för metan (kg/m<sup>3</sup>) vid temperaturen 19°C och trycket 101 kPa (uppgifter om tryck och temperatur enligt (Lantz & Björnsson, 2016)).

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

B<sub>0</sub> = maximal metanproduktionspotential [m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS], se Tabell 9.

MCF = Metankonverteringsfaktor (på engelska *Methane Conversion Factor*). Denna faktor beskriver hur stor del av B<sub>0</sub> som uppnås under givna förutsättningar, och anges som % av B<sub>0</sub>.

I den svenska klimatrapporeringen sätts för vissa djur ett konstant värde på metanproduktionen per djurplats och år (enligt *Tier 1*). Det gäller får, getter, hästar och fjäderfä.

**B<sub>0</sub>-värdet:** B<sub>0</sub>-värdet bestäms genom utrotningsförsök där materialet blandas med en ymp, och den bildade gasen sedan samlas upp till dess metanproduktionen avklingat. Den totala mängden metan som bildats ger då B<sub>0</sub>-värdet. I Tabell 9 visas de B<sub>0</sub>-värden som används i den svenska klimatrapporeringen. Det är samma värden som i IPCCs riktlinjer och mängden metan är beräknad vid densiteten 0,67 kg/m<sup>3</sup>. JTI har i flera studier mätt B<sub>0</sub>-värdet för nöt- och svinflyt, och värdena är generellt i samma häradsområde som IPCCs schablonvärden. Dock var B<sub>0</sub>-värdet för nötflyt högre än IPCCs schablonvärden i en av studierna (Lantz & Björnsson, 2016).

**Tabell 9: Maximal biogaspotential (B<sub>0</sub>-värden) för stallgödsel (Naturvårdsverket, 2016). Osäkerhetsintervallet är ± 15% (IPCC, 2006e)**

Gödsel från...	Maximal biogaspotential B <sub>0</sub> (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg VS)
Gris	0,45
Mjölkkor	0,24
Övriga nötkreatur	0,18

Observera att densiteten för metan och B<sub>0</sub>-värdet kan anges vid olika tryck och olika temperatur. Enligt Tuveson m fl (2013) gäller densiteten i IPCCs riktlinjer (0,67 kg/m<sup>3</sup>) vid temperaturen 19°C och trycket 101 kPa. Det är dock osäkert om alla B<sub>0</sub>-värden i IPCCs riktlinjer verkligen är angivna vid detta tillstånd (Rodhe L. , 2017). I biogassammanhang och vid emissionsmätningar anges metanproduktionen i ofta i enheten normalkubikmeter, d v s vid 0 °C och trycket 101 kPa. Vid detta tillstånd är densiteten 0,72 kg/m<sup>3</sup> metan. I (Tufvesson, Lantz, & Björnsson, 2013) anges alla värden på gasproduktion vid 0 °C och trycket 101 kPa. De har även räknat om alla B<sub>0</sub>-värden från IPCC till detta tillstånd. Den beräknade mängden metan (kg metan per kg VS) blir dock densamma oavsett om man använder densitet och B<sub>0</sub>-värden enligt IPCC eller enligt Lantz & Börjesson (2016).

I utvärderingen av landsbygdsprogrammet går det att använda densiteten och B<sub>0</sub>-värdena enligt IPCCs riktlinjer. I utvärderingen ska olika täckningsalternativ för ett visst gödselslag jämföras, och då får man förutsätta att B<sub>0</sub>-värdet för gödselslagen är oberoende av täckningsalternativet. Relationen mellan B<sub>0</sub>-värden för olika djurslag kan dock skilja sig åt mellan referenser. Enligt IPCC är B<sub>0</sub>-värdet för grisgödsel nästan dubbelt så högt som för gödsel från mjölkkor (se Tabell 9). Andra referenser visar på mindre skillnad mellan djurslagen (Lantz & Björnsson, 2016). I utvärderingen av landsbygdsprogrammet har det dock mindre betydelse eftersom det är olika täckningsalternativ som ska jämföras och inte gödsel från olika djurslag. Valet av B<sub>0</sub>-värde har dock betydelse för de absoluta metanemissionsnivåerna.

Om ni vill använda B<sub>0</sub>-värden från andra referenser bör ni kontrollera vid vilket tillstånd (tryck och temperatur) som B<sub>0</sub>-värdet är angivet. Om B<sub>0</sub>-värdet är angivet vid annat tillstånd korrigeras värdet på metanets densitet i formeln ovan med hjälp av allmänna gaslagen.

**MCF för flytgödsel:** MCF beror på hur stallgödseln hanteras och styrs av temperatur, lagringstid och lagringsteknik. Ju högre temperatur desto högre metanproduktion per tidsenhet. Vid låga temperaturer är metanproduktionen mycket låg eller upphör. Ju längre lagringstiden är desto mer metan hinner produceras och mer av B<sub>0</sub> uppnås.

Här föreslås att samma MCF-värden används som i den svenska klimatrapporeringen, d v s 3,5 % för flytgödsel. Det saknas tillräckligt underlag för att differentiera mellan olika täckningsalternativ, även om det finns faktorer som talar för att metanemissionerna från flytgödsel utan täckning kan vara högre än om det funnits svämtäcke. I IPCCs riktlinjer antas att svämtäcke minskar metanemissionerna med 40 % jämfört med om det inte finns någon täckning av flytgödsellagret (IPCC, 2006e). Enligt IPCCs riktlinjer är MCF 10 % för flytgödsel med svämtäcke, och 17 % för flytgödsel utan svämtäcke. Dessa värden ska representera ett klimat där medeltemperaturen i luften är 10 °C eller lägre. I den svenska klimatrapporeringen används MCF som baseras på JTIs mätningar på flytgödsel, och dessa värde är lägre än i IPCCs riktlinjer. En möjlig orsak till skillnaden är att flytgödseln lagras under ännu kallare förhållanden eftersom medeltemperaturen är låg och flytgödseln inte lagras i stall. De svenska MCF-värdena är också beräknade utifrån faktiskt uppmätta B<sub>0</sub>-värden, inte schablonvärden.

Om ni vill göra en känslighetsanalys av metanemissioner från flytgödsel föreslås att ni använder samma MCF som i tabell 4 i Lantz & Björnsson (2016). Om ni vill beskriva skillnaden i metanemissioner mellan täckningsalternativ föreslås att skillnaderna beskrivs i kvalitativa termer.

**MCF för fast- och djupströgödsel:** IPCCs riktlinjer *Tier 2* används även för att beräkna metanemissionerna från fast- och djupströgödsel. I den svenska klimatrapporteringen antas att MCF för fastgödsel är 2 % och för djupströgödsel är 17 %. Det är samma värden och beräkningsgång som används av Lantz & Björnsson (2016). Dessa värden baserats dock på relativt få studier och detaljeringsgraden är låg. Det ges t ex ingen differentiering mellan täckningsalternativ.

I litteraturen om emissioner från lagring av fasta gödselslag anges metanemissionerna ibland som en procentsats av kolinnehållet i gödseln. Det kan vara ett enklare och bättre sätt att beräkna metanemissionerna från dessa gödselslag. Då räcker det med en emissionsfaktor (% CH<sub>4</sub>-C av C-tot i gödseln, dvs även inklusive strö) vilket minskar osäkerheterna jämfört med att ha schablonvärden för både MCF och B<sub>0</sub> (Rodhe L., 2017). Litteratursammanställningar som gjorts visar att metanproduktionen i fasta gödselslag kan variera stort (uttryckt som % CH<sub>4</sub>-C av C-tot), se t ex tabell 6 i (Rodhe, Baky, Olsson, & Nordberg, 2012) eller Table 2 och *Supporting Information* i (Pardro, Moral, Aguilera, & del Prado, 2015). Enligt tabell 6 i (Rodhe, Baky, Olsson, & Nordberg, 2012) verkar det även som om fastgödsel skulle kunna ge högre metanemissioner än djupströgödsel, vilket är tvärt emot de MCF som används för dessa gödselslag i den svenska klimatrapporteringen.

Förslaget är här att metan från fast- och djupströgödsel beräknas på samma sätt som i den svenska klimatrapporteringen, trots de osäkerheter och brister som beskrivits ovan. Det saknas tillräckligt underlag för att föreslå bättre beräkningsmetoder och emissionsfaktorer. Det saknas även underlag för att ge olika emissionsfaktorer för olika täckningsalternativ, även om det finns faktorer som talar för att täckning och syretillgången i gödseln har betydelse för metanavgången.

## Direkt lustgasavgång

Lustgasemissionerna från gödsellager styrs av tillgången på kväve, gödselytans beskaffenheter och tillgång på organiskt material. Lustgasen bildas i nitrifikations- och i denitrifikationsprocessen, alltså i samma processer som när lustgas avgår från marken. Lustgasbildningen i gödsellagren gynnas om det både finns syrerika och syrefattiga zoner. Det måste finnas syre för att nitrifikation ska kunna ske, och nitrifikationen ger nitratkväve som är nödvändig för att denitrifikationen. Denitrifikation sker i syrefattiga miljöer, och risken för lustgasavgång är större om det inte är helt syrefritt. Denna kombination av syrerika och syrefattiga miljöer finnas i svämtäcket på flytgödsel rötrest och vid lagring av fasta gödselslag. Däremot är det i princip syrefritt i flytgödsel, och lustgasavgången från flytgödsel utan svämtäcke är normalt försumbar (Chadwick, o.a., 2011), (IPCC, 2006e).

Vattenhalten i svämtäcket påverkar lustgasbildningen. Om ytan är torr kan det bli relativt höga emissioner (Berg, Brunsch, & Pazsiczki, 2006), (Chadwick, o.a., 2011), (Wood, 2013). Försök har även visat att lustgasavgången är obefintlig om ytan fuktats genom simulerat regn (Berg, Brunsch, & Pazsiczki, 2006). Lustgasavgången och svämtäckets karaktär påverkas bl a av torrsustanshalt. Hög torrsustanshalt kan ge en snabbare bildning av svämtäcket och att det blir torrare i ytan, vilket skulle kunna ge högre lustgasemissioner (Wood, 2013). Torrsustanshalt och kväveinnehåll följs dessutom ofta åt så att flytgödsel med hög torrsustanshalt kan innehålla mer kväve som potentiellt kan omvandlas till lustgas. Tillsats av halm verkar också kunna ge högre lustgasemissioner (Berg, Brunsch, & Pazsiczki, 2006).

Temperaturen har mindre betydelse för lustgasavgången från lagring av stallgödsel än vad den har för metanavgången (Clemens, Trimborn, Weiland, & Amon, 2006). Lustgasavgången kan vara något



högre när temperaturen stiger, men blir det för varmt är lustgasbildningen låg. Nitrifierarna och denitrifierarna är generellt inte termofila, och deras aktivitet är därmed låg vid höga temperaturer. Detta har bl a visats i mätningar av lustgasemissioner från djupströgödsel där lustgasavgången är låg i början av komposteringsprocessen (den termofila fasen), för att sedan öka när temperaturen sjunker (Chadwick, o.a., 2011).

## Beräkningsgång

Här föreslås att den direkta lustgasavgången från lagring av stallgödsel beräknas på samma sätt som i den svenska klimatrapporeringen (Naturvårdsverket, 2016). Det är samma beräkningsgång som i IPCCs riktlinjer där den direkta lustgasavgången från gödsellager beräknas som en funktion av mängden kväve i gödseln och en emissionsfaktor (EF) som anger hur stor andel av kvävet som omvandlas till lustgas (IPCC, 2006e).

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

Där:

N = mängd kväve (totalkväve) i träck och urin.

EF<sub>1</sub> = emissionsfaktor som anger hur stor andel av N som omvandlas till lustgas i lagret. Emissionsfaktorn uttrycks som kg N<sub>2</sub>O-N/kg N i träck och urin. Se Tabell 10.

44/28 = Omräkningsfaktor för att konvertera kg lustgaskväve (N<sub>2</sub>O-N) till kg lustgas (N<sub>2</sub>O)

**Tabell 10: Emissionsfaktor (EF<sub>1</sub>) för andel av N som omvandlas till lustgas i gödsellager (IPCC, 2006e). Emissions-faktorn uttrycks som kg N<sub>2</sub>O-N/kg N i träck och urin.**

Gödsel från...	EF <sub>1</sub> (kg N <sub>2</sub> O-N/kg N i träck och urin).
Flytgödsel med svämtäcke	0,005
Flytgödsel utan svämtäcke	0
Fastgödsel	0,005
Djupströgödsel	0,01

## Indirekt lustgasavgång – ammoniakförluster

Den indirekt lustgasavgång beräknas som en procentsats av ammoniakförlusterna från gödsellagret. Ammoniakförluster vid lagring anges som en procentsats av kväveinnehållet (totalkväve) i gödsel. I Tabell 7 ges normalt på kväveinnehåll i träck och urin för olika djurslag.

Uppgifter om ammoniakförluster (% av N-tot) för olika täckningsalternativ är hämtade från underlaget till VERA, filen Data till tabeller Cofoten.xlsx. Tillgång till och information om uppgifter i Cofoten kan fås via Rådgivningsenheten Norr, Jordbruksverket.

## Täckningsalternativ för flytgödsel och urin

I VERA finns en rad olika täckningsalternativ för lagring av flytgödsel och urin, och de påverkar ammoniakavgången i olika hög grad. I Tabell 12 visas de faktorer som används i VERA för att justera ammoniakavgången vid lagring av urin och flytgödsel beroende på täckningsalternativ. Faktorerna är satta relativt ammoniakavgången utan täckning (se Tabell 11). Exempel: För nötflytgödsel antas ammoniakförlusterna vid lagring vara 6 % om lagringen sker utan någon form av täckning. Men om lagret får ett tak av plastduk bedöms ammoniakemissionerna bli 10 % av de ursprungliga emissionerna, d v s 6 % \* 10 % = 0,6 % av kväveinnehållet (N-tot) i gödseln.

**Tabell 11: Standardvärden för ammoniakförluster från lagring av stallgödsel utan täckning enligt VERA<sup>1</sup>**

Gödselslag	Djurslag	Parameterns namn i VERA	Ammoniakförluster (% av N-tot i lagret)
Flyt	Nöt	NT_FRL_LAGR_FLYT_FU_ÖPPEN	6 %
Flyt	Svin och höns	NT_FRL_LAGR_FLYT_FU_ÖPPEN	8 %
Urin <sup>2</sup>	Nöt och svin	NT_FRL_LAGR	40 %
Fast	Nöt och svin	NT_FRL_LAGR	20 %
Fast	Höns	NT_FRL_LAGR	12 %
Djupströ	Nöt, svin och får	NT_FRL_LAGR	30 %
Djupströ	Höns	NT_FRL_LAGR	20 %
Djupströ	Slaktkyckling och häst	NT_FRL_LAGR	10 %

1. Se filen Data till tabeller Cofoten.xlsx, blad "Stallgödsel-gödselslag". För flytgödsel avses påfyllning underifrån. Värdena baseras på en tidigare utredning av (Karlssohn & Rodhe, 2002)
2. Om urin lagras med flytgödsel ska värden för flytgödsel användas

**Tabell 12: Korrigeringsfaktor för olika täckningsalternativ vid lagring av flytgödsel och urin enligt VERA**

Täckningsalternativ	Parameterns namn i VERA	Ammoniakavgång, relativt lagring utan täckning
Ingen täckning av lagret	K_EF_INGEN_TÄCKNING	100 %
Svämtäcke	K_EF_SVÄMT	50 %
Tak av trä/plåt (ej tätslutande)	K_EF_TAK_TRÄ	50 %
Täckning med halm	K_EF_HALM	40 %
Täckning med lättklinker (Leca)	K_EF_LECA	30 %
Täckning med flytande plastduk	K_EF_FL_PLASTD	10 %
Täckning med sexkantiga plastelement (Hexa-cover)	K_EF_HEXAC	10 %
Tak av plastduk (tätslutande)	K_EF_TAK_PLAST	10 %
Täckning med torv	K_EF_TORV	10 %
Betonglock	K_EF_BTGLOCK	5 %
Tät behållare	K_EF_TÄT	0 %

## Alternativ för fast- och kletgödsel

Torv tillfört i stall: Om torv använts som strömedel i stallet beräknas ammoniakemissionerna från lagringen minska med 50 %. Så för fastgödsel från nöt skulle ammoniakemissionerna minska från 20 % av kväveinnehållet (N-tot) i gödseln till  $20\% \cdot (1-0,5) = 10\%$  av kväveinnehållet (N-tot) i gödseln (se Tabell 11). Detta antagande gäller fast- och kletgödsel från alla djurslag.

Andra typer av täckning eller tillsatser beaktas inte när ammoniakemissioner från lagring av fast- och kletgödsel beräknas i VERA.

## Alternativ för djupströ

Torv tillfört i stall: Om torv tillförts i ströbädden beräknas ammoniakemissionerna från lagringen minska med 50 %. Så för djupströgödsel från nöt skulle ammoniakemissionerna minska från 30 % av kväveinnehållet (N-tot) i gödseln till  $30\% \cdot (1-0,5) = 15\%$  av kväveinnehållet (N-tot) i gödseln. Detta antagande gäller djupströgödsel från alla djurslag.

Tak: Om det finns ett tak över lagret av djupströgödsel antas ammoniakemissionerna minska med 90 %. Så för djupströgödsel från höns skulle ammoniakemissionerna minska från 20 % av kväveinnehållet (N-tot) i gödseln till  $20\% \cdot (1-0,9) = 2\%$  av kväveinnehållet (N-tot) i gödseln.

Andra typer av täckning eller tillsatser beaktas inte när ammoniakemissioner från lagring av djupströgsel beräknas i VERA.

## Minskade transporter

Ett tätt tak över gödsellagret minskar mängden regnvatten i brunnen, och därmed behöver mindre mängd gödsel transporteras och spridas i fält. Mängden regnvatten kan beräknas utifrån årsnederbörden (mm) och lagrets yta. I VERA räknar man med att hälften av nederbörden blir kvar i brunnen, resten avdunstar. Drivmedelsåtgången för transport och spridning kan beräknas med Energikartläggning i VERA, se kapitel Drivmedelsåtgång vid transporter s 43.

## Klimatavtryck för strömedel

Klimatavtrycket för olika strömedel ges i Tabell 13. I VERA finns det schablonvärden på strömedelsåtgång (kg strö per djurplats och dag) för olika kombinationer av djurslag och gödselslag. Se beräkningsdelen Stallgödselberäkning, fliken Djurhållning. Lägg till ett djurkort och välj lämpligt djurslag, schablonvärden visas under rubriken Strömedel på kortet. För att byta djurslag måste du lägga till ett nytt kort, det går inte att ändra djurslag på ett befintligt djurkort.

**Tabell 13: Klimatavtryck för täckningsmaterial och strömedel**

	Klimatavtryck (kg CO <sub>2</sub> e/kg material)	Referens och ev kommentar
Torv	Ca 1	Hämtat från LCA av odlingssubstrat (Paeno & m fl, 2012). Klimatavtrycket beräknades till ca 170 kg CO <sub>2</sub> e/m <sup>3</sup> <i>white peat</i> och ca 310 kg CO <sub>2</sub> e/m <sup>3</sup> <i>black peat</i>
Halm	0,013	Fyrkantbal, med garn (Berglund, Clason, Bååth Jacobsson, Bergström Nilsson, & Sund, 2013)

# Olika metoder för spridning av gödsel (ex. precisionsgödsling, nedmyllning)

Vid spridning av gödsel är det lustgas som har betydelse ur klimatsynpunkt. Dels kan lustgas avgå från markytan efter gödsling och dels ger ammoniakemissionerna från spridningen upphov till indirekta lustgasemissioner. Lustgasmätningar som har gjorts vid spridning visar ofta en emissionstopp kort tid efter spridning (någon dag till några veckor), men emissionstoppen kan också utebli. Den direkta lustgasavgången påverkas bl a av temperatur, fuktighet i mark, hur snabbt gödseln kommer ner i marken, kvävegiva och om det finns en gröda som tar upp kväve. Risken för lustgasavgång är högre t ex om kvävegivan är hög, kväveupptaget i gröda är lågt och vattenhalten i marken är hög (högre risk för denitrifikation). Det är fördelaktigt att sprida gödsel när och där den behövs med hög precision och att anpassa gödselgivorna för att undvika att lättlösligt kväve finns kvar i marken på hösten. Tilläggs-giva med mineralgödsel ska anpassas efter stallgödselns kväveeffekt och grödans behov.

Emissioner av lustgas och ammoniak vid spridning av gödsel brukar uttryckas som en andel av tillfört kväve (%  $N_2O-N$  av  $N$ -tot respektive ammoniakförlust som % av  $NH_4-N$  i gödseln).

Här beskrivs metoder för spridning av stallgödsel och emissioner av lustgas och ammoniak i samband med spridning. De tekniker som tas upp är bandspridning (som referens) myllning och snabb nedbrukning. När det gäller mineralgödsel har effekterna av precisionsgödsling redan beskrivits i kapitel Precisionsgödsling, s 17.

## Flytgödsel

Relevanta teknikerna för att sprida flytande organiska gödselmedel är bredspridning, bandspridning och myllning (täckt eller öppen myllning, i växande gröda). Bredspridning förekommer fortfarande. Vid bandspridning med släpslangsramp eller bredspridning är det även relevant att ta hänsyn till eventuell nedbrukning av gödselmedlet och hur lång tid det dröjer efter spridning.

**Myllningsaggregat vs band- och bredspridning:** Valet av spridningsteknik påverkar den direkta lustgasavgången från mark. Myllning kan ge högre lustgasavgång än om gödseln spridits på ytan, och djup myllning kan ge högre lustgasavgång än ytmyllning. Vid myllning ökar risken för syrebrist där gödseln placerats, vilket ökar risken för lustgasavgång (Petersen & mfl, 2013). Ett exempel är ett försök i Uppsala, som jämförde bandspridning av nötflyt med ytmyllning. Mätningar av lustgasavgången (med kammare) visade på signifikant högre lustgasavgång från ytmyllning än från bandspridning (Rodhe & Pell, 2005). Andra fältförsök visar inte på denna skillnad i lustgasavgång mellan myllning och spridning på ytan (Petersen & mfl, 2013). Utfallet av ett försök påverkas inte bara av valet av spridningsteknik, utan andra faktorer så som markförhållandena (fukt, tillgång på kväve), väder, gröda etc. har också stor betydelse.

En fördel vid spridning med myllningsaggregat är att ammoniakemissionerna minskar jämfört med spridning på markytan, och därmed de indirekta lustgasemissionerna. I Uppsalaförsöket var ammoniakavgången försumbar vid ytmyllning, medan den var 40 % av  $NH_4-N$  vid bandspridning (Rodhe & Pell, 2005). Teoretiskt är det även möjligt att låga ammoniakförluster innebär att mindre mängd mineralgödselkväve behöver tillföras, och att klimatavtrycket av mineralgödselproduktionen därmed minskar. När alla växthusgasutsläpp (direkt och indirekta lustgasemissionerna samt produktion av mineralgödsel) summeras kan myllning mycket väl falla lika bra eller bättre ut än band- eller bredspridning tack vare lägre ammoniakutsläpp och att det behövs mindre mineralgödsel för att kompensera ammoniakförlusterna (Rodhe, Baky, Olsson, & Nordberg, 2012).

En risk med myllning i växande är att grödan skadas och att det påverkar avkastningen negativt. I Uppsalaförsöket såg man signifikant lägre skörd när man kört med täckt ytmyllning med tryckrulle än vid bandspridning (Rodhe & Pell, 2005). Det var dock ett torrt år och klen gröda, och man bedömde att det inte var kvävet som var den begränsande faktorn.

**Nedbrukning efter spridning:** Vid bred- och bandspridning kan snabb nedbrukning av gödseln minska ammoniakförlusterna markant. I VERA antas att ammoniakavgången är två till fem gånger så hög om gödseln nedbrukas inom 12 timme istället för inom en timme. Vid band- och bredspridning antas ammoniakavgången vara 3-5 % av  $\text{NH}_4\text{-N}$  vid nedbrukning inom 1 timme, medan den är 4-18 % vid nedbrukning inom 4 timmar och 5-30 % vid nedbrukning inom 12 timmar (olika värden för olika spridningstidpunkter och grödor). Se Excel-filen Data till tabeller Cofoten.xlsx, Bladet Spridningsteknik, kolumnerna N till T. Enheten är andel av  $\text{NH}_4\text{-N}$ .

Snabb nedbrukning kan även påverka den direkta lustgasavgången. Försök med bandspridning av svinflyt i vårbruk visade att lustgasavgången var lägre (0,46 % av N-tot) vid direkt nedbrukning i torr såbädd än om gödseln inte brukades ner (1,35 % av N-tot). Vid spridning på hösten var dock förhållandena de omvända. Då gav nedbrukning högre lustgasavgång (0,97 %) än ingen nedbrukning (0,77 %) (Rodhe, Abubaker, Ascue, Pell, & Nordberg, 2012). Marken var torr på våren, och snabb nedbrukning bedömdes vara fördelaktigt under dessa förhållanden.

**Rötad gödsel:** Se uppdraget som Lantz och Björnsson (2016) har levererat. De hänvisar till (Tufvesson, Lantz, & Björnsson, 2013).

**Emissionsfaktor direkt lustgasavgång:** Spridningstekniken har viss betydelse för den totala lustgasavgången från mark, men andra parametrar har minst lika stor betydelse. Dessa parametrar är bl a spridningstidpunkt, markförhållanden, väder, kvävegiva, gödselns egenskaper och gröda. I JTI-rapport 402 finns en gedigen genomgång av resultat från lustgasmätningar från svenska och internationella försök där nöt- och svinflyt spridits med olika teknik och vid olika tidpunkter, se Bilaga 2 och 3 i (Rodhe, Baky, Olsson, & Nordberg, 2012). Sammanställningen tyder på att ytmyllning har en något högre emissionsfaktor (lustgasavgången uttryckt som %  $\text{N}_2\text{O-N}$  av tillfört N-tot) än spridning på ytan vid en jämförelse inom ett fältförsök, men att det är stor spridning i emissionsfaktorer för samma spridningsteknik mellan fältförsök. I många fall beräknades lustgasavgången vara mindre 1 % av tillfört totalkväve, men med stor variation mellan försök (0,1-3 %).

Här föreslås att ni i första hand beskriver skillnaderna i klimatpåverkan mellan olika spridningstekniker i kvalitativa termer, t ex att snabb nedbrukning är viktig eller att spridning med myllningsaggregat bedöms ge mycket låga ammoniakemissioner men riskerar ge högre lustgasemissioner än om gödseln sprids på ytan. Om ni behöver sätta siffror på emissionerna föreslås att ni utgår från de svenska studierna som presenteras i (Rodhe, Baky, Olsson, & Nordberg, 2012).

## **Fasta organiska gödselslag**

Här skillnad mellan nedbrukning och ingen nedbrukning efter spridning.

Det finns få studier om direkta lustgasemissioner från spridning av fastgödsel, och hur eventuell nedbrukning påverkar emissionerna. I Storbritannien mättes ammoniak- och lustgasemissioner efter spridning av fastgödsel från nöt, gris och fjäderfä på en sandjord och en lerjord (Webb, Thorman, Fernanda Aller, & Jackson, 2014). Det visade sig att snabb nedbrukning av fastgödsel minskade ammoniakemissionerna avsevärt jämfört med ingen nedbrukning, oavsett jordart eller bearbetningsmetod (minskning med 90 % vid nedplöjning av fastgödseln). Nedbrukningen kunde dock både öka och minska den direkta lustgasavgången från mark. På sandjorden ökade lustgasavgången vid

nedbrukning med plog, men inte med andra redskap. På lerjorden gav nedbrukning minskade lustgasemissioner i ett försök, men man såg ingen signifikant skillnad i ett andra försök (ibid). De såg variation mellan gödselslag. Lustgasemissionerna (% av  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) var höga från nötgödsel jämfört med gris- och fjäderfågödsel. Lustgasemissionerna var mycket låga (<0,5 % av  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) vid spridning av gris- och fjäderfågödsel, men betydligt högre vid nedbrukning (4-9 % av  $\text{NH}_4\text{-N}$ ). För nötgödsel var det tvärtom något lägre emissioner efter nedbrukning av gödseln i (Rodhe, Baky, Olsson, & Nordberg, 2012).

Nedbrukning av fastgödsel minskar ammoniakemissionerna. I VERA antas att ammoniakavgången är ca 3 gånger så hög om gödseln inte brukas ner som om den brukas ner inom en timme. Se Data till tabeller Cofoten.xlsx, Bladet Spridningsteknik, kolumnerna N till T. Enheten är andel av  $\text{NH}_4\text{-N}$ .

Här bedöms att det saknas tillräckligt underlag för att bedöma hur eventuell nedbrukning av fastgödsel påverkar de direkta lustgasemissionerna. De indirekta lustgasemissionerna kan beräknas baserat på emissionsfaktorer som används i VERA.

## **Om- till- och nybyggnation av djurstallar**

Denna punkt har strukits i samråd med Jordbruksverket.

# Rening av frånluft i djurstall

Det är nödvändigt att stallet har mekanisk frånluftsventilation för att frånluften ska kunna renas. Detta finns främst i stallar för gris och fjäderfä. Rening av frånluften kan göras med skrubber eller biofilter. Tekniken är framtagen för att minska lukt och ammoniakemissionerna, men den kan också påverka emissionerna av växthusgaser. Tekniken medför dock högre elförbrukning eftersom fläktarna måste klara högre tryckfall. Här bedöms dock ökad elanvändning har begränsad betydelse ur klimatsynpunkt jämfört med de biogena emissioner av lustgas (direkt och indirekt) och metan från stallarna. Den svenska elmixen har lågt klimatavtryck (ca 40 g CO<sub>2</sub>e/kWh enligt Lantz & Björnsson (2016)).

Ett **biofilter** består av organiskt material (torv, jord, träflis etc.) där reningen av luften görs av mikroorganismer. Biofilter kan vara effektiva på att reducera ammoniak i frånluften. Filtrets utformning och filtermaterialets egenskaper (porositet, vattenhållande förmåga, näringsinnehåll och beständighet) har dock stor betydelse för hur effektivt filtret reducerar ammoniak. Ett bra utformat biofilter kan reducera ammoniakförlusterna med 65 % eller ännu mer (Jeppson & Gustafsson, 2009). Effektiviteten kan vara betydligt lägre också. För låg vattenhalt hämmar den mikrobiella aktiviteten och därmed försämras filtrets effektivitet.

I en **skrubber** finns ett filter av inert eller oorganiskt material varigenom frånluften från stallet leds. Filtret befuktas av en vätska, och luften renas genom att ammoniak och andra föroreningar tas upp i vätskan. En del av vätskan avskiljs och föroreningarna följer då med. Skrubberns effektivitet styrs av koncentrationsskillnaden, kontakttiden samt kontaktarean mellan luft och vätska. Det finns två varianter av skrubbar. I en **kemisk skrubber** tillsätts syra i vätskan så att den håller så lågt pH-värde (<4) att ammoniak övergår till ammoniumsulfat. En väl utformad kemisk skrubber kan minska ammoniakemissionerna med 90-99 % (Jeppson & Gustafsson, 2009). I en **bioskrubber** finns det mikroorganismer som omvandlar ammoniak som lösts i vätskan till nitrit och nitrat (nitrifikation). En bioskrubber kan minska ammoniakförlusterna med i genomsnitt 70 % (variation mellan 35 – 90%) (Jeppson & Gustafsson, 2009). Reningsförmågan kan dock vara ännu lägre. Emissionsmätningar som gjorts på bioskrubbar som installerats i grisstallar i Frankrike visade att ammoniakreduktion i genomsnitt var 33 %, med en variation på 1,4 % till 57 % (Loyon, Dupard, Saint Cast, & Guiziou, 2016).

På senare tid har man uppmärksammat att det kan bildas lustgas i bioskrubbar. Lustgas bildas i nitrifikations- och denitrifikationsprocesser som sker i filtret. Mängden lustgas styrs av förhållanden i filtret avseende ammoniakbelastningen, temperatur, luftfuktighet och vätskans kemiska sammansättning. Det kan vara betydande mängder lustgas som bildas i skrubber. Emissionsmätningar som gjorts på bioskrubbar i franska grisstallar visade på signifikant högre lustgaskoncentration i luftflödet ut ur skrubber än i luftinflödet, vilket tyder på att lustgas bildas i skrubber (Loyon, Dupard, Saint Cast, & Guiziou, 2016). De beräknade att mängden lustgas som bildades i skrubber motsvarade 5 % av mängden ammoniak som fångades upp i skrubber (% N<sub>2</sub>O-N av NH<sub>3</sub>-N). I andra studier hade man också uppmätt liknande relativt höga lustgasemissioner.

Så som dagens teknik är utformad ger den liten effekt på metanemissionerna från stall. Metan har relativt låg löslighet i vatten och tas i liten omfattning upp av vätskan. Koncentrationen av metan i luften från stallar är också låg, och luftflödet genom filtermassan är relativt högt. Höga ammoniumhalter i vätskan kan också hämma oxidationen av metan. De har gjorts mätningar i Europa som visat att bioskrubber kan reducera metanemissionerna från grisstallar med 0,9 – 6 %, effekten var dock inte alltid signifikant (Liu, o.a., 2017). Filtrets metanreducerande förmåga kan dock förbättras, t ex genom att tillföra metanreducerande bakterier. Försök som gjorts i norra Tyskland visar att en sådan åtgärd kan öka metanreduktionen till 35 % (Liu, o.a., 2017).



# Surgörning av stallgödsel

Denna åtgärd gäller flytgödsel. Flytgödsel surgörs genom tillsats av syra, ofta svavelsyra eller en blandning av fosfor- och svavelsyra. Surgörningen sänker pH i gödseln och därmed även ammoniakemissionerna. Vid pH under 5,5 föreligger nästan allt lättlösligt kväve i gödseln som ammonium, och ammoniakemissionerna är då försumbara (Rodhe, Delin, & Gustafsson, 2016). Surgörning kan även vara ett alternativ för att minska emissionerna från lager med rötad gödsel eller orötad gödsel utan svämtäcke. Ammoniakförlusterna är generellt högre från rötad än orötad gödsel eftersom det sker en mineralisering av kväve i rötningsprocessen och det därmed finns mer lättlösligt kväve i rötad gödsel, att pH-värdet är högre, men även att rötad gödsel kan ha ett sämre svämtäcke än orötad gödsel. Lågt pH-värde hämmar även metanproduktionen både i rötad och orötad gödsel. Effekterna av surgörning påverkas av mängden tillförd syra, gödselns pH och hur buffrande gödseln är (ibid.)

Syran tillsätts i bufferttank utanför stallet (returspolning till stallet), i lagret eller i samband med spridning. Surgörning i samband med spridning bedöms vara mest aktuellt i Sverige idag. Med de stallsystem som är vanliga i Sverige (daglig utgödsling av flytgödsel) är surgörning i stall inte tillämpligt. Surgörning i flytgödsellager är kostsamt i förhållande till mängden kväve som lantbrukaren sparar. I Sverige är kostnaden för att ersätta kväveförlusten med mineralgödselkväve låg, och vi har inte samma marginalkostnader för kväve så som Danmark haft med gödselräkenskaperna. Flytgödseln är buffrande, och stora mängder syra skulle behöva tillsättas för att hålla nere pH under en längre tid. Ammoniakförlusterna från gödsellager är även relativt låga i vårt kalla klimat. Surgörning av gödsel är än så länge ovanlig i Sverige, medan teknik är mer utvecklad i Danmark där alternativkostnaden för kväve varit högre. Det pågår även svenska studier kring andra tekniker för surgörning av gödsel. RISE studerar surgörning i pumpbrunn för att se effekt både under lagring och vid spridning (Rodhe L. , 2017).

Det har gjorts fältförsök i Sverige med surgjord nötgödsel och surgjord rötad gödsel (Rodhe, Delin, & Gustafsson, 2016). Koncentrerad syra tillsattes i samband med spridning tills pH-värde var lägre än 6,0. Det behövdes 2-3 l syra/m<sup>3</sup> nötflyt respektive 6 l syra/m<sup>3</sup> rötad gödsel. Gödseln spreds på vall på våren och på sommaren efter första skörd. Resultaten visade att ammoniakförlusterna minskade med 50-70 % för orötad gödsel respektive med ca 90 % för rötad gödsel (ibid). Det är samma storleksordning som andra försök visat på (ibid). Ammoniakförlusterna vid spridning av surgjord gödsel med släpplang var i samma härad som vid spridning av icke surgjord gödsel med myllningsaggregat.

I de tidigare nämnda fältförsöken jämfördes även kväveverkan av att surgöra nötflytgödsel och rötad nötflytgödsel. Resultaten visade en dubbelt så hög kväveverkan av den surgjord gödseln än av obehandlad gödsel. Vid samma totalkvävegiva (bara organisk gödsel eller kompletterat med mineralgödselkväve) var 1:a och 2:a skörden högre från de led som fått surgjord gödsel än de led som fått motsvarande mängd obehandlad gödsel (Gustafsson & Delin, odat). I praktiken är det dock inte säkert att skillnaden i skörd skulle bli så stor. Om höga kväveförluster i samband med spridning av organisk gödsel kompenseras med mer mineralgödselkväve blir det inte samma påverkan på skördenivån.

Räkneexempel: Anta att flytgödsel innehåller 2,5 kg NH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup>, och att spridningsförlusterna för obehandlad gödsel är 40 % av NH<sub>4</sub>-N-innehållet. Spridningsförlusterna blir då 1 kg NH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup>. Anta att surgörning minskar ammoniakemissionerna med 70 %, d v s med 0,70 kg NH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup>. Det skulle motsvara minskade indirekta lustgasemissioner om 0,70 kg N\*0,01 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N\*44/28 kg N<sub>2</sub>O/kg N<sub>2</sub>O-N = 0,011 kg N<sub>2</sub>O eller 3,3 kg CO<sub>2</sub>e per m<sup>3</sup> syrabehandlad gödsel.

Surgörning av gödsel i lagret hämmar metanproduktionen i lagret. De metanbildande mikroorganismerna är mycket känsliga för låga pH-värden. Danska labbförsök visade att metanproduktionen i

nötflyt minskade med mellan 67-87 % vid surgörning till pH 5,5. Mätningarna gjordes under 95 dagar (Petersen, Andersen, & Eriksen, 2012). Surgörning i samband med spridning har dock inte denna effekt eftersom metanproduktionen sker kontinuerligt under den anaeroba lagringen och inte främst vid eller efter spridning.

Det saknas säkra uppgifter om surgörning av gödsel påverkar de direkta lustgasemissionerna från flytgödsel och mark.

Om surgörningen av gödsel skulle behöva kompenseras med kalkning skulle det teoretiskt behövas 1,4 kg CaCO<sub>3</sub>/kg svavelsyra. Brytning, malning av kalksten samt koldioxidavgång från mark (50 % av potentiella koldioxidavgången) skulle ge växthusgasutsläpp om 0,26 kg CO<sub>2</sub>e/kg CaCO<sub>3</sub>, se vidare kapitel Produktion av kalk, s 39. Det skulle i vårt räkneexempel motsvara 0,4 kg CO<sub>2</sub>e/m<sup>3</sup> syrabehandlad gödsel.

# Strukturkalkning

Syftet med strukturkalkning är att förbättra markstrukturen på lerjordar. Det gör att jorden torkar upp snabbare, att grödan kan utvecklas bättre och att dragkraftbehovet samt fosforförlusterna från mark minskar. Vid strukturkalkning används en särskild kalkprodukt. Den kan ha viss effekt på pH i marken, men det är framför allt den förbättrade struktur man vill komma åt med åtgärden.

## Direkt lustgasavgång från mark

Det finns flera studier som beskriver hur fosforförlusterna från mark kan minska tack vare strukturkalkning, men det saknas uppgifter på hur åtgärden påverkar växthusgasavgången från mark. Flera faktorer talar dock för att strukturkalkning skulle kunna minska risken för lustgasavgång från marken. God markstruktur och dränering minskar risken för syrebrist i marken, vilket är en riskfaktor för lustgasbildning. Det gynnar även grödans tillväxt och därmed upptaget av växtnäring. Ett gott kväveutnyttjande och låga kvävehalter i marken är fördelaktigt för att minska risken för lustgasavgång (Henriksson, Stenberg, & Berglund, 2015).

Kalkens eventuella pH-verkan kan också ha betydelse. Ett för grödan optimalt pH-värde gynnar dess utveckling och växtnäringens utnyttjandet. Markens pH påverkar även de direkta lustgasemissionerna från mark. Å ena sidan kan låga pH-värden göra att en större andel av kvävet som avgår från denitrifikationsprocessen avgår som lustgas, och att en höjning av pH då kan minska lustgasavgången. Å andra sidan gynnas denitrifikationsprocessen av ett högre pH-värde, vilket kan ha motsatt effekt. pH-värdets betydelse för lustgasavgången är störst på mulljordar som har ofta har lågt pH (Tsfai, 2016), (Henriksson, Stenberg, & Berglund, 2015). Strukturkalkning är dock inte aktuellt på mulljordar.

Det saknas tillräckligt underlag för att kunna föreslå emissionsfaktorer som visar på strukturkalkningens effekt på den direkta lustgasavgången från mark. Flera faktorer talar dock för att det skulle kunna finnas ett positivt samband.

## Dieselbehov

Förbättrad markstruktur minskar dieselåtgången vid jordbearbetning dels för att dragkraftsbehovet minskar och dels för att det kan räcka med färre överfarter för att få en bra såbädd. Om man t ex kan undvika en överfart vid harvning skulle det minska dieselåtgången med ca 5 l diesel/ha, och minskat dragkraftsbehov vid plöjning kan motsvara 5-7 l diesel/ha. Totalt skulle det motsvara ca 30 kg CO<sub>2</sub>e/ha och år (se kapitel Växthusgasutsläpp från drivmedelsanvändning, s 44).

## Produktion av kalk

Vid strukturkalkning sprids 5-8 ton kalkprodukt per hektar och spridningstillfälle. Effekten av strukturkalkning består under mycket lång tid (totalt år). Det är en särskild kalkprodukt med en blandning av fri/reaktiv kalk (bränd kalk (CaO) och släckt kalk (Ca(OH)<sub>2</sub>)) och kalkstensmjöl (CaCO<sub>3</sub>), ofta 14-19 % släckt kalk (omräknat till CaO-värde, släckt kalk ca 70 % CaO) (Berglund & Blomquist, 2015).

Tillverkningen av kalk ger upphov till växthusgasutsläpp, dels när kalkstenen bryts samt mals och dels vid processeringen av kalken för att få bränd och sedan släckt kalk. Bränd kalk (CaO) tillverkas genom att mald kalkstenen (CaCO<sub>3</sub>) hettas upp (kalcinering). I processen avgår även koldioxid. Den brända kalken "släcks" sedan genom att vatten tillsätts. I processen bildas släckt kalk (Ca(OH)<sub>2</sub>) och värme avgår.

Kalksten innehåller koldioxid, och en del av denna koldioxid kommer att avgå när kalken tillförts marken. Enligt IPCCs riktlinjer för klimatrapporering kan denna koldioxidavgång uppgå till max 0,44 kg CO<sub>2</sub>/kg kalksten (IPCC, 2006b). Osäkerheten bedömdes vara -50 %, alltså att bara 50 % av den potentiella koldioxidavgången kommer att ske. Bränd och släckt kalk innehåller ingen koldioxid, all koldioxid har avgått i kalcineringsprocessen. Koldioxiden i kalkstenen eller från kalcineringen har fossilt ursprung och räknas med i klimatavtrycket av kalk.

Tidigare LCA av kalkprodukter (europeiska data) visar att växthusgasutsläppen från brytning, malning och transport av kalksten är 0,038 kg CO<sub>2</sub>e/kg CaCO<sub>3</sub> (ELCD, 2017). Växthusgasutsläppen från produktion av släckt kalk (inklusive brytning etc. av kalksten) uppgick till 0,87 kg CO<sub>2</sub>e/kg Ca(OH)<sub>2</sub> (ibid.). Om man antar att kalkprodukten består av 20 % släckt kalk och resten kalksten, och att 50 % av den potentiella mängden koldioxid från kalkstenen kommer att avgå efter spridning, blir klimatavtrycket för kalkprodukten 0,38 kg CO<sub>2</sub>e/kg kalkprodukt. Vid en hektargiva på 7 ton skulle det bli 2,7 ton CO<sub>2</sub> per spridningstillfälle.

### **Skördeutveckling**

I försök har man sett både ökad och sänkt skörd ( $\pm 10$  %) jämfört med referensled (Berglund & Blomquist, 2015). Skördeökning kan bero på bättre etablering av grödan. Skördesänkning kan bero på sämre tillgänglighet på mikronäringsämnen vid höjt pH-värde i marken.

## Dränering

God dränering är viktigt för att hålla nere de direkta lustgasemissionerna. I dåligt dränerad åkermark finns större risk för att vatten blir stående under längre perioder, vilket ger mer syrefattiga miljöer, vilket gynnar denitrifikationen. Grödan utvecklas också sämre, vilket även påverkar grödans kväveupptag och skördenivån negativt. Hög vattenhalt i marken ökar dragkraftsbehovet (högre dieselförbrukning per hektar) och ökar även risken för packningsskador.

I Norge (Ås) har lustgasavgången mätts från ett fält (lerjord) med varierande dräneringsförhållanden (Hauge & Tesfai, 2013). Mätningar gjordes i led med dålig dränering (grundvattennivån 19-31 cm under markytan), otillfredsställande dränering respektive måttligt god dränering (grundvattennivån 62-85 cm under markytan) under två växtodlingssäsonger. På fältet odlades korn och vete. Resultaten visade att lustgasavgången under odlingssäsongen var signifikant högre från de otillfredsställande och dåligt dränerade leden än från led med måttligt god dränering. Den kumulativa lustgasavgången under växtodlingssäsongen var <math><1\text{ kg N}\_2\text{O-N/ha}</math> på den måttligt dränerade åkermarken, medan den var många gånger högre (9-18 gånger högre) i de andra två leden. Det var även betydande skillnad mellan åren. Den kumulativa lustgasavgången var dubbelt så hög år två som år ett. Lustgasavgången var särskilt hög direkt efter gödning på den otillfredsställande och den dåligt dränerade marken, speciellt året med hög nederbörd.

Kontinuerliga mätningar av lustgasavgången på Lanna försöksstation i Västra Götaland visar också på låga lustgasemissioner från väl-dränerade lerjordar. Lustgasavgången var i genomsnitt  $0,68\text{ kg N}_2\text{O/ha}$  och år (Klemedtsson, 2016). Den mesta lustgasen avgick under vinterhalvåret.

Här bedöms att god dränering är viktigt för att hålla nere lustgasavgången från åkermark, men att det i utvärderingen av landsbygdsprogrammet inte är rimligt att kvantifiera hur stor effekt en dräneringsåtgärd har på lustgasavgången från mark. Effekten är starkt plats- och årsmånsberoende och av i vilken grad dräneringen har påverkat markförhållandena. Resultatet av en sådan kvantifiering skulle även helt styras av vilket värde som sätts på lustgasavgång före åtgärdens genomförande. Mätningar som gjorts visar att detta referensvärde kan vara mycket högt, men också på en kraftig variation.

Dränering har även andra klimatnyttor i form av minskat dieselbehov och bättre skörd. Om man t ex kan undvika en överfart vid harvning skulle det minska dieselåtgången med ca  $5\text{ l diesel/ha}$ , och minskat dragkraftsbehov vid plöjning kan motsvara  $5-7\text{ l diesel/ha}$ . Totalt skulle det motsvara ca  $30\text{ kg CO}_2\text{e/ha}$  (se kapitel Växthusgasutsläpp från drivmedelsanvändning, s 44). Det är ändå mycket små utsläppsminskningar jämfört med den potentiella lustgasavgången från mark. Om man räknar om lustgas till enheten koldioxidekvivalenter motsvaras  $30\text{ kg CO}_2\text{e/ha}$  av endast  $0,1\text{ kg N}_2\text{O/ha}$ .

# Drivmedelsåtgång och utsläpp vid skörd och transport

## Drivmedelsåtgång vid skörd

Drivmedelsåtgången för ett visst moment varierar och beror bl a på maskinpark, belastning och arrondering. Traktorförare har även olika körstil vilket påverkar bränsleåtgången för samma arbetsmoment. Nedan ges förslag på schablonvärden för olika skördemoment (Tabell 14). Värdena är dels hämtade från maskinkalkyler och dels från litteraturstudier över drivmedelsåtgång för olika moment. Värdena avser dieselåtgången per hektar om inget annat anges. Observera att värden för vallkedjan avser dieselåtgången per skördetillfälle (avslagning och uppsamling) eller per överfart (ev strängvändning), och att antalet vallskördar och överfarter per år måste beaktas för att kunna summera dieselåtgången per hektar och år.

**Tabell 14: Dieselåtgång för skörd av olika grödor**

	Dieselåtgång (l/ha)	Kommentar
Tröskning, inklusive halmhackning	21 (14-24)	(Maskinkalkylgruppen, 2016) (Cederberg, Wallman, Berglund, & Gustavsson, 2011). Enligt (Edström, Pettersson, Nilsson, & Hörndahl, 2005) åtgår det 5 l/ha + 2 l/ton spannmål vid tröskning. Om halmen hackas under tröskningen ökar dieselförbrukningen med 0,55 l diesel/ton halm som hackas.
Halmbärgning rundbal (lastning, transport, lossning)	1,6 l/ton halm	(Berglund, Clason, Bååth Jacobsson, Bergström Nilsson, & Sund, 2013) Avstånd fält till lager är 7 km
Slätterkross	5 (3-8) l/ha och skörd	(Maskinkalkylgruppen, 2016). Avser per skörd
Strängvändning	3 l/ha och överfart	(Maskinkalkylgruppen, 2016). Avser per överfart
Bärgning vallfoder, plansilo	38 l/ha och skörd	(Baky, Sundberg, & Brown, 2010). Avser hantering efter slätter (bärgning, inläggning och transport 2,5 km)
Bärgning vallfoder, torsilo eller rundbal	28 l/ha och skörd	(Baky, Sundberg, & Brown, 2010). Avser hantering efter slätter (bärgning, inläggning alt balning och transport 2,5 km)
Packning plansilo	1,1 l/ton TS bärgat	(Cederberg, Wallman, Berglund, & Gustavsson, 2011)
Potatisupptagare, självgående	70	(Maskinkalkylgruppen, 2016)
Betupptagare, självgående	50	(Maskinkalkylgruppen, 2016)

Fler och mer utförliga sammanställning av dieselåtgång för olika arbetsmoment i växtodlingen finns bl a i Bilaga 1 i (Cederberg, Wallman, Berglund, & Gustavsson, 2011) och i bilaga 2 i (Stenberg, Sonesson, Stenberg, & Lorentzon, 2014). I (Edström, Pettersson, Nilsson, & Hörndahl, 2005) ges schabloner för totala drivmedelsåtgången (liter per hektar) för odling av olika grödor. I maskinkalkylgruppens rapport finns kostnadsberäkningar, inklusive förbrukning av drivmedel, för en mängd olika traktorer och maskiner (Maskinkalkylgruppen, 2016).

## Beräkna drivmedelsåtgången med VERA

Drivmedelsåtgången för olika körslor kan även beräknas med hjälp av beräkningsdelen Energikartläggning i VERA. Gör så här:

- I. Skapa en ny kund och ett nytt alternativ (eller öppna befintligt alternativ) i VERA. För att skapa en kund behöver du lägga in uppgifter i cellerna Företag, Telefonnummer1 (räcker med "o"), Län (välj ur lista) samt Kommun (välj ur lista). När du skapar ett alternativ (genom att trycka på knappen Lagg till Alternativ) behöver du i detta fall inte ändra eller lägga till något i popup-fönstret.
- II. Gå till Beräkningar och välj Energikartläggning, och fliken Energi In.

- III. Lägg till ett nytt produktkort (knappen "Lägg till") på fliken Energi In, och välj Diesel (t ex Diesel, 0% RME) ur Produktgrupp Drivmedel. Fyll i Mängd, t ex 10 000 liter. Spara
- IV. Gå till fliken Kartläggning och lägg till ett nytt kort (knappen "Lägg till"). Välj lämpligt Energianvändningsområde, t ex Fältarbete. Klicka på Energikort och välj drivmedlet du redan lagt in. Nu visas en symbol vid fältet "Energianvändare - Beräknad kWh/år". Klicka på symbolen. Om popup-fönstret som visas bara innehåller information om beräkningen stänger du popup-fönstret så kommer du till ett beräkningsverktyg.
- V. I popup-fönstret med beräkningsverktyget lägger du till en rad och väljer relevant typ av arbete samt redskap/arbetsmoment. Programmet föreslår då värden på bränsleförbrukningen antingen per timme eller per hektar, beroende på typ av arbete. Se även Figur 1.

1. Lägg till nytt kort och välj lämpligt energianvändningsområde. Klicka på symbolen, stäng första popup-fönstret

2. Lägg till rad och välj Typ av fältarbete samt Redskap /Arbetsmoment

3. Programmet föreslår värde på bränsleförbrukningen antingen per timme eller hektar, beroende på typ av arbete. Här plöjning och majshack per hektar, medan bevattning per timme

4. Här kan du ange arbetets omfattning, antingen som hektar (plöjning) eller timmar (bevattning)

5. Programmet beräknar dieselåtgången som liter per år.

Energianvändare	Effektbehov kWh	Kapacitet hektar per timme	Bränsle lit per timme	Bränsle lit per hektar	Arbete för företaget	Energianvändning	Friest
Typ av fältarbete	Redskap/Arbetsmoment				Area hektar	Antal timmar	Antal liter per år
Plöjning, medelburg jord	Plöjning, medelburg jord	0	23	0,0	0	1	230
Måls maskin	Maskinering maskin	0	34	0,0	1	0	340
Bevattningspump	Bevattningspump, lit	0	0	0	1	50	0
							982
							624
							9 624

**Figur 1:** Arbetsgång för att hämta uppgifter om drivmedelsåtgång för olika körslor i Energikartläggning i VERA

En del relevant grunddata om energiåtgång för olika arbeten som används som schablonvärden i VERA finns under knappen "Grunddata" längst ner till vänster i VERA. Men den funktionen ger inte lika fullständig information som Energikartläggning i VERA.

## Drivmedelsåtgång vid transporter

Drivmedelsåtgången för transporter styrs till stor del av transportavståndet, typ av fordon samt fordonets kapacitet, bränsleförbrukning och utnyttjandegrad.

Drivmedelsåtgången för godstransporter brukar uttryckas per tonkilometer (tonkm), d v s mängden drivmedel som går åt för att transportera ett ton gods en kilometer. Det går då att ta hänsyn till fordonets lastkapacitet (ton) och lastningsgrad (%) samt att jämföra olika transportslag. Det går då att

beräkna drivmedelsbehovet för att förflytta gods utifrån uppgifter om den totala mängden gods (ton) och avståndet (km), och man slipper beräkna hur många turer som krävs för att förflytta godset.

I Tabell 15 ges exempel på drivmedelsåtgång vid transport med lastbil och traktor. Drivmedelsåtgången anges dels som medel per km och dels per tonkm. Drivmedelsförbrukningen per tonkm har beräknats som drivmedelsförbrukning per km dividerat med kapaciteten och dividerat med lastningsgraden. Lastningsgraden 50 % motsvarar att fordonet är fullastat en väg och går tillbaka tom.

Räkneexempel: Om 50 ton gods ska transporteras 25 km kommer drivmedelsåtgången bli  $0,025 \text{ l/tonkm} * 50 \text{ ton} * 25 \text{ km} = 31 \text{ liter}$  vid transport med lastbil med släp, medan den blir  $0,08 * 50 * 25 = 100 \text{ liter}$  vid transport med traktor med enkelsläp.

Vid högre lastningsgrad, t ex om fordonet tar gods i retur, blir drivmedelsförbrukningen per tonkm lägre tack vare högre lastningsgrad, trots att drivmedelsförbrukningen per km är något högre vid full last än tom last. (Engström, o.a., 2015) räknar med att drivmedelsförbrukningen är 40-80 % högre vid full last i lastbil än vid tom last.

**Tabell 15: Drivmedelsåtgång vid transport med lastbil och traktor. Värden inom parentes anger spridning enligt (Berglund, Cederberg, Clason, Henriksson, & Törner, 2009) och (NTM, 2016)**

	Drivmedelsförbrukning, medel (l/km)	Kapacitet (ton)	Lastningsgrad (%)	Drivmedelsförbrukning (l/tonkm)
Lastbil med släp <sup>1</sup>	0,50	40	50 %	0,025 (0,012-0,027)
Lastbil utan släp <sup>1</sup>	0,22	12	40 %	0,045 (0,035-0,067)
Traktor enkelvagn <sup>2</sup>	0,56	14	50 %	0,080 (0,04-0,05)
Traktor dubbelvagn <sup>2</sup>	0,65	26	50 %	0,050

1. (NTM, 2016). Avser viktade medelvärden för olika typer av vägar (21 % motorväg, 52 % landsväg, 22 % i stadstrafik)

2. (Engström, o.a., 2015)

En gedigen genomgång av drivmedelsförbrukningen vid lantbruksrelaterade transporter har gjorts av (Engström, o.a., 2015).

För fler varianter av lastbilstransport, se beräkningsverktyget NTMCalc från Network for Transport Measures, NTM (<https://www.transportmeasures.org/sv/>). Där finns även underlag för transport med båt och på järnväg.

Det finns även en räknasnurra för transporter i Klimatkollen i VERA. Den nås via fliken Produkter In, välj produkt Energi och sedan valfri produkt ur produktgrupp Transport. Där finns tre olika lastbilstransporter samt en traktortransport.

## Växthusgasutsläpp från drivmedelsanvändning

Se kapitlet ovan om GPS.



# Bakgrundsutsläpp av koldioxid, metan och lustgas från åkermark, naturbetesmark, slåtteräng

I detta kapitel utgörs utgångspunkten av den svenska klimatrapporteringen, och hur emissionsberäkningarna och gränsdragningar görs där.

*Drained organic soil* = dränerad organogen mark. Med dränering avses artificiell sänkning av grundvattennivån. Till kategorin dränerad organogen mark räknas organogen mark som tidigare varit blöt, men som p g a mänsklig inverkan blivit torrare.

*Cropland* = jordbruksmark som jordbearbetas regelbundet, här benämnt åkermark

*Grassland* = jordbruksmark som inte jordbearbetas, men som sköts. Här benämnd gräsmark.

## Mineraljordar

**Koldioxid:** Beräknas som en funktion av förändringar i markens kolförråd. Om kolförrådet i mark ökar med 1 ton C motsvarar det ett nettoupptag av koldioxid på 3,67 ton CO<sub>2</sub>, medan om kolförrådet minskar med 1 ton C motsvarar det en nettoavgång om 3,67 ton koldioxid (Bolinder, 2017). Förändringar av markens kolförråd beskrivs i Martin Bolinders uppdrag.

**Lustgas:** I klimatrapporteringen beräknas lustgasavgången som en funktion av mängden kväve som tillförs marken via gödsling och via skörderester som lämnas kvar i fält. Det är ett mycket förenklat sätt att beräkna lustgasavgången från mark och det tar inte hänsyn till alla parametrar som styr lustgasavgången. Metoden har ändå blivit brett använd bl a i livscykelanalyser och klimatavtrycksberäkningar, i brist på andra lättanvända och bättre metoder.

Kvävet från skörderester skulle kunna ses som källa till bakgrundsemission av lustgas. Med data från den senaste klimatrapporteringen beräknas bakgrundsemissionen till i genomsnitt 0,5 kg N<sub>2</sub>O/ha åkermark (Naturvårdsverket, 2016). Detta baseras på att mängden N i skörderester som lämnats i fält beräknats till 87,3 miljoner kg N för all åkerareal, att åkerarealen är 2,85 miljoner hektar, att 1 % av kväve i skörderester antas omvandlas till lustgas och att 1 kg lustgaskväve = 1,57 kg lustgas.

Mängden kväve i skörderester beräknas som en funktion av skördenivå, andel av skörderesterna som lämnas i fält samt typ av gröda. Ju högre skördenivå desto mer kväve i skörderester. Typ av gröda styr mängden skörderester ovan och under jord (kg TS och kg N). En sammanställning av de faktorer som använts för olika grödor i den senaste svenska klimatrapporteringen ges i Table 5.20 i (Naturvårdsverket, 2016). Beräkningsgången beskrivs i bilaga 3 i (Berglund, Cederberg, Clason, Henriksson, & Törner, 2009)

Åsa Kasimir gjorde för några år sedan en sammanställning om lustgasavgång från jordbruksmark (Energimyndigheten, 2010). Där finns ett avsnitt om naturlig bakgrundsemission som skulle skett om marken inte odlats. En sammanställning av mätdata från gräsmarker som varken gödslats eller betats visar en lustgasavgång på 0,29 ± 0,1 kg N<sub>2</sub>O-N/ha, vilket motsvarar 0,45 ± 0,16 kg N<sub>2</sub>O/ha (ibid).

**Metan:** antas vara 0 kg/ha mineraljord. Metan från mineraljordar tas inte med i klimatrapporteringen.

## Organogen mark

Växthusgasutsläppens storlek varierar kraftigt mellan olika mulljordar, även inom samma markanvändningsområde (skog, gräsmark, åkermark etc.). Avgörande faktorer är näringsstatus (högre växthusgasavgång från näringsrika marker), dräneringsnivå och klimat (högre avgång i varmare klimat). Dräneringsnivån påverkar bl a syretillgången och därmed mineraliseringen av organiskt material och oxidationen av metan. En blöt torvjord bedöms ge lägre koldioxid- och lustgasutsläpp men högre metanutsläpp än om samma jord varit torr (Lindgren & Lundblad, 2014), (Jordbruksverket, 2014).

Koldioxid kommer främst från oxidation av organiskt material i marken, men även från utlakning av löst organiskt kol, *dissolved organic carbon (DOC)*. Förrådet av organiskt material har byggts upp under lång tid när marken har varit så blöt och syretillgången så begränsad att tillförseln av organiskt material varit större än nedbrytningen. När marken dräneras ökar syretillgången och därmed nedbrytningen av organiskt material. Nedbrytningstakten styrs av tillgången på substrat, vatten och syre samt av temperaturen. (Lindgren & Lundblad, 2014)

Lustgas bildas både i nitrifikations- och denitrifikationsprocessen. Omfattningen styrs av en rad faktorer så som vattenhalt i marken, temperatur och tillgång på kväve. Lustgasavgången karaktäriseras av korta och kraftiga emissionstoppar, t ex i samband med att marken omväxlande fryser och tinar eller efter gödsling. Detta oregelbundna mönster är en viktig orsak till den stora variationen i emissionsnivåer (kg N<sub>2</sub>O/ha och år). (Lindgren & Lundblad, 2014)

Metan bildas vid anaerob (syrefri) nedbrytning av organiskt material, men kan sedan brytas ner av mikroorganismer i aeroba (syrerika) miljöer. Innan organogena jordar dränerats kan metanavgången vara betydande, men när marken dräneras ökar syretillgången i de övre markskikten och metan som bildats i de undre skikten kan då brytas ner innan det når atmosfären. Marken kan t o m vara en sänka för metan. Dikena kan dock fortfarande vara en betydande källa till metanutsläpp, och när dikena inkluderas i utsläppsberäkningarna kan hela markområdet bli en källa till metan. Nettoavgången av metan påverkas av förhållandena mellan produktion och nedbrytning av metan. Högt temperatur påskyndar både produktion och nedbrytning av organiskt material, som i sin tur påverkar syretillgången i marken. Låg grundvattennivå ger ett större luftat jordlager där mer metan från underliggande kan hinna brytas ner. Vegetationen har också betydelse eftersom rötterna kan fungera som "skorsteningar" för metanet, och metanet kan då snabbare nå atmosfären utan att passera ett oxiderande jordlager. (Lindgren & Lundblad, 2014)

I klimatrapporeringen ingår emissioner av lustgas, metan och koldioxid från dränerad organogen åkermark och organogen gräsmark, se kapitel 6 Land Use, Land-Use Change and Forestry i (Naturvårdsverket, 2016). Dessa emissionsfaktorer har nyligen uppdaterats enligt förslag i (Lindgren & Lundblad, 2014), se sammanställning i Tabell 16.

**Koldioxid från åkermark:** I den svenska klimatrapporeringen har emissionsfaktorer för koldioxidavgången från åkermark på organogen jord tidigare delats upp mellan olika grödor (fyra olika grödgrupper). Vall har haft en lägre emissionsfaktor än ettåriga grödor. Radhackade grödor har haft en högre faktor än andra ettåriga grödor. Senare forskning tyder dock på att det inte finns något sådant rakt samband mellan gröda och koldioxidavgång. Snarare skiljer sig mulljordar åt väldigt mycket, vilket både påverkar emissionsnivåerna och vilka grödor som är lämpliga att odla.

Den emissionsfaktor som presenteras i Tabell 16 baseras på mätningar som gjorts i Sverige, Finland och Norge, och ska representera svenska förhållanden. (Lindgren & Lundblad, 2014)

**Tabell 16: Emissionsfaktorer för organogen mark. Värden inom parentes motsvarar konfidentiellintervall (95 %) (Lindgren & Lundblad, 2014)**

	Klimat-zoner <sup>1</sup>	Närings-status	CO <sub>2</sub> (ton), oxidation	N <sub>2</sub> O (kg)	CH <sub>4</sub> (kg), markyta	CH <sub>4</sub> (kg), dike	DOC (ton CO <sub>2</sub> ) <sup>2</sup>	Totalt (ton CO <sub>2</sub> e)
Åkermark	Boreal/ temp		22,4 (2,93 - 30,4)	20,4 (12,9 - 28,3)	0	58,3	0,44	30,4
Gräsmark	Boreal	Rik	3,41 (1,98 - 4,77)	5,03 (2,99 - 7,07)	1,4	5,4	0,44	5,65
Gräsmark	Boreal	Fattig	0,917 (-0,843 - 2,68)	0,346 (0,236 - 0,44)	1,4	5,4	0,44	1,76
Gräsmark	Temp.	Rik/ Fattig	9,53 (7,33 - 12,1)	4,4 (-0,896 - 9,59)	2,5	5,4	0,44	11,6

1. Tempererad: Söder om Värmland, Dalarna och Gävleborg. Boreal: Resten av landet

2. Löst organiskt kol, *dissolved organic carbon*

**Lustgas från åkermark:** Avser bakgrundsemission av lustgas, d v s exklusive lustgasemissioner direkt kopplade till gödsling. Det är samma emissionsfaktor som i IPCCs riktlinjer för våtmarker (åkermark, tempererad och boreal). Det saknas tillräckligt underlag för att differentiera mellan olika grödor och klimat. (Lindgren & Lundblad, 2014)

**Koldioxid, lustgas och metan från gräsmarker:** Motsvarar värden för dikad organogen skogsmark, enligt rekommendation i (Lindgren & Lundblad, 2014). Det finns även emissionsfaktorer för "grassland" i IPCCs riktlinjer, men definitionen av "grassland" skiljer sig mellan länder. Längre söderut i Europa kan betesmark gödslas, vilket påverkar emissionerna. Emissionsfaktorerna för skogsmark bedömdes därför vara mer representativa för svenska gräsmarker.

**Diken:** Här beräknat som kg metan/ha dräneringsdiken \* dikesandelen av den totala arealen. För åkermark antas diken utgöra 5 % av ytan med emissionsfaktorn 1,17 ton CH<sub>4</sub>/ha dike. För gräsmarker är motsvarande siffror 2,5 % och 0,22 ton CH<sub>4</sub>/ha dike (motsvarar värde för skogsmark).

## Referenser

- Ahlgren, S., Hansson, P., Kimming, M., Aronsson, P., & Lundkvist, H. (2011). *Greenhouse gas emissions from cultivation of agricultural crops for biofuels and production of biogas from manure. - Implementation of the Directive of the European Parliament and of the Council on the promotion of the use of energy from renewable sources*. Dnr SLU ua 12-4067/08, SLU.
- Alvemar, H., & Johansson, C. (2013). *CTF ur ett ekonomiskt perspektiv - En analys för storskaliga växtodlingsföretag*. Examensarbete nr 793, Inst för ekonomi, SLU.
- Aronsson, H., Bergkvist, G., Stenberg, M., & Wallenhammar, A.-C. (2012). *Gröda mellan grödor - samlad kunskap om fånggrödor*. Rapport 2012:21, Jordbruksverket.
- Baky, A. (2015). *Energieffektivisering och minskad användning av fossil energi vid växtodling*. uppdragsrapport, JTI.
- Baky, A., Sundberg, M., & Brown, N. (2010). *Kartläggning av jordbrukets energianvändning - Ett projekt utfört på uppdrag av Jordbruksverket*. JTI Uppdragsrapport, Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- Berg, W., Brunsch, R., & Pazsiczki, I. (2006). *Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage*. Agriculture, Ecosystems and Environment 112: 129–134.
- Berglund, K., & Blomquist, J. (2015). *Strukturkalkning – bra för både mark och miljö*. Praktiska Råd Nr 23, Greppa Näringen.
- Berglund, M. (2014). *Utsläpp från lagring av gödselbaserad rötrest - Rapport i projektet "Utvärdering av biogasanläggningar på gårdsnivå"*. Hushållningssällskapens Förbund.
- Berglund, M., Cederberg, C., Clason, C., Henriksson, M., & Törner, L. (2009). *Jordbrukets klimatpåverkan - underlag för att beräkna växthusgasutsläpp på gårdsnivå och nulägesanalyser av exempelgårdar*. Delrapport i Joker-projektet, Hushållningssällskapet Halland.
- Berglund, M., Clason, C., Bååth Jacobsson, S., Bergström Nilsson, S., & Sund, V. (2013). *Klimatavtryck av insatsvaror i jordbruket - ungnöt, smågrisar, gyltor och strömedel*. Rapport från Hushållningssällskapet Halland.
- Berglund, Ö., Berglund, K., & Sohlenius, G. (2009). *Organogen jordbruksmark i Sverige 1999-2008*. Rapport 12, Inst för markvetenskap, SLU.
- Biggs, L., & Giles, D. (odat.). *D 3.1. Current and future agricultural practices and technologies which affect fuel efficiency - Version: 1*. IEE/09/764/SI2.558250. Intelligent Energy Europe.
- Bolinder, M. (2017). *Personligt meddelande. april 2017*. Institutionen för ekologi, Enheten för systemekologi, SLU Uppsala.
- Brentrup, F., Hoxha, A., & Christensen, B. (2016). Carbon footprint analysis of mineral fertilizer production in Europe and other world regions. *10th International Conference on Life Cycle Assessment of Food 2016*, (ss. 482-490). Dublin.

- Carlsson, M., & Uldal, M. (2009). *Substrathandbok för biogasproduktion - Rapport SGC 200*. Svenskt Gastekniskt Center.
- Cederberg, C., Wallman, M., Berglund, M., & Gustavsson, J. (2011). *Klimatavtryck av ekologiska jordbruksprodukter*. SIK-rapport 830. Institutet för livsmedel och bioteknik.
- Chadwick, D., Sommer, S., Thorman, R., Fanguerio, D., Cardenas, L., Amon, B., & al, e. (2011). *Manure management: Implications for greenhouse gas emissions*. *Animal Feed Science and Technology* 116-167:514-531.
- Clemens, J., Trimborn, M., Weiland, P., & Amon, B. (2006). *Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 171–177.
- Dimitriou, I., Mola-Yudego, B., & Aronsson, P. (5(3) 2012). Impact of Willow Shot Rotation Coppice on Water Quality. *BioEnergy Research* , ss. 537-545 .
- Drewer, J., Finch, J. W., Lloyd, C. R., Baggs, E. M., & Skiba, U. (2012). *How do soil emissions of N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> from perennial bioenergy crops differ from arable annual crops?* *Global Change biology Bioenergy* 4:408-419.
- Dustan, A. (2002). *Review of methane and nitrous oxide emission factors for manure management in cold climates*. JTI-rapport Lantbruk & Industri 299, JTI.
- Edström, M., Pettersson, O., Nilsson, L., & Hörndahl, T. (2005). *Jordbrukssektorns energianvändning*. Uppsala: JTI-rapport 342, Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- ELCD. (2017). *European Life Cycle Database*. European Commission, Joint Research Centre. <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/ELCD3/index.xhtml?stock=default> besökt maj 2017.
- Energimyndigheten. (2010). *Hur mycket lustgas blir det vid odling av biobränslen på åkermark i Sverige?* Rapport ER 2010:16.
- Engström, J., Gunnarson, C., Baky, A. S., Eksvärd, J., Orvendal, J., & fl, m. (2015). *Energieffektivisering av jordbrukets logistik - pilotprojekt för att undersöka potentialer*. Uppsala: JTI-rapport 2015, Lantbruk & Industri nr 441. JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- Flechar, C. R., & al., e. (2007). *Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121: 135–152.
- Gauder, M., Butterbach-Bahl, K., Graeff-Hönninger, S., Claupein, W., & Wiegel, R. (2012). *Soil-derived trace gas fluxes from different energy crops – results from a field experiment in Southwest Germany*. *Global Change Biology Bioenergy* 4: 289–301.
- Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J., & Palm, D. (2011). *Miljöfaktaboken 2011 - Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter*. Anläggnings- och förbränningsteknik 1183. Värmeforsk.
- Gustafsson, K., & Delin, S. (odat). *Surgörning av flytgödsel och biogödsel för bättre kväveutnyttjande*. Agroväst. [http://agrovast.se/wp-content/uploads/2017/02/SlutrapportSurgorning\\_2013.pdf](http://agrovast.se/wp-content/uploads/2017/02/SlutrapportSurgorning_2013.pdf) .

- Hauge, A., & Tesfai, M. (2013). *Dreneringsforholdenes effekt på lystgassutslipp fra landbruksjord - Resultater fra en pilotstudie på marin leirjord med korndrift*. Ås, Norge: Bioforsk Rapport, Vol. 8 Nr.42.
- Henriksson, M., Stenberg, M., & Berglund, M. (2015). *Lustgas från jordbruksmark - Konkreta råd för att minska lustgasavgången på gårdsnivå*. Hushållningssällskapet Halland.
- Höglund-Isaksson, L., Winiwater, W., Purohit, P., & Gomez-Sanabria, A. (2016). *non-CO2 greenhouse gas emissions in the EU-28 from 2005 to 2050: Final GAINS Reference scenario 2016 - GAINS model methodology*. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria.
- IPCC. (2006a). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use - Chapter 5 Cropland*.
- IPCC. (2006b). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol 4. Chapter 11: N2O Emissions from Managed Soils, and CO2 Emissions from Lime and Urea Application*.
- IPCC. (2006e). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use - Chapter 10 Emissions from Livestock and Manure Management*.
- IPCC. (2014). *2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands*. Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds). Published: IPCC, Switzerland.
- Jensen, E. S., & Carlsson, G. (2012). *Baljväxter minskar jordbrukets klimatpåverkan*. Svenska Vallbrev nr 5.
- Jeppson, K.-H., & Gustafsson, G. (2009). *Byggnadstekniska åtgärder för lägre ammoniakemission från djurstallar*. Alnarp: Rapport 2009:12, Lantbrukets byggnadsteknik, SLU.
- Johnson, H., K, M., Lindsjö, A., Persson, K., Andrist Rangel, Y., & K, B. (2016). *Läckage av näringsämnen från svensk åkermark - Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2013*. SMED Rapport Nr 189 2016, Svenska MiljöEmissionsData.
- Jordbruksverket. (2014). *Utsläpp av växthusgaser från torvmarker*. Rapport 2014:24.
- Jordbruksverket. (2016). *Rekommendationerna för gödsling och kalkning 2017*. Jordbruksinformation 24 - 2016.
- Karlsson, S., & Rodhe, L. (2002). *Översyn av Statistiska centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel*. JTI Uppdragsrapport.
- Klemedtsson, L. (2016). *Lustgasemission från odling på lerjordar; med en systemanalys över de Svenska lustgasemissionerna*. Slutrapport SLF-projekt 0248006.  
<http://www.lantbruksforskning.se/projektbanken/lustgasemission-fran-odling-pa-lerjordar-med-en-sy/>.

- Lantz, M., & Björnsson, L. (2016). *Emissioner av växthusgaser vid produktion och användning av biogas från gödsel*. Rapport 99, Miljö- och energisystem, LTH.
- Li, D., Lanigan, G., & Humphreys, J. (2011). *Measured and Simulated Nitrous Oxide Emissions from Ryegrass- and Ryegrass/White Clover-Based Grasslands in a Moist Temperate Climate*. PLoS ONE 6(10): e26176.
- Lindgren, A., & Lundblad, M. (2014). *Towards new reporting of drained organic soils under the UNFCCC – assessment of emission factors and areas in Sweden*. Uppsala: Rapport 14, Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Liu, L., Fiencke, C., Guo, J., Rieth, R., Dong, R., & Pfeiffer, E.-M. (2017). *Performance evaluation and optimization of field-scale bioscrubbers for intensive pig house exhaust air treatment in northern Germany*. Science of The Total Environment 579 (1): 694–701.
- Loyon, L., Dupard, P., Saint Cast, P., & Guiziou, F. (2016). *Assessment of NH<sub>3</sub> Reduction and N<sub>2</sub>O Production during Treatment of Exhausted Air from Fattening Pigs Building by a Commercial Scrubber*. Agricultural Sciences, 7 (10): 693-709.
- Lutes, K. (2016). *The Effect of Fertilizer Application on Greenhouse Gas Emissions from Willow Short Rotation Coppice Systems in Southern Ontario, Canada*. Waterloo, Ontario, Canada: Thesis, Master of Environmental Studies in Environment and Resource Studies, University of Waterloo.
- Maskinkalkylgruppen. (2016). *Maskinkostnader 2016*. HIR Skåne AB.
- Naturvårdsverket. (2016). *National Inventory Report Sweden 2016 - Greenhouse Gas Emission Inventories 1990-2014*.
- Nilsson, C. (2010). *Möjligheter att minska kväveutlakningen genom att anpassa kvävegödslingen till variationer inom stråsådesfält*. Examensarbeten 2010:04, Institutionen för mark och miljö, SLU.
- NTM. (2016). *NTMCalc Basic 4.0*. Network for Transport Measures.
- Paeno, L., & m fl. (2012). *Comparative life cycle assessment of horticultural growing media based on peat and other growing media constituents*. EPAGMA - European Peat and Growing Media Association.
- Pardro, G., Moral, R., Aguilera, E., & del Prado, A. (2015). *Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review*. Global Change Biology 21 (3): 1313-1327.
- Petersen, S. O., Blanchard, M., Chadwick, D., Del Prado, A., Edouard, N., Mosquera, J., & Sommer, S. G. (2013). *Manure management for greenhouse gas mitigation*. Animal 7:s2: 266–282.
- Petersen, S., Andersen, A., & Eriksen, J. (2012). *Effects of cattle slurry acidification on ammonia and methane evolution during storage*. J Environ Qual. 2012 Jan-Feb;41(1):88-94.
- Rees, R. M., & al., e. (2013). *Nitrous oxide emissions from European agriculture – an analysis of variability and drivers of emissions from field experiments*. Biogeosciences 10: 2671–2682.
- Rodhe, L. (maj 2017). *Biovetenskap och material/Jordbruk och livsmedel*, Research Institutes of Sweden, RISE. Personligt meddelande.

- Rodhe, L., & Pell, M. (2005). *Täckt ytmyllning av flytgödsel i vall - teknikutveckling, ammoniakavgång, växthusgaser och avkastning*. JTI-rapport Lantbruk & Industri 337.
- 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* 4: 379-394.
- Rodhe, L., Baky, A., Olsson, J., & Nordberg, Å. (2012). *Växthusgaser från stallgödsel - litteraturgenomgång och modellberäkningar*. JTI-rapport Lantbruk & Industri nr 402.
- Rodhe, L., Delin, S., & Gustafsson, K. (2016). *Surgörning av nötflytgödsel - effekt på ammoniakavgången vid spridning av rötad respektive icke-rötad gödsel i vall*. Slutrapport till SLF Stiftelsen Lantbruksforskning (H1333101).
- Sehy, U., Ruser, R., & Munch, J. C. (2003). *Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99 (2003) 97–111.
- Stadmark, J. (2008). *Greenhouse gas production in nitrogen removal wetlands*. Doctoral thesis, Department of Ecology, Limnology. Lund University.
- Stenberg, B., Sonesson, U., Stenberg, M., & Lorentzon, K. (2014). *Hållbara matvägar - utgångs- och lösningsscenarier för växtodling - Rapport del 3*. SIK-rapport 890, Institutet för livsmedel och bioteknik.
- Stenberg, M. (maj 2017). Växt- och miljöavdelningen, Jordbruksverket. Skara. Personligt meddelande.
- Tesfai, M. (2016). *Emissions of N<sub>2</sub>O from Agricultural Soils and Mitigation Options: A review with special reference to Norwegian agriculture*. Ås, Norge: Report no 2 (25), Avdeling for Jordressurser og Areal bruk, Norsk institut for bioøkonomi.
- Tufvesson, L., Lantz, M., & Björnsson, L. (2013). *Miljönytta och samhällsekonomiskt värde vid produktion av biogas från gödsel*. Rapport 86, Miljö- och energisystem, LTH.
- VanderZaag, A. C., & mfl. (2010). *Permeable Synthetic Covers for Controlling Emissions from Liquid Dairy Manure*. *Applied Engineering in Agriculture* 26(2): 287-297.
- Webb, J., Thorman, R. E., Fernanda Aller, M., & Jackson, D. (2014). *Emission factors for ammonia and nitrous oxide emissions following immediate manure incorporation on two contrasting soil types*. *Atmospheric Environment* 82:, 280-287.
- Wood, J. D. (2013). *Mitigating Gas Emissions from Liquid Manure Storage Systems: Management Practices, Measurements and Modeling*. Thesis, The University of Guelph. Ontario, Canada.
- Yu, J. (2011). *Effects of fertilization and time of plowing on nitrous oxide emissions in arable soils in SE Norway*. . Master Thesis, Dept of Plant and Environmental Sciences, Norwegian University of Life Sciences.



**Maria Berglund**

[www.hushallningssallskapet.se](http://www.hushallningssallskapet.se) | 035-465 00 | [infohalland@hushallningssallskapet.se](mailto:infohalland@hushallningssallskapet.se)

Hushållnings  
sällskapet

