



BIOEKONOMI
DJURHÅLLNING



Emissionsfaktorer för gödselbaserad biogasproduktion på gårdsnivå – underlag till klimatklivet

Maria Berglund, Växa
Åsa Myrbeck och Eva Salomon, RISE

RISE Rapport: 2025:91

Emissionsfaktorer för gödselbaserad biogasproduktion på gårdsnivå – underlag till klimatklivet

Maria Berglund, Växa
Åsa Myrbeck och Eva Salomon, RISE

Key words: Emissionsfaktorer, Gödselhantering, Biogasanläggning, Rötrest, Klimatklivet

Omslagsbild: Sara Bergström-Nilsson

RISE Research Institutes of Sweden AB

RISE Rapport: 2025:91

ISBN: 978-91-90036-80-8

Uppsala 2025

Innehåll

Innehåll	2
Förord	4
Sammanfattning	5
Ordlista	7
1 Bakgrund	9
1.1 Syfte och avgränsningar	10
2 Stallgödselhantering i Sverige	11
2.1 Flytgödsel	12
2.2 Fasta gödselslag	13
3 Emissionsberäkningar i växthusgasinventeringen	15
4 Faktorer som påverkar emissioner från stallgödselhantering och metoder för skattning av emissionsnivåer	16
4.1 Metan.....	16
4.1.1 Skattning av metanemissioner	19
4.2 Lustgas (direkt)	20
4.2.1 Skattning av lustgasemissioner	21
4.3 Ammoniak	22
4.3.1 Skattning av ammoniakemissioner och indirekt lustgas via ammoniak ...	23
4.4 Summering av växthusgasutsläpp.....	24
5 Emissioner från traditionell gödselhantering – stall och lagring	25
5.1 Gödselns karaktäristik.....	26
5.1.1 Strömedelsanvändning i olika gödselhanteringssystem	27
5.2 Metan.....	28
5.2.1 Maximal biogaspotential, B_0	28
5.2.2 MCF	30
5.3 Lustgas.....	34
5.3.1 Direkt lustgas.....	34
5.3.2 Indirekt lustgas via ammoniak.....	37
5.4 Totala växthusgasutsläpp från traditionell gödselhantering	38
6 Emissioner från rötning av stallgödsel och lagring av rötrest	40
6.1 Litteraturgenomgång.....	40
6.1.1 Metan.....	40
6.1.2 Ammoniak och lustgas	43
6.2 Emissionsfaktorer för lagring av rötrest och övriga metanemissioner från biogassystemet.....	44
6.3 Totala växthusgasutsläpp från rötning och lagring av rötrest	46

7	Jämförelse av växthusgasutsläpp mellan rötad och orötad stallgödsel – stall, lager och rötning	48
7.1	Jämförelse per ton stallgödsel.....	48
7.2	Jämförelse per MWh biogas.....	50
7.3	Jämförelse mot andra utsläppsfaktorer	53
8	Emissioner från spridning av stallgödsel och rötrest	56
8.1	Metan.....	56
8.2	Ammoniak	56
8.3	Lustgas (direkt)	58
8.4	Spridning av rötrest.....	59
8.4.1	Ammoniak	59
8.4.2	Lustgas (direkt)	60
8.4.3	Totala emissioner	60
9	Åtgärder för att minska klimatpåverkan av gödselbaserad biogasproduktion.....	61
10	Slutsatser.....	64
11	Referenser	65
	Bilaga 1. Räkneexempel ammoniak-emissioner	71

Förord

Denna studie har gjorts på uppdrag av Naturvårdsverket och för att ge underlag till Klimatklivet. Uppdraget skulle omfatta emissionsfaktorer för traditionell gödselhantering (referensscenario) samt för hantering av rötrest. Uppdraget skulle följa metodiken i växthusgasinventeringen (National Inventory Report).

Studien genomfördes våren och sommaren 2025 av Maria Berglund (Växa Sverige), Åsa Myrbeck (RISE) och Eva Salomon (Kunskapsnav animalieproduktion, RISE). Under arbetets gång har avstämningar gjorts med Naturvårdsverket.

Denna studie är en uppföljning av ett tidigare uppdrag för Naturvårdsverket (Berglund & Mjöfors, 2024). Det tidigare uppdraget syftade till att ta fram ett uppdaterat underlag till Sverige växthusgasinventering om metanemissioner från lagring av flytgödsel och från gårdsbaserad rötning av stallgödsel. Denna studie bygger vidare på slutsatserna från Berglund & Mjöfors (2024), men är anpassad för växthusgasberäkningarna i Klimatklivet. Jämfört med tidigare uppdrag ligger utgångspunkten i denna studie på gårdsnivå istället för på nationell nivå, och både metan och lustgas inkluderas.

Sammanfattning

Gödselbaserad biogasproduktion har i flera sammanhang setts som en åtgärd för att minska växthusgasutsläppen från gödselhanteringen. Det har varit ett av de drivande argumenten för flera styrmedel som syftat till ökad gödselbaserad biogasproduktion. Men bilden är inte entydig. I Sveriges växthusgasinventering skattas metanemissionerna från rötad flytgödsel vara något högre än från orötad flytgödsel.

I denna rapport har vi sammanställt emissionsfaktorer som kan användas på gårdsnivå för att skatta förväntade förändringar av växthusgasutsläpp från stallgödselhanteringen vid gårdsbaserad biogasproduktion från stallgödsel. Emissionsfaktorer har sammanställts för metan, lustgas och ammoniak (ger indirekt lustgas), och de ska reflektera ett generellt snitt för svenska förhållanden. Utgångspunkten har varit metoden och upplägget i växthusgasinventeringen, men emissionsfaktorerna är anpassade för att användas inom Klimatklivet genom att uttryckas per ton stallgödsel eller per MWh biogas.

Emissionsfaktorer har sammanställts för stallgödsel som vanligtvis rötas i Sverige, både vad gäller djurslag och gödselslag. Den mesta gödseln som rötas är nöt- och grisflytgödsel, men det rötas även fasta gödselslag som exempelvis fjäderfågödsel och djupströgödsel från nötkreatur och suggor.

Eftersom emissionsfaktorerna ska kunna visa skattade förändringar i växthusgasutsläpp behövs det emissionsfaktorer dels för traditionell gödselhantering, dels för rötning av stallgödsel (inklusive lagring av flytande rötrest). Dessutom beskrivs emissioner från spridning av orötad och rötad stallgödsel. Emissionsfaktorerna uttrycks per ton stallgödsel respektive per ton stallgödsel som rötats, och räknas därefter om till att uttryckas per MWh biogas.

Det finns mycket som talar för att vi har låga växthusgasutsläpp från den traditionella gödselhanteringen i Sverige. Snabb utgödsling av flytgödsel från stall samt kallt klimat under lagringstiden gör att vi i en internationell jämförelse kan räkna med låga metanemissioner från den traditionella flytgödselhanteringen. Lustgasemissioner och växthusgasutsläpp från andra gödselslag är också generellt sett låga, men kunskapsunderlaget om dessa emissioner är sämre.

Men en konsekvens av att vi har så låga växthusgasutsläpp från den traditionella gödselhanteringen är att gödselbaserad biogasproduktion inte har så stor potential att minska växthusgasutsläppen ytterligare. De beräkningar som gjorts i denna rapport tyder på att växthusgasutsläppen från orötad flytgödsel, som är det dominerande gödselslaget som rötas, är en bråkdel av gödselkrediten som ingick i Klimatklivets utsläppsfaktor för gödselbaserad biogas innan ansökningsomgången i september 2025. Värdet på gödselkrediten kom från normalvärdet (g CO₂e per MJ biogas) för gödselbaserad biogas enligt EU:s förnybartdirektiv (REDII), och motsvarade de undslupna emissionerna från traditionell gödselhantering.

Dessutom sker det växthusgasutsläpp från rötning av stallgödsel och lagring av rötrest. I flera fall är det inga eller mycket små skillnader i skattade växthusgasutsläpp (kg CO₂e per ton stallgödsel) från gödselhanteringen mellan referenssystemet (ingen rötning) och biogassystemet. Det gäller till exempel för flytgödsel (nöt- och grisflyt) med täckning.

Växthusgasutsläppen från djupströgödsel skattas minska (gäller samtliga djurslag), medan de skattas öka bland annat för fjäderfägödsel och fastgödsel från häst. Djupströgödsel samt fjäderfä- och hästgödsel utgör dock volymmässigt en begränsad andel av stallgödseln som rötas, och emissionsfaktorerna för dessa gödselslag är mer osäkra än för flytgödsel.

Så även om det skulle gå att producera gödselbaserad biogas utan några som helst emissioner från biogasanläggningen och rötresthanteringen skulle klimatvinsten i gödselhanteringen bara bli en bråkdel av gödselkrediten enligt REDII och av den utsläppsfaktor som användes i Klimatklivet innan ansökningsomgången i september 2025.

Det finns flera områden att arbeta med för att minska växthusgasutsläppen från biogas-systemet. Det handlar om god utröttningsgrad, hålla låg temperatur i rötresten som lagras och täckning av rötrestlager för att minska ammoniakemissionerna.

Det är främst metan som påverkar storleken på växthusgasutsläppen från hanteringen av stallgödsel, såväl rötad som orötad. Emissionerna av kväve, som lustgas eller andra kväveformer, ger främst miljöpåverkan som övergödning och försurning. Lantbrukaren värderar såväl orötad som rötad stallgödsel främst för dess innehåll av växttillgängligt kväve. Därför är åtgärder för att minska kväveförluster viktiga, både för minskad miljöpåverkan och ökad beredskap via tillgång på värdefull stallgödsel.

Kunskapsunderlaget för att skatta emissionerna från svensk stallgödselhantering och rötning av stallgödsel är begränsat. Exempelvis bygger skattningarna av metanemissioner från flytgödsel och lagring av rötrest på ett fåtal studier i pilotskala. Det skulle behövas fler emissionsmätningar, gärna på biogasanläggningar och fullskaliga gödsellager, för att fånga upp de verkliga förhållandena och hur stora emissionerna kan vara i praktiken.

Ordlista

B ₀	Maximal metanpotential, <i>maximum methane producing capacity</i> (m ³ metan per kg VS). Avser i detta sammanhang metanpotentialen och mängden VS i örötad stallgödsel.
Direkt lustgas	Lustgas som bildas från kvävet omsättning (nitrifikation och denitrifikation) i stallgödsel och marken där stallgödseln sprids, och som avgår till atmosfären.
Djupströgödsel	Stallgödsel från djupströbäddar som byggs upp kontinuerlig i stall. Djupströgödseln mockas ut med långa mellanrum, till exempel efter stallperiodens slut eller mellan djurgrupper.
Emissionsfaktor EF ₃	Emissionsfaktor för direkt lustgas (% N ₂ O-N av N-tot).
Fastgödsel	Mockas ut regelbundet. Tidigare vanligt i uppbundna mjölkstallar.
Indirekt lustgas	Lustgas som bildas när reaktivt kväve (i detta fall ammoniak) som förlorats från stallgödsel- och biogassystemet omsätts i andra delar av ekosystemet.
IPCC:s riktlinjer 2006	Avser specifikt IPCC:s riktlinjerna från 2006 <i>Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories</i> (IPCC, 2006)
IPCC:s riktlinjer	IPCC:s riktlinjer till de nationella växthusgasinventeringarna (IPCC 2006; 2019a; 2019b)
IPCC:s uppdaterade riktlinjer	Avser specifikt IPCC:s uppdaterade riktlinjer, <i>2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories</i> (IPCC, 2019a; 2019b).
Klimatklivets tidigare utsläppsfaktor (för gödselbaserad biogas)	Avser här Klimatklivets utsläppsfaktor (g CO ₂ e per MJ biogas) för gödselbaserad biogas som användes innan ansökningsomgången i september 2025 (Naturvårdsverket, 2024b)
MCF	Metankonverteringsfaktor, <i>methane conversion factor</i> (% av B ₀). De MCF-värden som presenteras i denna rapport avser, om inte annat anges, medelvärden för ett helt år beaktat hur temperaturen och mängden stallgödsel i lager varierar över året.
N ₂ O-N	Lustgaskväve. 1 kg N ₂ O-N = 1,57 kg N ₂ O (lustgas).
NH ₄ -N	Ammoniumkväve. En delmängd av totalkväve.
N-tot	Totalkväve. Består av ammoniumkväve och organiskt bundet kväve.
Restmetanpotential	Kvarvarande metanpotential i rötrest (m ³ metan per kg VS i rötrest).

Rötrest	Avser här stallgödsel som har rötats. Används här som samlingsbegrepp för rötad stallgödsel, oavsett gödselslag. Här förutsätts att all rötrest är flytande och lagras i flytande form.
Stallgödsel	Stallgödsel utgörs av gödseln (träck, urin, strömedel, vatten och foderrester) som samlas in i stall. Används här som samlingsbegrepp för olika gödselslag (flyt, fast, djupströ etc.) från olika djurslag (nötkreatur, grisar etc.) som inte har rötats.
TS	Torrsubstans. Uttrycks som vikt (kg TS) eller som % av våtvikt
VERA	Ett beräkningsverktyg från Jordbruksverket för att göra stallgödselberäkningar, växtnäringsbalanser etc. på gårdsnivå.
VS	Organisk substans, <i>Volatile solids</i> . Uttrycks som vikt (kg VS) eller som % av TS.
Växthusgasinventeringen	Sveriges rapportering av växthusgaser till FN:s ramkonvention om klimatförändringar (UNFCCC).

1 Bakgrund

Det bildas och sker emissioner av metan, lustgas och ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel. Men emissionsnivåerna skiljer sig åt mellan djur- och gödselslag (till exempel flytgödsel och fastgödsel) och de beror även på yttre faktorer som temperatur och hur stallgödsel lagras och sprids.

Emissionerna påverkas även av eventuell behandling av stallgödseln, som exempelvis rötning där stallgödseln används som substrat för biogasproduktion. I Sverige har mängden stallgödsel som rötas ökat stadigt de senaste årtiondena, men det är fortfarande en begränsad andel av stallgödsel som rötas. Idag rötas 1,5 miljoner ton stallgödsel av den årliga volymen stallgödsel på 19 miljoner ton (SCB, 2023; Energigas Sverige, 2024).

I och med att behandlingen av stallgödsel påverkar emissionsnivåerna från gödselhanteringen kan man räkna med att emissionsnivåerna från ett biogassystem där man rötter stallgödsel skiljer sig från emissionerna från traditionell gödselhantering. En del studier har kommit fram till att rötning av stallgödsel kan minska metanemissionerna jämfört med emissionerna från traditionell gödselhantering (Lantz & Björnsson, 2016; Lantz m fl, 2019). Dessa slutsatser är en av grunderna till att gårdsbaserad biogasproduktion har fått investeringsstöd via Klimatklivet.

Men bilden av rötningens effekter på växthusgasutsläppen är inte entydig, och det finns andra studier som visat att emissionerna från rötrest (rötad stallgödsel) är större än från traditionellt lagrad stallgödsel. Tidigare emissionsmätningar från RISE visar på högre metanemissioner från lagring av rötad än från orötad stallgödsel (Rodhe m fl, 2015; 2018). Resultaten från RISE emissionsmätningar ligger till grund för de nationellt anpassade emissionsfaktorerna för metan från flytgödsel och rötning av stallgödsel i gårdsanläggningar i Sveriges växthusgasinventering (Naturvårdsverket, 2025a). I Sveriges växthusgasinventering är metanemissionsfaktorn för rötning och lagring av rötad stallgödsel därmed högre än för lagring av flytgödsel.

Nyligen beställde Naturvårdsverket ett uppdrag med syfte att se över emissionsfaktorerna för metan från flytgödsel och rötad stallgödsel till Sveriges växthusgasinventering (Berglund & Mjöfors, 2024). Slutsatserna var att nuvarande underlag fortfarande är relevant för svenska förhållanden, och att det finns stöd för att Sverige skattar högre metanemissioner från rötad än från orötad flytgödsel i växthusgasinventeringen. Berglund & Mjöfors föreslog mindre justeringar av vissa parametrar i beräkningarna, och några av dessa har införts i Sveriges växthusgasinventering (Naturvårdsverket, 2025a).

De emissionsfaktorer som föreslås i Berglund & Mjöfors (2024) är anpassade för att skatta metanemissionerna på nationell nivå i Sveriges växthusgasinventering. Uppdraget från 2024 var avgränsad till att se över emissionsfaktorer för metan från lagring av flytgödsel respektive från rötning av stallgödsel och lagring av rötad stallgödsel. När man söker investeringsstöd till gårdsbiogasanläggningar inom Klimatklivet inkluderas fler växthusgaser och fler gödselslag. Naturvårdsverket har därför sett behov av en uppföljande studie som ska ge uppdaterat underlag för att skatta förändring av växthusgasutsläpp vid gödselbaserad biogasproduktion enligt Klimatklivets kontext. Denna gång ska även lustgas inkluderas (både direkt lustgas och indirekt lustgas via

ammoniak), och emissionsfaktorerna vara lämpliga för gårdsnivå genom att uttryckas per ton stallgödsel eller per MWh biogas.

1.1 Syfte och avgränsningar

Syftet med studien är att sammanställa emissionsfaktorer som kan användas på gårdsnivå för att skatta förväntade förändringar av växthusgasutsläpp vid gårdsbaserad biogasproduktion från stallgödsel.

Emissionsfaktorerna ska vara anpassade för att användas inom Klimatklivet. Det innebär att de ska reflektera ett generellt snitt för svenska förhållanden. De ska tas fram för olika typer av stallgödsel som rötas i Sverige, både vad gäller djurslag (nötkreatur, gris, kyckling etc.) och gödselslag (flytgödsel, fastgödsel etc.).

För att kunna skatta de förväntade förändringarna i utsläpp behövs det dels emissionsfaktorer för traditionell gödselhantering, dels för rötning av stallgödsel (hela röttningsprocessen inklusive lagring av rötrest). Emissionsfaktorerna ska spegla skillnaderna mellan systemen, vilket innebär att de ska inkludera emissioner från stall, lagring av stallgödseln respektive rötning och lagring av rötrest. Emissioner från spridning beskrivs separat.

Emissionsfaktorerna baseras på upplägget och metoderna i växthusgasinventeringen och rapporteringen av växthusgasutsläpp från stallgödselhanteringen inom jordbrukssektorn. Då inkluderas växthusgaserna metan och lustgas, både direkt lustgas och indirekt lustgas via ammoniak. Det innebär även att läckage från biogasanläggning samt metanslip vid fackling av biogas inkluderas utöver emissioner i stall, lager och vid spridning av stallgödsel.

I växthusgasinventeringen uttrycks emissionerna per djur och år. I denna rapport uttrycks emissionerna per ton stallgödsel eller per MWh biogas eftersom det är mer relevanta enheter för Klimatklivet. Biogasanläggningarna dimensioneras utifrån tillgång på substrat och ansökan om investeringsstöd görs för att en viss planerad volym stallgödsel som ska rötas och mängd biogas som kan produceras, och behöver inte vara kopplade till ett strikt antal djur och hur mycket stallgödsel de producerar.

Fokus ligger på emissioner från lagring av stallgödsel respektive rötrest, och de faktorer som mest påverkar utsläppen från lagring av rötrest. Detta fokus har valts eftersom förändringar i emissioner från lagring har varit centrala när man inom Klimatklivet har bedömt klimatnyttan med gårdsbaserad biogasproduktion. Stallgödsel utgör störst del av substratet till gårdsbiogasanläggningarna.

Emissioner från spridning av stallgödsel och rötrest tas också med översiktligt. Emissioner från spridning av stallgödsel kan förändras när stallgödseln rötats. Det beror dels på direkta effekter av att stallgödselns egenskaper förändras (pH och innehåll av ammoniumkväve), dels på att det kan bli möjligt att sprida stallgödseln med annan teknik och vid fler olika tillfällen när den har rötats. Det senare gäller till exempel om fastgödsel rötats tillsammans med flytgödsel och man då får en flytande rötrest som kan spridas vid fler tillfällen och med fler olika tekniker än vad som är möjligt för fastgödsel.

Det finns även en klimatpåverkan av att använda biogasen. Det handlar dels om emissioner när biogasen används för värmeproduktion, kraftvärmeproduktion eller

uppgraders, dels om effekten av att biogasen ersätter andra bränslen, drivmedel eller elproduktion i energisystemet. Denna klimatpåverkan tas dock inte med i denna rapport eftersom fokus ligger på gödselhanteringen och hur rötning av stallgödsel kan påverka dessa emissioner.

2 Stallgödselhantering i Sverige

Stallgödsel innehåller träck, urin, strömedel, vatten och foderrester i olika proportioner. Stallgödseln har olika egenskaper beroende på djurslag och hur stallgödseln hanteras i stall och lager.

Stallgödsel delas in främst efter sina fysikaliska egenskaper i kategorierna urin, flytgödsel, kletgödsel, fastgödsel och djupströgödsel. Generella värden på torrsustanshalt (TS), pH, volymvikt och hanteringsegenskaper finns i Tabell 1. Variationerna är emellertid stora mellan olika djurslag och även mellan olika gårdar.

Alltmer av stallgödseln i Sverige hanteras som flytgödsel och flytgödselsystem är helt dominerande vad gäller mjölkkor och slaktgrisar. Flytgödsel är lätt att definiera: Den har låg TS-halt och är därmed möjlig att pumpa ut från stallet och förvara i bassänger/flytgödsellager (brunn av cement eller en ofta grundare och större lagun med plastduk i botten).

Däremot kan gränsen mellan fastgödsel och djupströgödsel vara otydlig och begreppen används ibland lite olika, vilket kan vara bra att vara medveten om eftersom det bland annat påverkar siffrorna i statistiken. Se mer om detta i avsnittet Fasta gödselslag.

En och samma gård kan använda sig av flera parallella hanteringssystem för stallgödsel. Till exempel är det vanligt att integrerad grisproduktion (det vill säga en gård som har både slaktgris och suggor, inklusive smågrisar) hanterar slaktgrisdödsel som flytgödsel medan stallgödseln från sinsuggor och ibland även smågrisar hanteras som djupströgödsel.

Tabell 1: Generella egenskaper hos olika typer av stallgödsel. Värdena i tabellen kan inte tillämpas på fjäderfägödsel (Jordbruksverket 2024, Rekommendationer för gödsling och kalkning)

Gödselslag	% TS	pH-värde	Volymvikt (kg/m ³)	Hanteringsegenskap
Urin	1-5	7,5-9	1000	Pumpbar
Flytgödsel	3-12	6,5-8	1000	Pumpbar
Kletgödsel	12-16	7-8,5	900	Flyter ut
Kletgödsel	15-20	7-8,5	900	Inte helt stapelbar
Fastgödsel	18-25	7,5-9	750	Kan staplas >1 m
Djupströgödsel	>25	7,5-9	500	Kan staplas >2 m

I denna rapport har vi gjort en uppdelning i gödselslag efter hur det ser ut i praktiken och hur den uppstår i stall. Vi har även utgått från vad som är relevant för stallgödsel som rötas och i klimatberäkningar. Det innebär att vi fokuserat på de vanligaste gödselslagen som rötas, och på stallgödselns innehåll av kväve och organisk substans (VS) eftersom dessa faktorer används för att skatta växthusgasutsläppen från gödselhanteringen.

2.1 Flytgödsel

Flytgödsel från mjölk- och grisproduktion (smågris- och/eller slaktgrisproduktion) utgör den största delen volymmässigt av all stallgödsel som rötas i svenska gårdsbiogasanläggningar. Biogasanläggningarna är konstruerade för att röta flytande substratblandningar, och flytgödsel utgör det enda, eller det huvudsakliga, substratet i gårdsbiogasanläggningar.

I Sverige är det mycket vanligt att stallarna har byggts så att flytgödseln utgödselas frekvent (flera gånger per dygn). Utgödslingen kan ske med skrapor på helt golv eller under spaltgolv som djuren går på. Det finns flera miljö- och klimatomständiga fördelar med frekvent utgödsling. Temperaturen i stallgödseln sänks snabbt, vilket hämmar metanbildning i stallgödsel. Dessutom hinner det inte byggas upp en stor metanbildande ymp i flytgödseln inne i stallet, vilket även hämmar metanbildningen i flytgödsellagret (Petersen m fl, 2024). Frekvent utgödsling minskar även ammoniakemissionerna i stallet.

I många andra länder lagras flytgödseln i kulvertar under golvet i flera veckor eller månader före utgödsling från stallet. Då bevaras värmen längre i stallgödseln och ympen hinner växa till mer före utgödsling. Det innebär därmed att metanemissionerna i stall kan vara betydande. Dessutom blir ammoniakemissionerna större när flytgödsel lagras veckovis under golvet i stallet.

I Götaland och delar av Svealand är det krav på att djurgårdar ska ha någon form av täckning, exempelvis svämtäcke, duk eller tak på sina flytgödsellager. Syftet är att minska ammoniakemissionerna från gödselhanteringen. Svämtäcke är det vanligaste och billigaste täckningsalternativet. Nötflytgödsel bildar svämtäcke naturligt, medan det kan krävas insatser för att få ett svämtäcke på grisflytgödsel eller rötrest. Insatserna kan handla om att tillföra torrare material, som djupströgödsel, i flytgödsellagret, men det förutsätter att lantbrukaren har tillgång till sådana material för att vara praktiskt genomförbart. Om lantbrukaren tillför strörikt material innebär det att flytgödseln ändrar karaktär. Det kräver bland annat kraftigare pumpar och omrörare för att kunna blanda stallgödseln och tömma lagret inför spridning.

Flytgödsellagren fylls på kontinuerligt under året och töms helt eller delvis i samband med gödsling. Spridningsstrategin och antalet spridningstillfällen skiljer sig åt i landet, men styrs även av vilka grödor som odlas. En mjölkgård i södra Sverige kan sprida flytgödsel nästan kontinuerligt från vår till höst, först till flera olika grödor i vårbruket, och sedan efter varje vallskörd under sommaren. En grisgård med egen växtodling har inte lika många spridningstillfällen, och kan typiskt sprida flytgödsel i vårbruket samt under hösten inför sådd. Längre norrut är växtodlingssäsongen kortare vilket ger längre genomsnittlig lagringstid för flytgödseln.

Spridningsstrategin kan även påverka hur mycket stallgödsel det finns i lager vid en given tidpunkt och därmed även emissionerna från lagret. Den viktigaste faktorn är mängden stallgödsel i lager under sommaren. Metan- och ammoniakemissionerna är högre från varm än kall flytgödsel, allt annat lika, och tomma gödsellager sommartid är därmed bra ur metan- och ammoniaksynpunkt.

2.2 Fasta gödselslag

Det finns även flera varianter av fasta stallgödselslag från olika djurslag.

Djupströgödsel är stapelbar (se definition i tabell 1) och kan läggas i högar. Den kommer från stall där djuren går på djupströbäddar. Djupströbäddar byggs upp successivt av gödsel från djuren tillsammans med strömedel, oftast halm, som tillförs kontinuerligt. Det kan gå lång tid, flera månader upp till ett år, mellan utgödslingstillfällena. Djupströbäddarna körs vanligen ut mellan uppfödningssomgångar (till exempel för gris och kyckling) eller när djuren flyttas eller lämnar stallet i samband med betessläpp på våren (till exempel för nötkreatur och häst). Djupströgödseln lagras sedan utomhus innan den sprids. Emissioner från djupströgödseln sker såväl i stallet som under utomhuslagringen.

Fastgödsel är också stapelbar och kan läggas i högar, men till skillnad från djupströgödsel skrapas den ut regelbundet (dagligen). Tidigare var det vanligt med fastgödselsystem i stall med uppbundna mjölkkor. Då separeras gödseln i stallet i en fast fas (träck, ibland även benämnd fastgödsel) och en flytande fas (urin). Idag används termen fastgödsel ofta för en blandning av träck, urin och strömedel där en stor del av urinen suggs upp i strömedlet i stallet för att separeras ut som en flytande fas. I hästhållning är det vanligt med denna typ av fastgödsel.

Begreppen ”fastgödsel” och ”djupströgödsel” kan synas vara tydliga, men det finns risk för att begreppen glider. I Sveriges växthusgasinventering har uppdelningen och fördelningen mellan stallgödselsystem hämtats från SCB:s gödselmedelsundersökning (SCB, 2023). SCB:s frågor handlar om hur gödseln från olika djur hanteras, till exempel som fastgödsel eller som djupströgödsel. Svaren kan antas spegla hur stallsystemen ser ut och hur gödseln hanteras i stall. Men när det gäller spridning och lagring av stallgödsel kan fastgödsel användas som benämning på stallgödsel som kan staplas, oavsett om den kommer från ett stall med fastgödsel som mockas ut regelbundet eller från en djupströbädd som ligger många månader i stallet.

Att begreppet ”fastgödsel” i praktiken användas brett, och även kan avse gödsel från en djupströbädd, kan vara viktigt att tänka på vid skattning av växthusgasutsläpp från stallgödselhanteringen eftersom emissionsfaktorerna för metan, lustgas och ammoniak skiljer sig åt mellan fast- och djupströgödsel. I denna rapport skattas metan- och lustgasemissioner från fast- och djupströgödsel med emissionsfaktorer från växthusgasinventeringen och IPCC:s riktlinjer för växthusgasinventering. Se faktarutan för IPCC:s definitioner av fast- respektive djupströgödsel.

Faktaruta: Djupströgödsel och fastgödsel enligt definitioner i IPCC:s riktlinjer.

I IPCC:s riktlinjer definieras **deep bedding** som:

As manure accumulates, bedding is continually added to absorb moisture over a production cycle and possibly for as long as 6 to 12 months. This manure management system also is known as a bedded pack manure management system and may be combined with a dry lot or pasture. Manure may undergo periods where animals are present and are actively mixing the manure, or periods in which the pack is undisturbed.

Solid storage definieras som:

The storage of manure, typically for a period of several months, in unconfined piles or stacks. Manure is able to be stacked due to the presence of a sufficient amount of bedding material or loss of moisture by evaporation.

Solid stores can be covered or compacted. In some cases, bulking agent or additives are added.

I Sveriges växthusgasinventering antas djupströgödsel motsvara *Deep litter*, medan fastgödsel motsvarar *Solid manure*.

Generellt sett byggs gårdsbiogasanläggningar på större gårdar med flytgödsel som det huvudsakliga substratet. Dessa gårdar kan även ha tillgång till fasta stallgödselslag, men det är då troligtvis gödsel från djupströbäddar för exempelvis sinsuggor, kvigor, sinkor¹ eller dikor. Volymen fastgödsel från dessa gårdar bedöms vara liten.

Enligt Jordbruksverkets statistik om mängd rötad stallgödsel har det rötats mer nötfastgödsel än djupströgödsel från nötkreatur de senaste åren. Detta baseras på uppgifter som samlas in i samband med handläggningen av gödselgasstödet. Risken finns att en del gödsel från djupströbäddar har benämnts eller rapporteras som "fastgödsel".

¹ Mjölkkor som har sinlagts, det vill säga inte mjölkas, en period före kalvning

3 Emissionsberäkningar i växthusgasinventeringen

I denna rapport skattas emissioner från stallgödselhantering och rötning av stallgödsel utifrån upplägget och underlaget till Sveriges växthusgasinventering. Växthusgasinventeringen är den rapporteringen som Sverige gör årligen till FN:s ramkonvention om klimatförändringar (UNFCCC). Rapporteringen omfattar Sveriges utsläpp och upptag av växthusgaser. Det finns riktlinjer från IPCC som beskriver hur rapporteringen ska göras, bland annat för stallgödselhantering, se IPCC:s riktlinjer *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (IPCC, 2006) och IPCC:s uppdaterade riktlinjer, *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (IPCC, 2019a).

Växthusgasutsläppen skattas med hjälp av emissionsfaktorer och aktivitetsdata. Emissionsfaktorerna beskriver hur stora emissionerna skattas vara. För stallgödselhantering kan emissionsfaktorerna uttryckas som kilo metan per kilo organisk substans (VS) eller kilo lustgas per kilo kväve i stallgödseln givet ett visst stallgödselslag.

Aktivitetsdata beskriver hur mycket eller hur många. I exemplet med stallgödselhantering handlar det om hur många kilo VS och kväve som i genomsnitt utsöndras i träck och urin per djur och dag (till exempel mjölkko eller sugga), genomsnittligt antal djur i landet aktuellt år, samt hur djuren fördelas mellan stallgödselslag. Produkten (emissionsfaktor x aktivitetsdata) ger då de totala emissionerna per djurkategori och år.

IPCC:s riktlinjer beskriver tre olika detaljeringsnivåer, så kallade *tier*, för att skatta växthusgasutsläppen. Valet av *tier* beror på datatillgång och hur viktig utsläppskällan är för landets totala växthusgasutsläpp. *Tier 1* är den enklaste nivån där emissionsfaktorn kan ges som färdiga schablonvärden, till exempel kilo metan från stallgödselhantering per djur och år. I *Tier 2* beräknas emissionerna med färdiga ekvationer från IPCC:s riktlinjer kombinerat med landspecifika uppgifter till exempel om djurens produktion. *Tier 3* är den mest detaljerade nivån med nationellt framtagna emissionsmodeller. Det är även möjligt att kombinera nivåer, till exempel använda en ekvation från IPCC:s riktlinjer men med nationellt anpassade emissionsfaktorer.

Växthusgasinventeringarna görs för fördefinierade samhällssektorer, bland annat Jordbrukssektorn (*Agriculture*), och riktlinjerna beskriver hur inventeringarna ska göras inom varje sektor. I Sveriges växthusgasinventering rapporteras emissioner från traditionell lagring av stallgödsel samt från gårdsbaserad rötning av stallgödsel i jordbrukssektorn, och de rapporteras under rubriken stallgödselhantering (*Manure management*).

Emissionerna från stallgödselhantering inkluderar metan, lustgas och indirekt lustgas via ammoniak från stall och lagring av stallgödseln. För den gårdsbaserade rötningen av stallgödsel inkluderas dessutom metanläckage från gårdsbiogasanläggningar och fackling av överskottsbiogas.

Även om IPCC:s riktlinjer har tagits fram för rapportering av växthusgaser på nationell nivå har de kommit till grund för klimatberäkningar för mindre system och i mer detaljerad skala, till exempel i livscykelanalyser och i klimatredovisningar som

företag gör för sin verksamhet. IPCC:s riktlinjer är välstrukturerade, välkända och väl förankrade internationellt. De täcker in alla viktiga antropogena växthusgasutsläpp från alla delar av samhället, och sammanfattar och bygger på den viktigaste forskningen på området. De är heltäckande på så sätt att de inkluderar de viktigaste systemen och beaktar skillnader bland annat beroende på geografi. Ett exempel är stallgödselhantering där IPCC:s riktlinjer tar med de vanligaste systemen för att hantera stallgödsel, och hur systemen och emissionerna skiljer sig åt mellan regioner, djurslag och produktionsförutsättningar.

4 Faktorer som påverkar emissioner från stallgödselhantering och metoder för skattning av emissionsnivåer

I detta kapitel beskrivs emissioner av metan, lustgas och ammoniak från stallgödselhantering mer i detalj i var sitt delkapitel. I början av varje delkapitel beskrivs hur emissionerna uppstår och vilka faktorer som påverkar emissionerna och emissionsnivåerna. Därefter beskrivs hur upplägget för hur emissionerna skattas i denna rapport. Här har vi också utgått från upplägget i IPCC:s riktlinjer. En skillnad är dock att vi uttrycker utsläppen per ton stallgödsel samt per MWh biogas, och inte per djur och år som i växthusgasinventeringen. Det beror på att biogasanläggningarna dimensioneras för en viss substratvolym, vilket nödvändigtvis inte är kopplat till ett bestämt djurantal.

Beskrivningarna och beräkningsgångarna nedan gäller både för traditionell gödselhantering och för rötad stallgödsel. Detta kapitel ska ge en grund till kommande kapitel om emissionsfaktorer för traditionell gödselhantering respektive rötning av stallgödsel inklusive lagring av rötrest.

4.1 Metan

Metan bildas när organiskt material bryts ner under anaeroba (syrefria) förhållanden. Nedbrytningen sker i flera steg och med flera olika typer av mikroorganismer. Nedbrytningshastigheten och metanbildningen påverkas av en rad faktorer. Nedan beskrivs viktiga faktorer för metanemissioner framför allt från lagring av flytgödsel och rötrest (se även Berglund & Mjöfors (2024)). Lagringen står för de mesta metanemissionerna från dessa gödselslag. Den snabba utgödslingen från stall gör att det inte hinner bildas metan från flytgödseln medan den finns i stall.

Det kan även bildas metan från fasta gödselslag (fastgödsel, djupströgödsel, hästgödsel, fjäderfägödsel), men det finns inte alls lika mycket kunskap om mekanismer och emissionsnivåer från dessa gödselslag som om emissioner från flytgödsel och rötrest.

- **Krav på anaeroba förhållanden:** Metan bildas bara under helt anaeroba förhållanden, exempelvis i en biogasreaktor eller ett flytgödsellager med rötad eller orötad stallgödsel. Gödseln i ett flytgödsellager är i princip helt syrefri, och därmed kan metan bildas i hela gödselvolymen. I och med att hela gödsel-

volymen kan betraktas som anaerob uttrycker man metanemissionerna relativt mängden flytgödsel eller rötrest i lagret.

Det kan även bildas metan i fasta gödselslag, till exempel om gödseln komposterar snabbt och om syretillförseln är begränsad. Komposteringsprocessen förbrukar syre, och genererar dessutom värme som gynnar metanbildningen.

Det sker inga direkta metanemissioner när stallgödsel sprids i fält. Stallgödseln sprids så pass tunt att den blir syresatt vid spridning. Även om syretillgången kan bli begränsad vid blöta förhållanden och om stallgödseln myllas ner i marken, blir inte stallgödseln helt syrefri.

- **Temperatur:** Nedbrytningshastigheten är starkt temperaturberoende. Ju varmare gödsel, desto snabbare nedbrytning och desto mer metan bildas det per tidsenhet. Vid normala lagringstemperaturer ser man ofta ett exponentiellt samband mellan temperatur och metanproduktion i flytgödsel. Det innebär att en grads temperaturskillnad ger större effekt på metanproduktionen vid höga lagringstemperaturer än vid låga lagringstemperaturer. I emissionsmätningar har man sett mycket låga metanemissioner från flytgödsellager vid låga lagringstemperaturer (Berglund & Mjöfors, 2024). Vi har inte hittat någon entydig gräns för när metanproduktionen upphör helt.

Temperaturen i flytgödseln i ett flytgödsellager följer utomhustemperaturen, dock med liten fördröjning och med mindre variation över och mellan dygn (Berglund & Mjöfors, 2023). Under vintern kan flytgödseln frysa i ytan, medan den är varmare längre ner.

Temperaturen i rötrestlager kan vara högre än i närliggande flytgödsellager. Inkommande färsk rötrest från rötchambren är varmare, ibland mycket varmare, än stallgödsel som kommit direkt från stall till gödsellager. Temperaturen i det första rötrestlagret efter biogasanläggningen kan vara hög, särskilt om lagret är relativt litet och uppehållstiden i lagret är kort och/eller om den inkommande rötresten till lagret inte har svalnat, vill exempel via värmeväxling.

- **Det organiska materialets egenskaper:** Det organiska materialets sammansättning påverkar hur snabbt det bryts ner anaerobt och hur mycket metan som bildas. Lättsmältbart organiskt material, som socker och stärkelse, bryts ner snabbt medan lignin knappt påverkas under anaeroba förhållanden. Det bildas mer metan vid fullständig anaerob nedbrytning av ett kilo fett än av ett kilo kolhydrater eller protein.

Gödseln från olika djurslag har olika sammansättning, vilket påverkar stallgödselns metanpotential. Exempelvis har grisködsel högre metanpotential än nötködsel. Det beror till stor del på skillnaderna i fodersmältningssystem, och att nötkreaturen redan brutit ner fodret anaerobt i vommen. Skillnaderna beror även på vilka foder djuren äter och hur mycket av energin i fodret som de kan utnyttja. Mjölkkande mjölkkor äter mer foder än sinlagda mjölkkor, och de hinner inte utnyttja energin i fodret lika väl. Det innebär att det kan finnas mer

lättsättbart organiskt material kvar i träcken från en mjölkande än en sinlagd mjölkko.

När stallgödseln rötas bryts mycket av det mest lättsättbara organiska materialet ner och omvandlas till biogas. Stor VS-reduktion, eller hög utrottningsgrad, har flera fördelar ur klimatsynpunkt i och med att biogasutbytet blir högt och det finns lite lättsättbart VS kvar för metanbildning i rötrestlagret. Utröttningsgraden kan bestämmas med gödselanalyser där man analyserar mängden VS i rötrest respektive VS i ingående substrat. Utröttningsgraden ges av kvoten mellan VS i rötrest och VS i ingående substrat. Ett annat mått är restmetanpotentialen som bestäms genom utrottningsförsök och som beskriver hur mycket metan som potentiellt kan bildas från lagring av rötresten. Låg restmetanpotential och hög utrottningsgrad hänger ihop, och förknippas med lägre risk för metanemissioner från lagring av rötrest.

- **Lagringstid:** Den anaeroba nedbrytningen är en relativt långsam process. Det innebär att lagringstiden har betydelse; ju längre lagringstid, desto mer organiskt material hinner brytas ner och desto mer metan bildas. Lagringstiden är inte samma för all stallgödsel. Stallgödsel produceras kontinuerligt under året och därmed kommer lagringstidens längd att styras av spridningen av stallgödseln, det vill säga tidpunkt/tidpunkter för när stallgödseln sprids samt mängden stallgödsel som sprids vid varje tillfälle.

Lagringstiden och mängden stallgödsel i lager har särskilt stor betydelse när temperaturen i stallgödseln är som högst. Generellt sett är dock gödsellagren (gäller både orötad flytgödsel och rötrest) i Sverige som mest fyllda i slutet av vintern innan gödseln kan börja spridas i vårbruket. Lagren töms mest under vårbruket, vilket innebär att mängden stallgödsel i lager normalt sett är mindre under sommaren än under vintern. Det innebär att en stor andel av gödseln lagras när gödseln är kall och metanproduktionen i gödsellagren redan är låg.

- **Ymp:** Det behövs särskilda och för miljön anpassade mikroorganismer för att metan ska bildas i stallgödseln. Mikroorganismerna uppförkas när stallgödseln lagras. Gödsel som finns kvar i gödselkanaler i stall eller i botten på ett gödsellager efter tömning utgör en ymp som kan sätta igång metanproduktionen i färsk gödsel. Försök visar att metanproduktionen kan vara låg och ta lång tid att komma i gång vid lagring av färsk stallgödsel direkt från djuren, medan metanbildningen kommer i gång tidigare och blir snabbare om man har tillsatt en ymp i stallgödseln (Sommer m fl, 2007).

I Sverige gödslas den allra mesta flytgödseln ut snabbt (dagligen/flera gånger per dag) ur stall. Då hinner det inte byggas upp någon betydande metanbildande ymp i gödseln medan den finns kvar i stallet. Det är en viktig skillnad mot våra grannländer där flytgödseln lagras flera veckor eller månader under djuren innan flytgödseln töms ut från stall. Då sker det en stor uppförökning av metanbildande mikroorganismer redan i stall, och de följer sedan med ut till flytgödsellagret. Nya försök (labbskala) tyder på att korta utgödslingsintervall ur stall även kan ge lägre metanemissionerna från utomhuslagret (Petersen m

fl, 2024). Hypotesen är att mikroorganismssamhället inte hinner byggas upp lika mycket vid täta utgödslingsintervall, och att den låga aktiviteten och låga metanbildningen även består i utomhuslagret.

I röttkammare sker det en kraftig uppförökning av metanbildande mikroorganismer. De är dock anpassade för temperaturen i röttkammaren, vilken är betydligt högre än i utomhuslagret. Deras aktivitet kommer därmed avta när rötresten förs över till utomhuslagret.

4.1.1 Skattning av metanemissioner

I IPCC:s riktlinjer skattas mängden metan från stallgödselhantering (*manure management*) från mängden organisk substans (VS) i stallgödsel och dess maximala metanpotential (B_0). Dessutom beaktar man hur stallgödsel hanteras, det vill säga om det rör sig om flyt- fast- eller djupströgödsel och om den behandlas exempelvis via rötning, samt hur länge och vid vilken temperatur stallgödseln lagras.

Dessa aspekter beskrivs med den så kallade metankonverteringsfaktorn, MCF (*methane conversion factor*). MCF uttrycks som procent av B_0 och beskriver hur mycket metan som kan bildas från stallgödsel under olika förutsättningar. MCF inkluderar både metanemissioner som eventuellt sker i stall och emissioner som sker från vid lagring efter stallet.

Följande uppgifter behövs för att skatta metanemissioner från stallgödsel i linje med växthusgasinventeringen:

1. **Gödselns innehåll av organisk substans, VS:** VS-innehållet uttrycks antingen som kg VS per ton stallgödsel eller som procent av torrsubstansen, TS, i stallgödsel (% VS av TS) och torrsubstanshalten som procent av stallgödselns våtvikt. Torrsubstansen i stallgödseln utgörs av organisk substans och aska.

VS-innehållet behövs för olika gödselslag (flyt-, fast-, djupströgödsel etc.) uppdelat mellan olika djurslag (nötkreatur, saggor, slaktgrisar, häst etc.). Det beror på att vi i denna rapport uttrycker metanemissionerna per ton stallgödsel, och att vi därmed behöver ta hänsyn till skillnader i VS-innehåll i olika typer av stallgödsel.

VS i stallgödseln kommer från träck, strömedel och foderrester. I växthusgasinventeringen skattas metanemissionerna från VS i träcken, det vill säga exklusive VS från strömedel och foderrester. Det kan därmed även behövas uppgifter om träckens andel av VS i stallgödseln.

2. **Gödselns maximala biogaspotential, B_0 , (liter metan per kg VS):** B_0 -värde behövs för olika djurslag. Det behövs ingen uppdelning mellan gödselslag från samma djurslag eftersom djurslaget styr stallgödselns B_0 -värdet.
3. **Metankonverteringsfaktorn, MCF (% av B_0):** MCF-värden behövs för olika gödselslag och i vissa fall även specificerat för vissa djurslag. Om metanemissioner sker både i stall och vid utomhuslagringen bör MCF-värdet delas upp, om det är möjligt, så att emissionerna i stall respektive lager kan

separeras.

Vid rötning kommer en del av VS i stallgödseln att brytas ner och metanpotentialen att sjunka. Detta beaktas i växthusgasinventeringen på så sätt att MCF-värdet anpassas så att det avser mängden VS samt B_0 -värdet i den obehandlade stallgödseln. Denna anpassning av MCF tillämpas även i denna rapport, se även kommande kapitel "Emissionsfaktorer för lagring av rötrest och övriga metanemissioner från biogassystemet".

4.2 Lustgas (direkt)

Lustgas kan bildas av mikroorganismer i stallgödsel om det finns förutsättningar för både nitrifikation och denitrifikation. Nitrifikation sker i aerob miljö där ammonium omvandlas av nitrifikationsbakterier till nitrit/nitrat. Denitrifikation sker i anaerob miljö, och där reduceras nitrat först till N_2O (lustgas) och beroende på graden av reducerande förhållanden sedan vidare till N_2 (kvävgas).

Produktionen av lustgas i stallgödsel beror främst på närvaron av denitrifikationsbakterier, tillgången på syre och nitrit/nitrat samt tillgången på lättillgängligt organiskt material (Monteny m fl, 2001). Ändras miljön i stallgödsel så att tillgången på syre minskar eller ökar kan man få en snabb produktion av lustgas. Det kan till exempel ske i ett svämtäcke på en flytgödselbehållare när svämtäcket torkar upp och syre kommer in i den tidigare syrefria miljön eller i ett fastgödsellager efter ett regn när vattenhalten ökar och anaeroba miljöer bildas.

Lustgasemissioner från lagring av flytgödsel är ofta kopplade till hur täckningen av lagret ser ut. Porösa svämtäcken riskerar att ge upphov till lustgasbildning, speciellt under torra förhållanden eftersom materialet då kommer att innehålla såväl aeroba som anaeroba miljöer. Sommer m fl (2000) kunde visa att lager med nötflytgödsel med svämtäcke gav upphov till lustgasemissioner under sommaren men däremot inte under vintern då det var vattenmättat. En sammanställning av Vander Zaag m fl (2010) visar att permeabel täckning med halm, spån, torv eller liknande många gånger ökar lustgasemissionerna samtidigt som det minskar emissionerna av metan jämfört med flytgödsel utan täckning.

Lustgasemissioner från lager redovisas i litteraturen på två olika sätt vilket kan försvåra jämförelser. Många gånger relateras de till ytan (m^2) och presenteras därför per ytenhet, till exempel som $mg N_2O-N$ per m^2 och dag. Det innebär att med ökat lagringsdjup så blir emissionsfaktorn EF_{N_2O} (% av N_2O-N i träck och urin) lägre per m^3 eftersom ytan blir densamma medan volymen ökar. I andra fall redovisas de som $mg N_2O-N$ per m^3 och dag.

En litteraturstudie av Rhode m fl (2012) redovisar lustgasemissioner från lagring av flytgödsel. Enligt studien är uppmätta lustgasemissioner i lager med flytgödsel eller rötrest utan svämtäcke eller annan täckning ofta nära noll. För lager med svämtäcke har rapporterats 0–600 $mg N_2O-N /m^2/dag$ från danska pilotförsök med nötflytgödsel (Sommer m fl, 2000), 29 (0–870) $mg N_2O-N /m^2/dag$ från svenska pilotförsök med grisflytgödsel (Rhode m fl, 2012) och 0,1–0,2 $N_2O-N mg/m^3/dag$ mätt på nötflytgödsel

på gård i Frankrike (Sneath m fl, 2006). Observera att det sista exemplet är angivet per volymsenhet medan de tidigare är angivna per ytenhet.

Under svenska förhållanden har uppmätta lustgasemissioner från flytgödsel utan svämtäcke varit obefintliga (Rodhe m fl, 2012; 2015). Däremot har försök visat att lustgasbildning kan uppstå om behållarna täcks med tak eller svämtäcke (Rodhe m fl, 2012). Detta gäller främst grisflytgödsel men i vissa mätningar också nötflytgödsel. I ett försök uppmättes avsevärda mängder lustgas från grisflytgödsel med halmsvämtäcke. Emissionsfaktorn var där 0,74 % och lustgasavgången hade i den mätningen större klimateffekt än metanavgången.

I djupströgödsel kan komposteringsprocessen ge upphov till lustgasproduktion såväl inne i stallet som i lagret. För fastgödsel är det lustgasemissioner under lagring som ger den största bidraget av växthusgaser. Thorman m fl (2007) visade att 2,6 % av totala kväveinnehållet i grigödsel och 4,3 % i nötgödsel avgick som lustgas under lagring. En litteratursammanställning över lustgasemissioner från fastgödsel- och djupströrlager av Webb m fl (2011) visar de att lustgasemissionerna från nötgödsellager varierade mellan 0 och 2,3 % av gödselns kväveinnehåll medan lustgasemissionerna från grigödsel varierade mellan 2,5 och 9,8 % av gödselns kväveinnehåll. Emissionerna från fjäderfä var mycket låga. Sammantaget ger detta att det är stora variationer i mängden lustgasemissioner från fast- och djupströgödsellager.

4.2.1 Skattning av lustgasemissioner

Direkt lustgas från gödselhantering beräknas utifrån stallgödselns kväveinnehåll och med en emissionsfaktor, EF_3 , som anger hur stor andel av kvävet som omvandlas till lustgas under lagring och spridning (% N_2O-N av $N-tot$).

Uppgifter som behövs:

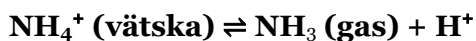
1. **Gödselns kväveinnehåll (kg N-tot per ton stallgödsel):** Uppgift behövs om mängden totalkväve ($N-tot$) i stallgödseln, det vill säga både ammoniumkväve och organiskt bundet kväve. Kväveinnehållet ska anges som kg $N-tot$ per ton stallgödsel. Värdet ska representera kväveinnehållet i färsk gödsel, det vill säga före ammoniakförluster som sker i stall och vid lagring.

Värden behövs för olika gödselslag och för olika djurslag eftersom kväveinnehållet per ton stallgödsel beror på vad djuren ätit, hur mycket kväve djuren har utsöndrat och stallgödselns torrsustanshalt (hur koncentrerad stallgödseln är).

2. **Emissionsfaktor för direkt lustgasavgång vid lagring, EF_3 (% N_2O-N av $N-tot$):** Värden behövs för olika gödselslag eftersom lustgasemissionen påverkas av hur stallgödseln hanteras och lagras. Det kan även finnas flera emissionsfaktorer för samma gödselslag, till exempel för flytgödsel eftersom lustgasavgången påverkas av om det finns ett svämtäcke eller inte på stallgödseln.

4.3 Ammoniak

Jämvikten mellan kväveformerna ammonium (NH_4^+) och ammoniak (NH_3) i stallgödsel är en nyckelmekanism bakom ammoniakförluster till luften. I stallgödsel finns kväve som ammonium (NH_4^+) som är löst i vätskan och som organiskt kväve bundet till organiskt material. Ammonium står i kemisk jämvikt med ammoniak (NH_3), en gasform som lätt avdunstar till luften. Denna jämvikt beskrivs av reaktionen:



Det är främst pH och temperatur som påverkar balansen mellan dessa former. Vid högre pH-värde, särskilt över pH 7, förskjuts jämvikten mot mer ammoniakgas (NH_3). Även ökad temperatur ökar bildningen av ammoniak. Det innebär att stallgödsel som är basisk och varm har större risk för ammoniakförluster.

Andra faktorer som påverkar den kemiska jämvikten är god tillgång på syre, vilket underlättar att ammoniak avgår som gas, samt omrörning eller spridning av stallgödseln – gödselytor får ökad kontakt med luft vilket driver på avgången av ammoniak. För att minska ammoniakförluster i stall bör kotrafik och rengöring fungera så att så små ytor som möjligt är gödselsmutsiga. Har stallet flytgödsel bör utgödsling ske frekvent.

Bedömningen är att det kan vara större ammoniakförluster i stall med djupströbäddar än i stall med flytgödsel eller fastgödsel och daglig utgödsling. Det finns flera faktorer som påverkar ammoniakemissionerna från ströbäddar i stall, bland annat hanteringen av bäddarna och den komposteringsprocess som sker i dem. Vid kompostering bryter mikroorganismer ner organiskt material under aeroba förhållanden (det vill säga processen kräver syretillförsel). Under fullständig kompostering förloras en betydande del kväve i form av ammoniak. Förlusterna varierar beroende på strömmaterial, kol/kvävekvot, temperatur, pH och luftningsgrad.

I praktiken sker ingen fullgod kompostering i ströbäddar i stall, och ammoniakförlusterna från ströbäddarna är inte så stora som vid fullgod kompostering. Orsaken är att förutsättningarna för kompostering varierar i olika delar av ströbädden. Syrenehållet i bädden beror bland annat på vattenhalt, mängd strömedel och strömedlets fysikaliska egenskaper. Strömedlet är i de flesta fall halm men även torv, flis, kutterspån och sågspån används i Sverige. I praktiken kan det vara syrefria (anaeroba) förhållanden i botten av ströbädden eller i områden med mycket gödsel eller vatten som läcker och spills från dricksvattenposter.

Ammoniakavgången vid lagring av stallgödsel påverkas av samma faktorer som inne i stallet, det vill säga temperatur, luftväxling, gödselytans storlek, gödselns egenskaper och koncentrationen av ammoniak i luften närmast gödselytan. Idealförhållandena om man vill minska ammoniakavgången är låg temperatur, liten luftväxling, liten exponerad gödselyta, lågt pH-värde och hög kol/kvävekvot.

Ammoniakförlusterna (kg ammoniak av kg kväve i gödseln) under lagring är generellt högre för fast- och djupströgödsel än för flytgödsel. I traditionell gödsellagring sker det ingen fullgod kompostering i lagrad fastgödsel eller djupströgödsel. Det beror på att nästan inga lantbrukare i praktiken blandar om eller tillför vatten till gödselhögen för att få en fullständig kompostering. Därför är ammoniakavgång från traditionellt lagrad

fastgödsel och djupströgödsel lägre än från fullständigt komposterad gödsel. Man vet från svenska studier att emissionerna av ammoniak från lagring av fast- och djupströgödsel är störst under den första veckan för att därefter minska under lagringstiden (Karlsson och Salomon, 2002).

Täckning är en effektiv åtgärd för att minska ammoniakemissioner från lagring av flytgödsel, flytande rötrest och urin. I praktiken finns det dock få åtgärder för att minska ammoniakavgången från lagrad fastgödsel och djupströgödsel. Täckning med gummiduk har visserligen under svenska förhållanden visats kunna minska förlusterna med ungefär en tredjedel (Rogstrand m fl, 2005). Men eftersom fastgödsel från stallet matas ut och fyller på gödsellagret uppifrån så att fastgödseln breder ut sig över en allt större yta så försvårar det en praktiskt fungerande och effektiv täckning.

En annan åtgärd för att minska ammoniakförlusterna från fast- och djupströgödsel är att använda torv som strömedel i stallet. Rogstrand m fl (2005) kunde visa att inblandning av 4,4 kg torvströ per ko och dag till halmströet var ungefär lika effektivt som täckning av lagret med gummiduk. Karlsson och Salomon (2002) visade att ammoniakavgången med olika strömedel minskade i ordningen långhalm > hackad halm > blandning hackad halm (40 %) och torv (60 %).

För att minimera ammoniakemissioner från fjäderfägödsel som torkats inne i stallet bör gödseln hållas torr även under lagringen. Torr fjäderfägödsel bör därför om möjligt lagras under tak. En studie om lagring av värphöns gödsel vid RISE (Lantbruksforskning, 2024) indikerade att lagring under tak minskade kväveförlusterna med 40–90 %. Intressant är att minskningen var nästan lika stor för lite blötare gödsel med drygt 40 % torrsubstans (TS), som för torr gödsel.

Vid spridning ska stallgödseln brukas ner så snabbt som möjligt för att få så stor kontakt med jorden som möjligt.

4.3.1 Skattning av ammoniakemissioner och indirekt lustgas via ammoniak

Ammoniak är ingen växthusgas i sig, men en del av ammoniakemissionerna som förloras från stall och vid lagring av stallgödsel kan omvandlas till lustgas när ammoniakemissionerna omsätts i andra delar av ekosystemet. Ammoniakemissioner ger då indirekta lustgasemissioner.

Dessa indirekta lustgasemissioner beräknas som en funktion av ammoniakförlusterna från stall, lager och vid spridning av stallgödseln. Ammoniakförlusterna beräknas från stallgödselns kväveinnehåll och emissionsfaktorer som beskriver hur stor andel av kvävet som förloras som ammoniak i stall, vid lagring respektive vid spridning. Den indirekta lustgasavgången skattas sedan med hjälp av en emissionsfaktor för hur stor andel av ammoniakemissionerna som omvandlas till lustgas när ammoniakemissionerna omsätts i andra delar av ekosystemet.

Uppgifter som behövs:

1. **Gödselns kväveinnehåll (kg N-tot per ton stallgödsel samt % $\text{NH}_4\text{-N}$ av N-tot):** Det är samma uppgifter om totalkväveinnehållet (N-tot) som för skattningen av de direkta lustgasemissionerna (se ovan).

Dessutom behövs det uppgifter om stallgödselels innehåll av ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) för att skatta ammoniakemissionerna i samband med spridning av stallgödselels. Ammoniumkväve uttrycks som procent av totalkväve. Beroende på datatillgång kan andelen ammoniumkväve anges antingen för stallgödselels i samband med spridning eller för stallgödselels i stall eller lager.

2. **Emissionsfaktorer för ammoniakavgång, FracGAS, från stall, i lager och vid spridning (% $\text{NH}_3\text{-N}$ av kväveinnehållet):** FracGAS anges som procent av totalkväve för förluster i stall och vid lagring av stallgödselels, men som procent av ammoniumkväve i samband med spridning.

Uppgifter behövs för olika djurslag och olika stallgödselels eftersom ammoniakförlusterna skiljer sig åt beroende på förhållanden i stall, i vilken form stallgödselels hanteras samt hur den lagras. Det kan behövas flera emissionsfaktorer för ett gödselels, till exempel för att visa hur olika täckningsalternativ påverkar ammoniakemissionerna vid lagring av flytgödselels eller hur olika spridningstekniker och spridningstidpunkter påverkar ammoniakförlusterna vid spridning av stallgödselels.

3. **Emissionsfaktor för indirekt lustgasavgång, EF_4 (% $\text{N}_2\text{O-N}$ av $\text{NH}_3\text{-N}$):** Här förutsätts att 1 % av den förlorade ammoniakemissionen omvandlas till lustgas i andra delar av ekosystemet, det vill säga att EF_4 är 1 % av ammoniakförlusterna uttryckta som ammoniakkväve ($\text{NH}_3\text{-N}$). Det är samma emissionsfaktor som i IPCC uppdaterade riktlinjer (IPCC, 2019b). EF_4 är oberoende av källa till ammoniakemissionen, och är därmed samma för alla djur- och gödselels.

4.4 Summering av växthusgasutsläpp

Emissionerna redovisas dels var för sig för metan, direkt lustgas respektive indirekt lustgas via ammoniak, dels summerat för alla växthusgaser. Emissionerna uttrycks som kilo koldioxidekvivalenter ($\text{kg CO}_2\text{e}$) per ton stallgödselels. Särredovisningen görs så att gaserna kan jämföras var för sig och summeringen görs för att kunna beskriva den samlade klimatpåverkan av metan- och lustgasemissionerna.

Enheten ” $\text{kg CO}_2\text{e}$ ” avser i detta sammanhang växthusgasernas potentiella klimatpåverkan på 100 års sikt (*Global Warming Potential*, GWP_{100}). GWP_{100} beskriver hur ett punktutsläpp av en växthusgas påverkar energibalansen i atmosfären under 100 år efter utsläppstillfället. Växthusgasens påverkan indexeras sedan mot påverkan av fossil koldioxid, det vill säga att 1 kg fossil koldioxid = 1 $\text{kg CO}_2\text{e}$.

GWP_{100} är den dominerande metriken (sättet) för att jämföra och summera klimatpåverkan av växthusgaser. GWP_{100} används i de nationella växthusgasinventeringarna och är den klart dominerande metriken i livscykelanalyser. GWP_{100} används i GHG Protocol (*greenhouse gas protocol*) som är klimatberäkningsstandard som används när företag sätter klimatmål enligt SBTi (*Science Based Targets*) eller gör hållbarhetsrapporteringar enligt CSRD (*Corporate Sustainability Reporting Directive*).

Tabell 2: Potentiell klimatpåverkan (*Global Warming Potential*, GWP) för de växthusgaser som ingår i denna studie. Värdena avser påverkan på 100 års sikt (GWP_{100}), exklusive *climate carbon feedback*, enligt IPCC:s femte utvärderingsrapport (Myhre m fl, 2013) .

Växthusgas	GWP_{100} (kg CO ₂ e per kg växthusgas)
Biogen koldioxid	0
Metan (biogent ursprung)	28
Lustgas	265

Växthusgaserna har olika stor klimatpåverkan, det vill säga olika GWP-tal. GWP-talen förfinas och uppdateras regelbundet efter den senaste kunskapen om växthusgasernas effekt i atmosfären. Aktuella GWP-tal redovisas i IPCC:s utvärderingsrapporter.

I denna studie används samma GWP_{100} -tal som tillämpas i Klimatklivet och den nationella växthusgasinventeringen idag, det vill säga enligt IPCC:s femte utvärderingsrapport (AR5) och utan *climate carbon feedback*² (Myhre m fl, 2013).

I IPCC:s senaste utvärderingsrapport (AR6) är GWP_{100} -tal för metan något lägre (27 kg CO₂e per kg biogen metan) och något högre för lustgas (273 kg CO₂e per kg lustgas). GWP-talen i AR6 inkluderar *climate carbon feedback*. GWP-tal enligt AR6 används i standarden GHG Protocol och i många nyare livscykelanalyser.

5 Emissioner från traditionell gödselhantering – stall och lagring

I detta kapitel beskrivs och summeras emissioner från traditionell gödselhantering. De kommer att utgöra den jämförelsebas, *baseline*, som behövs för att kunna skatta hur växthusgasutsläppen förändras när en biogasanläggning byggs och stallgödseln börjar rötas.

Emissionsfaktorer har tagit fram för gödselslag (typ av gödsel samt djurslag) som vanligen rötas. Urvalet baseras på kategoriseringen i gödselgasstödet, och statistik för 2018–2022 över hur många ton av respektive gödselslag som fått gödselgasstöd. Gödselslag som inte rapporterats till gödselgasstödet (exempelvis får- och minkgödsel) eller bara rapporterats ett fåtal år (exempelvis kletgödsel från nötkreatur) har inte tagits med i sammanställningen.

Listan med gödselslag är relativt lång och innehåller i vissa fall flera gödselslag per djurslag (till exempel flyt-, fast- och djupströgödsel för nöt och gris). Detta motiveras med att förutsättningarna för metan- och lustgasbildning samt ammoniakemissioner per ton stallgödsel är olika för olika gödselslag. Stallgödsel från grisar har delats upp mellan slaktgrisproduktion (slaktgris) och smågrisproduktion (sugor) eftersom kväve- och VS-innehållet kan skilja sig åt mellan djurkategorierna.

² *Climate carbon feedback* står för de återkopplingar som sker i klimatsystemet till följd av klimatförändringarna och hur dessa processer ytterligare förstärker växthusgaseffekten. Ett sådant exempel är att permafrost smälter vilket frigör mer metan och koldioxid till atmosfären, vilket ytterligare förstärker uppvärmning.

5.1 Gödselns karaktäristik

Gödselns kväve- och VS-innehåll ska om möjligt vara representativt för stallgödsel som matas in i en gårdsbiogasanläggning. För flytgödsel bör det vara värden som är representativa för flytgödsel innan den har lagrats. Flytgödsel tas direkt från stall/från en pumpbrunn efter stall till röt-kammaren. Det innebär att det inte hinner ske några ammoniakförluster från lagring eller utspädning med regnvatten innan flytgödseln rötas.

I Tabell 3 redovisas karaktäristika för olika gödselslag från olika djurkategorier. Värdena gäller till största delen stallgödsel efter lagring. Värdena bedöms ändå som rimliga att använda även för stallgödsel som går in i röt-kammaren.

Tabell 3: Karaktäristik för vanliga stallgödselslag som rötas.

	% TS ^a	% VS av TS ^b	Andel strö (% av TS) ^c	Kg N-tot/ton ^a	% NH ₄ -N av N-tot ^a
Hästgödsel (strö med halm)	30	85–90	30	4,9	10
Hästgödsel (strö med spån)	30	85–90	30	4,9	10
Hästgödsel, djup (halm)	30	85–90	30	4,9	10
Höns-gödsel (fast)	50	65	2	16,7	40
Kycklinggödsel, djupströ	50	75–85	3	38,2	20
Nötgödsel, djup	27	85	60	5,4	10
Nötgödsel, fast ^d	20	85	25	5,2	25
Nötgödsel, flyt	9	82	10	4,3	60
Slaktgris, fast ^d	24	80	7	6,5	25
Slaktgris, flyt	6	81	0,5	2,7	70
Suggor, djup	30	80	70	4,8	10
Suggor fast ^d	24	80	60	6,5	25
Suggor, flyt	8	80	-	2,7	70

- Schabloner enligt Jordbruksverkets/Greppa Näringsens rådgivningsprogram VERA, Version 21, 2025-02-26. För suggor, flyt, har uppgiften hämtats från Jordbruksverkets underlag för gasberäkningar i gödselgasstödet, bilaga 1 (Jordbruksverket, 2018).
- Andel VS som % av TS är uppskattad utifrån Avfall Sveriges substrathandbok för biogödselproduktion (2009) och Jordbruksverkets underlag för gasberäkningar i gödselgasstödet, bilaga 1 (Jordbruksverket, 2018). Data saknas för slaktgris-fastgödsel och suggor djupströgödsel varför dessa har uppskattats utifrån tillgängliga data för övriga griskategorier.
- Andel strö (% av ts) har beräknats med Jordbruksverkets/Greppa Näringsens rådgivningsprogram VERA, Version 21, 2025-02-26 modulen stallgödselberäkning där detta har varit möjligt.
- Kategorin fastgödsel i statistiken utgörs sannolikt till stor del av djupströgödsel då djupströgödsel många gånger i praktiken benämns fastgödsel.

Fastgödsel och djupströgödsel kan däremot lagras under en kortare eller längre period innan rötning. Beroende på hur länge stallgödseln lagras kommer mer eller mindre mängder kväve att förloras från stallgödseln som ammoniak innan den når röttkammaren. I Tabell 8 anges lagringsförluster från fastgödsel för olika djurslag på årsbasis. För till exempel en gård som lagrar sin fastgödsel i snitt en månad innan den rötas kan man anta att kväve motsvarande 1/12 av förlusterna enligt Tabell 8 sker under lagringen.

5.1.1 Strömedelsanvändning i olika gödselhanteringssystem

Mängden strömedel som används till djuren i stallet är en av faktorerna som påverkar hur stallgödseln hanteras. Ju mer strö som används, desto fastare blir stallgödseln (Tabell 1). Det finns ingen officiell statistik på hur mycket strö som lantbrukare använder till olika djurslag i Sverige, men det finns olika riktvärden. Ett exempel är riktvärden från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och Gård & Djurhälsan för strömedelsåtgång i dikobesättningar (Tabell 4). Strömedlet förutsätt vara torr halm av god kvalitet.

I modern mjölkproduktion är det allra vanligaste att mjölkkor går i en lösdrift, och då är det vanligt att de har tillgång till ett liggbås. Gård & Djurhälsan anger ett riktvärde för strömedelsåtgång på 0,3–0,7 kg per ko och dag, oavsett om det är halm, sågspån eller torv.

För gris finns enstaka studier på strömedelsanvändning. Gård & Djurhälsan genomförde en studie där grisionsboxen till en sugga ströades med 15 kg halm som en engångsgiva två dagar före beräknad grision. För slaktgris rapporterar SLU (Wallgren m fl, 2016) att medianen för strötilldelningen var cirka 50 g halm per gris per dag i svenska besättningar med delvis spaltgolv.

För häst är riktvärdet en skattning från praktiken. Det går åt ca 5–10 kg halm per häst och dag när hästen står på box. Halm eller spån är de vanligaste strömedlen, och att hålla häst på box är det vanligaste stallsystemet.

För kyckling och värphöns saknas studier och officiell statistik på strömedelsåtgång. I djurskyddslagen anges istället hur stor ströyta som kycklingen respektive värphönan behöver för att uppfylla djurskyddskraven.

Tabell 4. Riktvärden för halmförbrukning per djur och dag i en dikobesättning. Efter SLU:s nötstallplan med referens till Gård & Djurhälsan. Stallperioden förutsätts vara sex månader per år.

Stalltyp	Strö mängd, kg per djur i dikobesättning & dygn
Liggbås	0,75–1,25
Djupströbädd utan gödselgång	6,7–7,8
Djupströbädd med gödselgång	4,0–4,7
Glidande ströbädd	2,8–3,3
Andra stalltyper	1,3–6,2

5.2 Metan

Emissionsfaktorn för metan (kg metan per kg VS) beräknas utifrån stallgödselns maximala biogaspotential (B_0) och en metankonverteringsfaktor, MCF. B_0 är specifikt för djurslaget, medan MCF beaktar hur stallgödseln lagrats.

5.2.1 Maximal biogaspotential, B_0

De föreslagna B_0 -värden för traditionell gödselhantering har sammanställts i Tabell 5. De uttrycks som liter metan per kilo VS i träcken. De baseras på Sveriges växthusgasinventering och IPCC:s riktlinjer (IPCC, 2006; 2019a; Naturvårdsverket, 2025a).

I växthusgasinventeringen är metoderna anpassade för att B_0 -värdet ska uttryckas per kg VS i träcken. Stallgödsel innehåller dock även strömedel, och strömedel kan stå för en stor andel av VS i stallgödsel för strörrika gödselslag, till exempel djupströgödsel. I IPCC:s riktlinjer (*Tier 2*) tas inte strömedlen med när VS ska skattas eftersom strömängden varierar så mycket mellan lagringssystem och mellan länder.

Hästar och fjäderfä: Här föreslås samma B_0 -värde för fjäderfä- och hästgödsel som i Sveriges växthusgasinventering. Det är hämtat från IPCC:s uppdaterade riktlinjer, och avser värden för Västeuropa.

Metanpotentialen för gödseln kan dock variera, bland annat beroende på hur mycket och vilka strömedel som använts. Hästgödsel kan innehålla olika strömedel och mycket varierande mängd strömedel, och ibland en mycket stor andel strömedel. Svenska utrotningsförsök visar på lägre biogaspotential (l metan per kg VS gödsel, inklusive strömedel) för hästgödsel än IPCC:s standardvärde, och betydande skillnader i metanpotential mellan hästgödsel med olika typer av strömedel (Olsson m fl, 2014). I växthusgasinventeringen ska dock metanpotentialen anges för träcken, det vill säga exklusive strömedel.

Tabell 5. Maximal metanpotential (B_0) för stallgödsel från olika djurslag.

	liter metan per kg VS i träck
Hästgödsel ^a	300
Hönsködsel ^a	390
Kycklingködsel ^a	360
Nötködsel, mjölkkor (flytködsel) ^a	240
Nötködsel, övriga nötkreatur (djup- och fastködsel) ^a	180
Grisködsel, slaktgris och suggor ^b	268

a. Standardvärden för Västeuropa enligt IPCC:s uppdaterade riktlinjer (IPCC, 2019a). Används även i Sveriges växthusgasinventering (Naturvårdsverket, 2025a)

b. Nationellt anpassat värde enligt växthusgasinventeringen (Naturvårdsverket, 2025a)

Här bedöms att IPCC:s B_0 -värden för häst- och fjäderfägödsel är tillräckligt robusta för syftet med denna rapport. Häst- och fjäderfägödsel står för en mycket liten andel av metanemissionerna från den traditionella gödselhanteringen från den stallgödsel som ska rötas. Det beror dels på att stallgödsel från dessa djurslag utgör en liten andel av stallgödseln som rötas i en gårdsanläggning, dels på att MCF-värdena för dessa gödselslag generellt sett är låga (se kommande avsnitt).

Nötgödsel: I Sveriges växthusgasinventering har gödseln från mjölkkor ett eget B_0 -värde som är högre (240 liter metan per kg VS) än för gödsel från övriga nötkreatur, det vill säga kalvar, kvigor, handjur och dikor (180 liter metan per kg VS). Värdena härstammar från standardvärden för Västeuropa i IPCC riktlinjer 2006, se Table 10A-4 till 10A-8 i (IPCC, 2006). Dessa B_0 -värden har inte ändrats i IPCC:s uppdaterade riktlinjer, se Table 10.16A i (IPCC, 2019a).

Det är rimligt med ett högre B_0 -värde för gödsel från mjölkkor än från övriga nötkreatur. Mjölkkor med hög mjölkavkastning har ett mycket högre energibehov än övriga nötkreatur eftersom det går åt mycket energi för att producera mjölk. Högavkastande mjölkkor äter mer (kg TS per dag) och får generellt sett foder med högre smältbarhet än andra nötkreatur. I och med att den mjölkande kon äter mycket mer passerar fodret snabbare genom den mjölkande kon än hos andra nötkreatur, och hon hinner ta upp mindre energi ur fodret. Därmed kan det finnas mer lättomsättbar organisk substans kvar i träcken från en högavkastande mjölkko än från övriga nötkreatur.

Här föreslås separat B_0 -värden för nötflytgödsel (240 liter metan per kg VS nötflyt) respektive för fast- och djupströgödsel från nötkreatur (180 liter metan per kg VS nötgödsel). Enligt Sveriges växthusgasinventering kommer den mesta nötflytgödseln från mjölkkor, medan övriga nötkreatur genererar nästan all djupströgödsel (benämnt *Deep litter* i växthusgasinventeringen) och den allra mesta fastgödseln (*Solid manure*). Nya biogasanläggningar på gårdar med nötkreatur kommer troligtvis att byggas på mjölkgårdar och med nötflytgödsel som bas. Den största andelen av VS i nötflytgödseln kommer då från mjölkkor eftersom de utsöndrar betydligt mer VS per dag än övriga nötkreatur. Så även om det kan finnas lika många eller fler ungdjur (kalvar, kvigor och eventuella handjur) än mjölkkor på gården kommer ändå kornas gödsel utgöra bulken av VS i nötflytgödseln och det är då rimligt att räkna med B_0 för nötflytgödsel motsvarande mjölkkor.

I de fall som mjölkgårdarna även har tillgång till djupströ- eller fastgödsel kommer den troligtvis från kalvar, ungdjur och/eller sinkor. Det gäller exempelvis gårdar som har ungdjur, och eventuellt även sinkor, på djupströbäddar. Även om sinkor också är mjölkkor kan man i detta sammanhang anta att metanpotentialen i deras gödsel är lägre än för de mjölkande korna då de äter mindre foder och ofta foder med lägre smältbarhet än mjölkande kor. Det är mycket ovanligt att mjölkande kor går på djupströ.

Grisgödsel: Här föreslås samma B_0 -värde för grisgödsel (suggor och slaktgrisar) som i Sveriges växthusgasinventering. Värdet uppdaterades nyligen (Naturvårdsverket, 2025a). Tidigare användes samma standardvärde som för grisgödsel från Västeuropa i IPCC:s riktlinjer 2006, se Table 10A-4 till 10A-8 i IPCC (2006). Dessa B_0 -värden hade inte ändrats i IPCC:s uppdaterade riktlinjer, se Table 10.16A i (IPCC, 2019a).

Sveriges uppdatering av B_0 -värdet av griségödsel gjordes efter en genomgång av Berglund & Mjöfors (2024). Där bedömdes att IPCC:s standardvärde på 450 liter metan per kg VS var för högt för att representera metanpotentialen i griségödsel. IPCC:s standardvärde ligger i nivå med det maximala metanutbytet vid fullständig anaerob nedbrytning av kolhydrater och protein. Den organiska substansen i stallgödseln kommer dock inte brytas ner fullständigt, och det finns fraktioner i stallgödseln (lignin) som knappt bryts ner anaerobt. Värdet 268 liter metan per kilo VS kommer från substrathandboken för biogasproduktion från Svenskt Gastekniskt Center (Carlsson & Uldal, 2009), och ligger i nivå med metanpotentialen som mätts upp i satsvisa utrötningsförsök.

5.2.2 MCF

De föreslagna MCF-värdena för traditionell gödselhantering har sammanställts i Tabell 6. De har hämtats från Sverige växthusgasinventering och IPCC:s riktlinjer (IPCC, 2006; 2019a; Naturvårdsverket, 2025a).

MCF ges för olika gödselslag (till exempel fast-, flyt- respektive djupströgödsel), men ibland även specificerat per djurslag. Därför ligger fokus i detta avsnitt på stallgödselslag och inte djurslag.

MCF beskriver metanemissionerna från både stall och lager. Metanemissionerna i stall kommer inte förändras om stallgödseln börjar rötas, givet att det inte görs några förändringar av stallgödselhanteringen i stallet. Därför har det för varje gödselslag bedömts i vilken mån som metanemissionerna sker i stall respektive i lager.

I IPCC:s riktlinjer ges det för flera gödselslag olika MCF för olika klimatområden (*Cool*, *Temperate* respektive *Warm*). Det beror på att metanbildningen är temperaturberoende. Ju högre temperatur och varmare klimat, desto högre metanemissioner och därmed desto högre MCF. Gränsen mellan *cool* och *temperate* går vid 10 °C, vilket gör att Sverige räknas till klimatområdet *cool*.

Hästgödsel: MCF för hästgödsel med halm respektive spån som strö motsvarar värdet för fastgödsel (*solid storage*) i temperaturområdet *cool* enligt IPCC:s uppdaterade riktlinjer. *Solid storage* är det stallgödselsystem som hästgödsel kopplats till i IPCC:s riktlinjer. I Sveriges senaste växthusgasinventering räknar man med att den allra mesta stallgödseln från häst hanteras som fastgödsel (*solid storage*), och med MCF för fastgödsel motsvarande IPCC:s standardvärde för *solid storage* (Naturvårdsverket, 2025a).

I den senaste växthusgasinventeringen finns det även ett MCF-värde för gödsel från hästar som går på djupströbädd. Det motsvarar standardvärdet för ”*deep bedding*, > 1 month” i IPCC:s uppdaterade riktlinjer.

Här antas, i brist på bättre underlag, att alla metanemissioner sker vid lagringen.

Fjäderfärgödsel: MCF motsvarar värdet för fjäderfärgödsel (*poultry manure*) enligt IPCC:s uppdaterade riktlinjer. Det finns bara ett MCF-värde (expertbedömning) för fjäderfärgödsel oavsett stallsystem, lagringsteknik och klimatområde. Här antas, i brist på bättre underlag, att alla metanemissioner sker efter stall.

Metanemissionerna från lagring av fjäderfärgödsel kan förväntas vara låga, särskilt om gödseln är kall (RISE, 2024)

Tabell 6. Underlag för att skatta metanemissioner från traditionell gödselhantering. *Methane Conversion Factor* (MCF) uttrycker metanemissionerna som procent av den maximala metanpotentialen (B_0) i träcken.

	MCF (% av B_0)
Hästgödsel (strö med halm) ^a	2 %
Hästgödsel (strö med spån) ^a	2 %
Hästgödsel, djup (halm) ^b	21 %
Höns gödsel (fast) ^c	1,5 %
Kyckling gödsel ^c	1,5 %
Nötgödsel, djup ^b	21 %
Nötgödsel, fast ^a	2 %
Nötgödsel, flyt ^d	3,5 %
Slaktgris, fast ^a	2 %
Slaktgris, flyt ^d	3,5 %
Suggor, djup ^{b, e}	21 %
Suggor, fast ^a	2 %
Suggor, flyt ^d	3,5 %

- Solid storage*, klimatområde *Cool* i Table 10.17 i IPCC (2019a). Värdet används även i Sveriges växthusgasinventering (Naturvårdsverket, 2025a)
- Cattle and Swine deep bedding, > 1 month*, i klimatområde *Cool Temp. Moist* i Table 10.17 i IPCC (2019a). Värdet används även i Sveriges växthusgasinventering (Naturvårdsverket, 2025a)
- Poultry manure with and without litter* i Table 10.17 i IPCC (2019a). Värdet används även för fjäderfågödsel som lagras som *solid storage* i Sveriges växthusgasinventering (Naturvårdsverket, 2025a)
- Liquid manure* enligt växthusgasinventeringen (Naturvårdsverket, 2025a). Det är ett nationellt anpassat MCF-värde
- När det gäller grisködsel är det rimligt att anta att grisdjupströgödsel kommer från smågrisproduktion (sinsuggor), och inte från slaktgrisproduktion.

Djupströgödsel (nötkreatur och suggor): Här föreslås, i brist på mer precist underlag, samma MCF som i Sveriges senaste växthusgasinventering (Naturvårdsverket, 2025a). Det är samma värde som standardvärdet i IPCC:s uppdaterade riktlinjer för gris- och nötdjupströgödsel med mer än en månads lagringstid för klimatområdet *cool temperate moist*. Sverige uppdaterade nyligen MCF-värdet för djupströgödsel. Tidigare användes standardvärdet i IPCC:s riktlinjer 2006 för djupströgödsel med mer än en månads lagringstid ("*deep bedding, > 1 month*") vid årsmedeltemperatur under eller lika med 10 °C, det vill säga MCF = 17 % av B_0 .

Underlaget till dessa standardvärden är dock tunt. Standardvärdena för djupströgödsel skattats på samma sätt i IPCC:s riktlinjer 2006 och IPCC:s uppdaterade riktlinjer, det vill säga med expertbedömningar och med antagande om att de är samma som för flytgödsel utan svämtäcke och där lagren töms var 6:e månad. MCF-värdena för flytgödsel (och därmed även djupströgödsel) är dock olika i IPCC (2019) och i IPCC (2006), vilket till stor del beror på skillnader i hur temperaturen har beaktats. I IPCC:s uppdaterade riktlinjer beräknas MCF som en funktion av hur temperaturen förändras över året (månadsmedel). Där presenteras MCF för olika klimatområden (exempelvis *Cool Temperate Moist*), baserat på typiska månadsmedeltemperaturer för klimatområdena. I IPCC riktlinjer 2006 beräknas och redovisas MCF istället utifrån årsmedeltemperatur (exempelvis ≤ 10 °C).

Djupströbädden byggs upp under lång tid (månader) i stall innan den gödslas ut för att komposterar (månader) innan den sprids. Det är därför rimligt att det sker metanemissioner både i stall och vid lagring. Om djupströgödseln ska rötas kan man anta att uppehållstiden i stall är oförändrad och att emissionerna i stall därmed är de samma som utan rötning av gödseln. Vid rötning kan man dock räkna med lagringstiden utomhus är betydligt kortare (upp till någon vecka) än vid traditionell hantering av djupströgödsel. Om djupströbädden lagras lång tid och genomgår en komposteringsprocess blir biogasproduktionen från djupströgödseln lägre.

Det optimala hade därmed varit att kunna dela upp MCF för djupströgödsel mellan emissioner som sker i stall (det vill säga de som inte förändras när gödseln rötas) och vid lagring utomhus efter utgödsling (det vill säga de emissioner som kommer att undvikas om gödseln rötas). Det saknas dock underlag i IPCC:s riktlinjer för att kunna göra en uppdelning mellan hur stor andel av emissionerna som sker i stall respektive i lager.

I en belgisk studie mättes metan- och lustgasemissioner från djupströgödsel (Mathot m fl, 2016). Man mätte emissionerna dels från djupströbäddar i kvigstall med olika utgödslingsintervall, dels från efterföljande lagring av djupströgödseln. Man såg inga signifikanta skillnader i metanemissioner från djupströbäddarna i stall mellan utgödslingsintervallen (23 respektive 64 dygn), eller mellan mätperioder (vinter respektive vår). Djupströgödseln lagrades sedan utomhus i två månader. Det var stor skillnad i metanemissionerna mellan mätperioderna, och de var betydligt högre under mätperioden på våren än på vintern. Den största andelen av metanemissionerna skedde under utomhuslagringen, särskilt under försöksperioden på våren.

Här föreslås, i brist på bättre underlag, att MCF för djupströgödsel helt tillskrivs utomhuslagringen och att biogassystemet därmed kan tillgodoräknas alla metanemissioner från djupströgödseln som undsluppen. Underlaget till MCF-värdet för djupströgödsel (det vill säga ett expertutlåtande och MCF för ett annat gödselslag) medger inte en uppdelning mellan stall och utomhuslager. Resultat från det belgiska försöket visar att det sker metanemissioner i stall, men ger inte underlag för att kvantifiera hur en fördelning mellan metanemissioner från stall och lager skulle göras för denna rapports syfte.

Detta antagande överskattar andelen undsluppen metan, men det bedöms vara en rimlig och pragmatisk förenkling med tanke på att djupströgödsel utgör en liten andel av stallgödseln som rötas och de faktiska metanemissionerna från djupströgödseln i praktiken varierar mycket.

Det finns inte heller underlag för att ta fram olika MCF för djupströgödsel, till exempel utifrån utgödslingsintervall eller lagringstid före rötning.

Fastgödsel (nötkreatur och grisar): MCF motsvarar värdet för fastgödsel (*solid manure*) i Sveriges växthusgasinventering. Det är samma värde som för *solid storage* i IPCC:s riktlinjer.

Fastgödsel ska i detta sammanhang tolkas som gödsel från stall med fastgödselhantering och frekvent utgödsling. Det kan handla om äldre stall med uppbundna djur där fastgödsel skrapas ut regelbundet. Det är alltså inte samma sak som en djupströbädd som byggs upp kontinuerligt under lång tid. Notera dock att begreppet "fastgödsel" kan användas bredare i vardagligt tal, och även inkludera och/eller avse djupströgödsel.

Fastgödsel från nötkreatur och grisar kommer troligtvis att vara ett ovanligt substrat i gårdsbiogasanläggningar. Generellt sett byggs gårdsbiogasanläggningar på större gårdar med flytgödsel som det huvudsakliga substratet. Dessa gårdar kan även ha tillgång till fasta stallgödselslag, men det är då troligtvis djupströgödsel från exempelvis sinsuggor, kvigor eller sinkor.

Fastgödsel gödslas som sagt ut regelbundet, och alla metanemissioner antas därför ske vid lagring.

Flytgödsel (nötkreatur och grisar): MCF motsvarar det nationellt anpassade värdet i Sveriges växthusgasinventering. Sverige har använt detta värde för flytgödsel under en längre tid. Värdet baseras på lagringsförsök som genomfördes på nöt- och grisflytgödsel i Uppsala (Rodhe m fl, 2009; 2010). Sveriges MCF-värde för flytgödsel gäller oavsett täckning av flytgödsel, det vill säga oavsett om flytgödseln har eller inte har täckning och hur denna täckning i så fall ser ut.

Det har höjts frågetecken kring Sveriges MCF-värde. Det är lägre än standardvärdet i IPCC:s riktlinjer och MCF-värden som används i växthusgasinventering från andra länder i liknande klimatområden. Under 2023 och 2024 gjordes det därför en översyn av underlaget till Sveriges växthusgasinventering och dess skattningar av metanemissioner från flytgödselhantering (Berglund & Mjöfors, 2024).

Slutsatserna var att Sveriges MCF-värde för flytgödsel står sig och att det idag inte finns något bättre anpassat underlag som skulle ge en bättre skattning av metanemissionerna från flytgödselhanteringen i Sverige, se vidare Berglund & Mjöfors (2024).

Vår flytgödselhantering skiljer sig på en avgörande punkt från hur den beskrivs i andra länders växthusgasinventeringar. Det gäller utgödslingsintervallet och hur det påverkar metanemissionerna både i stall och lager (Berglund & Mjöfors, 2024). I Sverige gödslas flytgödseln vanligtvis ut dagligen, medan man i andra länder ofta lagrar flytgödseln i kulvertar under golvet i flera veckor eller månader före utgödsling från stallet. Ett exempel är Danmarks växthusgasinventering där man räknar med att flytgödseln i genomsnitt lagras cirka tre veckor i stall före utgödsling. Danmark räknar med att runt hälften av metanemissionerna sker i stall, och resten i utomhuslagret. Sverige har inte beaktat några metanemissioner i stall i det nationellt anpassade MCF-värdet.

Täta utgödslingsintervall har två fördelar ur metansynpunkt. Dels kyls flytgödseln snabbare när den snabbt kommer utomhus, vilket hämmar de metanbildande mikroorganismernas aktivitet. Dels hinner det inte byggas upp en lika stark metanbildande ymp i flytgödseln medan den befinner sig i stallet. I ett nyligen avslutat labbförsök jämfördes flytgödsel från Sverige, Danmark, Nederländerna och Tyskland (Petersen m fl, 2024). Resultaten visade på lägre metanbildning i den svenska flytgödseln än i gödseln från övriga länder. Man bedömde att skillnaderna i utgödslingsintervall var en rimlig förklaring till resultaten. Den svenska flytgödsel kom från stall som gödslade ut en eller flera gånger per dag, medan utgödslingsintervallet varierade från 1-2 gånger per vecka till var fjärde månad i övriga länder.

Vid rötning av flytgödsel är det, för svenska förhållanden, rimligt att anta att biogassystemet kan tillgodoräknas alla metanemissioner från traditionell flytgödselhantering, och att det inte hinner bildas just någon metan från flytgödseln innan den matas in i röt-kammaren. Man vill gärna ta flytgödseln direkt från stall till

rötkammare, det vill säga innan temperaturen i flytgödseln sjunkit allt för mycket och de mest lättomsättbara organiska föreningarna har hunnit brytas ner. Om utgödslingsintervallen är korta är det även rimligt att anta att det inte hunnit bildas någon metan i flytgödseln inne i stallet.

Metanemissionerna från flytgödsellager påverkas av lagringstiden och gödselns temperatur. Det saknas dock underlag kopplade till det nationellt anpassade MCF-värdet för att kunna kvantifiera dessa aspekter och differentiera det nationella MCF-värdet för exempelvis olika regioner eller gödslingsstrategier.

I IPCC:s uppdaterade riktlinjer finns det en modell för att skatta MCF-värden för flytgödsel för olika temperaturområden (månadsmedel) och/eller gödslingsintervall (tidpunkter för när gödseln sprids). Ju högre månadsmedeltemperatur desto högre metanemissioner. Ju fler spridningstillfällen (särskilt under eller inför den varma årstiden) desto lägre metanemissioner, se exempel i Berglund & Mjöfors (2024).

IPCC:s modell kan användas för att visa riktningar och vad som har betydelse, men kan inte användas för att justera det nationellt anpassade MCF-värdet till lokala förutsättningar. De MCF-värden som skattas med IPCC:s modell (med månadsmedeltemperaturer som är rimliga för svenska förhållanden) är flera gånger högre än Sveriges nationellt anpassade värde. En möjlig förklaring till skillnaden är att det, vid en given temperatur, inte bildas metan lika snabbt i flytgödseln som användes i det svenska försöket som i det underlag som använts för att parameterisera modellen i IPCC:s modell. Resultaten från laborieförsöket som redovisas i Petersen m fl (2024) visar att flytgödsel från Sverige hade lägre så kallad metanproduktionspotential, $\ln(A)$ (g metan per kg VS och timme) än flytgödsel från Danmark, Nederländerna och Tyskland. Ju lägre $\ln(A)$ desto lägre metanproduktion per tidsenhet vid en given gödseltemperatur.

5.3 Lustgas

Emissionsfaktorerna för lustgas från lager och stall är uppdelade mellan direkta och indirekta lustgasemissioner. De direkta lustgasemissionerna utgörs av lustgas som bildas i stallgödseln, medan de indirekta lustgasemissionerna utgörs av lustgas som bildas när reaktivt kväve (ammoniak) som förlorats från stallgödseln omsätts i andra delar av ekosystemet.

5.3.1 Direkt lustgas

De föreslagna emissionsfaktorerna för direkt lustgas (EF_3) från traditionell gödselhantering har sammanställts i Tabell 7. De har hämtats från Sverige växthusgasinventering och IPCC:s riktlinjer (IPCC, 2006; 2019a; Naturvårdsverket, 2025a). EF_3 uttrycks som andel av mängden totalkväve i träck och urin från djuren, det vill säga exklusive strömedel som finns i stallgödseln.

EF_3 avser de direkta lustgasemissionerna från både stall och lager. Emissionerna från stall kommer inte förändras om stallgödseln börjar rötas, medan emissionerna från lagringen kan påverkas. Det saknas dock underlag i växthusgasinventeringen och IPCC:s riktlinjer för att differentiera EF_3 mellan stall och lager. Här antas därför, i brist på bättre underlag, att de direkta lustgasemissionerna sker vid lagring av stallgödseln och att

biogassystemet därmed kan tillgodoräknas undslupna direkta lustgasemissioner från lagringen.

Djupströ (gris och nötkreatur): EF_3 motsvarar värdet för djupströgödsel (*deep litter*) enligt Sveriges växthusgasinventering. Värdet är hämtat från IPCC:s uppdaterade riktlinjer och motsvarar standardvärdet för ”*deep bedding, no mixing*”. Det är samma värde som i IPCC:s riktlinjer 2006.

Här antas, i brist på bättre underlag, att alla direkta lustgasemissioner från djupströgödseln sker under utomhuslagringen, och att biogassystemet därmed kan tillgodoräknas alla direkta lustgasemissioner från djupströgödseln som undslupna. Det skulle överskatta andelen undsluppen direkt lustgas något, men det bedöms vara en rimlig förenkling med tanke på att djupströgödsel utgör en liten andel av stallgödseln. I en belgisk studie mättes metan- och lustgasemissioner dels från djupströbäddar i kvigstall, dels från efterföljande lagring av djupströgödseln (Mathot m fl, 2016). De allra mesta lustgasemissionerna skedde vid lagringen av djupströgödseln.

Fastgödsel (gris och nötkreatur): Värdet är hämtat från IPCC:s uppdaterade riktlinjer, och motsvarar standardvärdet för *solid manure*. Det är samma värde som använts i Sveriges senaste växthusgasinventering (Naturvårdsverket, 2025a).

Tidigare använde Sverige ett lägre värde (0,5 % N_2O-N av N -tot) som motsvarade standardvärdet i IPCC:s riktlinjer 2006. Det gjordes dock en revidering av EF_3 för fastgödsel till IPCC uppdatering av riktlinjerna för växthusgasinventering, och värdet i IPCC:s uppdaterade riktlinjer baseras på en omfattande litteraturstudie (Pardo m fl, 2015).

Flytgödsel: Här föreslås olika EF_3 för flytgödsel uppdelade efter täckning av flytgödseln (ingen täckning/inget svämtäcke, svämtäcke respektive tak). Uppdelningen och emissionsfaktorerna är samma som i IPCC:s uppdaterade riktlinjer.

EF_3 har satts till 0 % för flytgödsel utan någon form av täckning, det vill säga varken svämtäcke eller tak. I IPCC:s uppdaterade riktlinjer bedöms lustgasemissionerna vara försumbara från flytgödsel utan täckning. Det beror på att det saknas förutsättningar för att lustgas ska kunna bildas i en blank flytgödselyta. Det måste finnas nitrat eller nitrit i flytgödseln, eller miljöer där ammoniumkväve kan oxideras till nitrit och nitat, för att lustgas ska kunna bildas. Det finns dock inget nitrat- eller nitritkväve i flytgödseln som kommer in i flytgödsellagret, och i och med att miljön i flytgödseln är syrefri finns inte förutsättningar för nitrifikation där nitrit och nitrat kan bildas.

Tabell 7. Underlag för att skatta direkta lustgasemissioner från stall och lager i traditionell gödselhantering. Emissionsfaktor för direkt lustgasavgång (EF_3) uttryckt som andel av totalkvävet i träck och urin.

	EF_3 (% N_2O -N av N-tot)	Kommentar och referens
Hästgödsel (strö med halm)	0,5 %	<i>Solid manure, horses</i> enligt växthusgasinventeringen (Naturvårdsverket, 2025a)
Hästgödsel (strö med spån)	0,5 %	<i>Solid manure, horses</i> enligt växthusgasinventeringen (Naturvårdsverket, 2025a)
Hästgödsel, djup (halm)	1 %	<i>Deep litter</i> enligt växthusgasinventeringen (Naturvårdsverket, 2025a)
Höns gödsel (fast)	0,1%	<i>Deep litter, poultry</i> enligt växthusgasinventeringen (Naturvårdsverket, 2025a)
Kyckling gödsel	0,1%	<i>Deep litter, poultry</i> enligt växthusgasinventeringen (Naturvårdsverket, 2025a)
Nötgödsel, djup	1 %	<i>Deep litter</i> enligt växthusgasinventeringen (Naturvårdsverket, 2025a)
Nötgödsel, fast	1 %	<i>Solid manure</i> enligt växthusgasinventeringen (Naturvårdsverket, 2025a)
Nötgödsel, flyt - med svämtäcke eller med tak	0,5 %	Med svämtäcke. Det är rimligt att anta svämtäcke på all nötflytgödsel. EF_3 motsvarar <i>Liquid system, with natural crust cover</i> enligt IPCC uppdaterade riktlinjer (IPCC, 2019a)
Gris gödsel (slaktgris och suggor), flyt - med svämtäcke eller med tak	0,5 %	Det kan bildas svämtäcke på grisflytgödsel, men inte alltid. EF_3 motsvarar <i>Liquid system, with natural crust cover</i> enligt IPCC uppdaterade riktlinjer (IPCC, 2019a)
Gris gödsel (slaktgris och suggor), flyt - utan svämtäcke och utan tak	0 %	Det bildas inte alltid svämtäcke på grisflytgödsel. EF_3 motsvarar <i>Liquid system, without natural crust cover</i> enligt IPCC uppdaterade riktlinjer (IPCC, 2019a)
Gris gödsel (slaktgris och suggor), djup	1 %	<i>Deep litter</i> enligt växthusgasinventeringen (Naturvårdsverket, 2025a)
Gris gödsel (slaktgris och suggor), fast	1 %	<i>Solid manure</i> enligt växthusgasinventeringen (Naturvårdsverket, 2025a)

EF_3 är satt till 0,5 % för flytgödsel med täckning, oavsett om det är täckning med svämtäcke eller tak. Det är samma värde som standardvärdet för flytgödsel med svämtäcke enligt IPCC:s uppdaterade riktlinjer. Inför uppdateringen av IPCC:s riktlinjer gjordes det en omfattande litteraturstudie för att se över emissionsfaktorerna för stallgödsel. De få studier som fanns visade att täckning både kunde öka och minska emissionerna från flytgödsel. I IPCC:s uppdaterade riktlinjer föreslås därför samma emissionsfaktor för flytgödsel med tak som för flytgödsel med svämtäcke.

I Sveriges växthusgasinventering används EF_3 för flytgödsel med täckning, men inte EF_3 för flytgödsel utan täckning.

5.3.2 Indirekt lustgas via ammoniak

I Tabell 8 sammanställs föreslagna emissionsfaktorer för att skatta ammoniakförlusterna från stall och lager. Emissionsfaktorerna beskriver hur mycket ammoniak som avgår i stall och lager, och uttrycks som andel av kväveinnehållet i gödseln i stall respektive i lager.

Tabell 8. Underlag för att skatta ammoniakförluster från traditionell gödselhantering (stall och lager). Ammoniakförlusterna används sedan för att skatta de indirekta lustgasemissionerna.

	Ammoniak stall (% av N-tot) ^a	Ammoniak lager (% av N-tot, efter förluster i stall) ^a
Hästgödsel (strö med halm)	4	30
Hästgödsel (strö med spån)	4	30
Hästgödsel (djupströ)	15	30
Hönsködsel (fast)	10 ^c	20
Kycklingködsel, djupströ ^b	6	10
Nötködsel, djup	7	30
Nötködsel, fast	4	20
Nötködsel, flyt – med svämtäcke	4	3
Nötködsel, flyt – med tak	4	1
Nötködsel, flyt – utan täckning	4	6
Slaktgris, fast	1,2	20
Slaktgris, flyt – med svämtäcke	1,2	4
Slaktgris, flyt – med tak	1,2	1
Slaktgris, flyt – utan täckning	1,2	8
Suggor, djup	1,7	30
Suggor, fast	1,2	20
Suggor, flyt – med svämtäcke	1,2	4
Suggor, flyt – med tak	1,2	1
Suggor, flyt – utan täckning	1,2	8

a. Schabloner enligt Jordbruksverkets/Greppa Näringsens rådgivningsprogram VERA, Version 21, 2025-02-26. För flytgödsel avses lagring med svämtäcke och påfyllning underifrån.

b. Från Naturvårdsverket, (2025b)

5.4 Totala växthusgasutsläpp från traditionell gödselhantering

De skattade växthusgasutsläppen från traditionell gödselhantering har sammanställt i Tabell 9. Utsläpp redovisas för olika gödselslag och i vissa fall med olika täckningsalternativ vid lagring. Skattningarna baseras på underlaget från Tabell 3 till Tabell 8. Utsläppen av metan och lustgas har sedan räknats om och summerats som kilo koldioxidekvivalenter (kg CO₂e) med omräkningsfaktorer enligt Tabell 2.

Metanemissionerna har skattats från stallgödselns innehåll av organisk substans (VS), se Tabell 3, men justerat för VS från strömedel. Justeringen har gjorts genom att dra bort VS motsvarande strömedelns andel av TS i stallgödseln. Syftet var att anpassa metanberäkningarna efter metoden i IPCC:s riktlinjer. Justeringen är relativt grov med tanke på att uppgifterna om strömedelns andel av TS är relativt osäkra och att TS-halten i stallgödsel och strömedelsåtgången varierar mellan gårdar. Men justeringen bedöms vara det bästa som går att göra med tanke på den begränsade datatillgången. Justering har framför allt betydelse för djupströgödsel eftersom en stor andel av dess VS-innehåll kommer från strömedel, men å andra sidan bedöms en felskattning av strömedelsandelen i djupströgödsel ha begränsad betydelse för bedömningen av en biogasanläggnings totala klimatpåverkan eftersom djupströgödsel utgör en begränsad andel av substratblandningen.

De direkta och indirekta lustgasemissionerna har skattats från mängden kväve i stallgödseln, se Tabell 3. Värdena i Tabell 3 bedöms vara representativa för kväveinnehållet i stallgödseln efter lagring, det vill säga efter ammoniakförluster som sker i stall och lager. Enligt metoden i IPCC:s riktlinjer ska dock de direkta lustgasemissionerna beräknas från kväve i färsk stallgödsel, det vill säga före kväveförluster i stall och lager. Mängden kväve i den färska stallgödseln har räknats upp genom att addera kväve som har förlorats som ammoniak i stall och lager, och med emissionsfaktorer enligt Tabell 8. Justeringen för flytgödsel har gjorts med utgångspunkt från att flytgödseln lagrats med svämtäcke.

Egentligen ska de direkta lustgasemissionerna beräknas från mängden kväve i träck och urin, det vill säga exklusive kväve från strömedlen. Strömedel har dock relativt lågt kväveinnehåll per kg TS jämfört med träck och urin, och strömedlen står därmed för en så pass liten andel av stallgödselns kväveinnehåll att denna förenkling bedöms vara rimlig i förhållande till datakvaliteten.

Justeringen av kväveinnehållet beaktar inte heller att stallgödselns volym kan förändras under lagringen, vilket påverkar kvävehalten i stallgödseln. Exempelvis kommer flytgödsel att spädas ut av nederbörd som hamnar i flytgödsellagret, vilket ger en ökning av volymen stallgödsel (ton stallgödsel) men en minskning av kvävehalten (kg N per ton stallgödsel). Det går dock inte att göra någon generell korrigeringsfaktor för volymförändringar eftersom de avgörs av de lokala förutsättningarna, exempelvis av hur hög nederbörden och avdunstningen är och hur djupt flytgödsellagret är.

Tabell 9. Totalt skattade växthusgasutsläpp från traditionell gödselhantering. Alla utsläpp är uttryckta som kg CO₂e per ton stallgödsel (GWP₁₀₀ enligt Myhre m fl, 2013). Alla värden i tabellen är beräknade på oavrundade tal och sedan avrundade till heltal och max två värdesiffror.

	Metan	Direkt lustgas	Indirekt lustgas	Totalt
Hästgödsel (strö med halm)	20	10	10	40
Hästgödsel (strö med spån)	20	10	10	40
Hästgödsel, djup	210	20	12	240
Hönsködsel (fast)	35	7	16	58
Kycklingködsel	39	16	27	82
Nötködsel, djup	65	22	11	99
Nötködsel, fast	9	22	6	37
Nötködsel, flyt - med svämtäcke	10	9	1	21
Nötködsel, flyt - med tak	10	9	1	20
Nötködsel, flyt - utan någon täckning	10	0	2	12
Slaktgris, fast	18	27	7	52
Slaktgris, flyt - med svämtäcke	9	6	1	15
Slaktgris, flyt - med tak	9	6	0	14
Slaktgris, flyt - utan någon täckning	9	0	1	10
Suggor, djup	76	20	9	100
Suggor, fast	8	27	7	42
Suggor, flyt - med svämtäcke	9	6	1	15
Suggor, flyt - med tak	9	6	0	14
Suggor, flyt - utan någon täckning	9	0	1	10

Växthusgasutsläppen per ton stallgödsel skiljer sig åt mellan gödselslag. Det beror dels på skillnader i stallgödselns karaktäristik (innehåll av VS och kväve), dels på vilka antaganden som görs om lagringsförhållanden och vilka emissionsfaktorer som är aktuella.

De skattade växthusgasutsläppen från flytgödsel är generellt sett låga. Metanemissionerna skattas vara låga, vilket förklaras av att flytgödsel har lägst VS-innehåll av de listade gödselslagen, men även av att MCF för flytgödsel är relativt lågt. Lustgasemissionerna, både de direkta och indirekta, skattas också vara relativt låga för flytgödsel. Det beror till stor del på att emissionsfaktorerna för lustgas och ammoniak från flytgödsel är relativt låga. Ammoniakemissionerna från lagring av flytgödsel är lägre än från lagring av fasta gödselslag, särskilt om flytgödseln har täckning. Täckningen av flytgödsel bedöms även påverka de direkta lustgasemissionerna. Flytgödsel utan täckning skattas ge de lägsta växthusgasutsläppen totalt sett, trots att ammoniak-

förlusterna är högre från en blank flytgödselyta än från flytgödsel som lagras under tak eller som har svämtäcke. Det beror på att det saknas förutsättningar för att lustgas ska kunna bildas i en blanka flytgödselyta.

Metanemissionerna från djupströgödsel från nöt, gris och häst skattas vara betydligt högre än från övriga gödselslag. Det beror framför allt på att MCF för djupströgödsel är flera gånger högre än MCF för övriga gödselslag. Exempelvis är MCF tio gånger högre för djupströgödsel än för fastgödsel från nöt, gris och häst. Detta medför att det är särskilt viktigt att dubbelkolla vilken typ av fast gödselslag som finns tillgänglig eftersom valet av alternativ avgör hur höga emissionerna skattas vara. Ute på gårdarna kan ”fastgödsel” användas som ett samlingsbegrepp för flera sorters fast gödsel, inklusive gödsel från djupströbäddar.

6 Emissioner från rötning av stallgödsel och lagring av rötrest

I detta kapitel beskrivs emissioner från rötning av stallgödsel, vilket inkluderar emissioner från lagring av rötrest (avser här rötad stallgödsel) samt från biogasproduktionen i form av metanläckage från biogasanläggningen samt metanslip som sker vid fackling av överskottsgas. Metanläckaget och metanslip från fackling tas med eftersom det ingår när metanemissionerna från gödselbaserad biogasproduktion i gårdsanläggningar skattas i växthusgasinventeringen.

Det finns även en klimatpåverkan av att använda biogasen, dels i form av emissioner från värmeproduktion, kraftvärmeproduktion eller uppgradering, dels i form av en klimatvinst av att biogasen ersätter annan energi. Denna klimatpåverkan tas dock inte med i denna rapport eftersom fokus ligger på gödselhanteringen och hur rötning av stallgödsel kan påverka dessa emissioner.

I kapitlet görs en litteraturgenomgång framför allt om emissioner från lagring och spridning av rötrest. Dessutom föreslås emissionsfaktorer som kan användas för att skatta klimatpåverkan av att röta stallgödsel.

6.1 Litteraturgenomgång

6.1.1 Metan

6.1.1.1 Lagring

Det finns faktorer som talar för att rötning kan minska metanemissionerna från lagring av stallgödsel, medan andra faktorer talar för ökade metanemissioner (Berglund & Mjöfors, 2024). Den stora fördelen med rötning är att mycket av det lättomsättbara organiska materialet i stallgödseln bryts ner i röttningsprocessen. Det innebär att mängden organiskt material i stallgödseln sjunker, men även att restmetanpotentialen i rötresten är betydligt lägre än metanpotentialen i orötad stallgödsel. Det finns då en

betydligt mindre mängd lättomsättbart organiskt material kvar som kan omvandlas till metan under lagringen av rötrest.

Hög utröttningsgrad och låg restmetanpotential är fördelaktigt då det innebär att en stor andel av det lättomsättbara organiska materialet har brutits ner redan i röt-kammaren. Utröttningsförsök (30 dygn) som gjorts inom hushållningssällskapens biogasprojekt visar att restmetanpotential i genomsnitt är cirka 70 liter metan per kg VS i rötrest från svenska gårdsbiogasanläggningar, men med en spridning mellan anläggningar (Hermansson, 2022; Bergström Nilsson m fl, 2015).

Men det finns även risker för ökade metanemissioner kopplade till hög biogasproduktion i röt-kammaren och att rötresten är varm när den lämnar röt-kammaren. Det handlar dels om att biogasproduktionen inte upphör direkt när rötresten lämnar röt-kammaren, dels om att metanemissionerna från rötrestlagren är temperaturberoende. Generellt sett ökar metanproduktionen ju varmare stallgödseln eller rötresten är (Elsgaard m fl, 2016). Sambandet kan dessutom vara exponentiellt, det vill säga att en grads temperaturhöjning ger mycket större effekt på emissionsnivåerna (liter metan per m³ gödsel) vid höga temperaturer än om gödseln är kall.

Biogasproduktionen i biogasreaktor kan vara i storleksordningen 30 till 40 gånger högre än metanemissionerna från rötrestlagret (liter metan per m³ gödsel och dygn). Följande två exempel illustrera skillnaden:

Metanproduktionen i **en biogasreaktor är ca 0,5 m³ metan per m³ substrat och dygn**. Det baseras på följande antaganden och beräkningar:

- Biogasproduktionen i en gårdsbiogasanläggning antas ligga på ca 0,7 m³ biogas per m³ reaktorvolym och dygn (Hermansson, 2022),
- Biogasens metanhalt antas vara 57 %
- Den aktiva volymen i reaktorn antas vara ca 80 % av den totala reaktorvolymen
→ 0,7 m³ biogas per m³ reaktorvolym och dygn x 57 % metan / 80 % aktiv volym = 0,5 m³ metan per m³ substrat och dygn.

Metanproduktionen i **ett rötrestlager kan skattas vara ca 0,013 m³ metan per m³ rötad nötgödsel och dygn**. Det baseras på följande omräkningar från ett svenskt lagringsförsök med rötad nötgödsel som ligger till grund för det nationellt anpassade MCF-värdet för rötad gödsel i Sveriges växthusgasinventering (Rodhe m fl, 2015):

- Resultaten från det försöket visade att metanemissionerna i genomsnitt var 6,8 g CH₄-C per m³ rötad nötgödsel och dygn vid lagring sommartid.
 - 1 kg CH₄-C är 1,3 kg CH₄
 - Metanets densitet antas vara 0,72 kg CH₄ per m³ CH₄
- 6,8 g CH₄-C per m³ rötad nötgödsel och dygn x 1,3 g CH₄ per g CH₄-C / 720 g CH₄ per m³ CH₄ = 0,013 m³ metan per m³ rötad nötgödsel och dygn.

Metanproduktionen upphör inte direkt när rötresten lämnar röt-kammaren. I det svenska lagringsförsöket som nämns ovan fylldes lagren med färsk rötrest i början av försöket (Rodhe m fl, 2015). Rötresten var varm i början av försöket (cirka 30 °C), men efter två veckor hade den svalnat till samma temperatur som i referensledet med orötad stallgödsel. De högsta metanemissionerna från rötresten skedde initialt när den var varm. En tredjedel av de totala metanemissionerna skedde under försökets tre första

veckor. Emissionerna var dock högre för rötresten än för den orötade gödseln under hela sommarperioden juni till augusti (vid 6 mätningar av 7).

Resultaten ovan gällde vid satsvis lagring av rötrest, alltså där rötrestlagret fylldes upp vid ett tillfälle när försöket började. I praktiken fylls rötrestlagren på kontinuerligt, och då tillförs färsk varm rötrest till rötrest som redan har hunnit lagras och svalna av ett tag. Temperaturen på inkommande rötrest kommer dock att påverka temperaturen i rötrestlagret, och det är rimligt att räkna med att temperaturen i rötresten i det första lagret efter rötkammaren är högre än om stallgödseln inte hade rötats.

Det pågår en del försök och projekt kring metanemissioner från biogasanläggningar. I en ny studie från Danmark har man mätt metanemissioner från fyra fullskaliga rötrestlager som lagrade rötrest direkt efter rötkammare (Hafner m fl, 2025). Emissionsmätningarna gjordes på fyra biogasanläggningar som verkar drivas termofilt. Stallgödsel utgjorde cirka 75 % av våtvikten i substratmixen. Emissionsmätningarna pågick i minst sex månader. Emissionsmätningarna kompletterades med modellberäkningar för att skatta temperaturen i rötrestlagren och metanemissionerna från rötrestlagren.

Resultaten från emissionsmätningarna visade metanemissioner från de fyra rötrestlagren på mellan 33 och 53 kilo metan per ton VS i rötresten (Hafner m fl, 2025), vilket motsvarar mellan 46 och 74 liter metan per kilo VS i rötresten om metanets densitet är 0,72 kg CH₄ per m³ CH₄. Det är en relativt hög emission jämfört med restmetanpotentialen som var 46 till 88 kilo metan per ton VS i rötresten (64 till 120 liter metan per kilo VS i rötresten). Metanemissionerna från pilotskaleförsöket i Uppsala var lägre än i den danska mätningen (cirka 22 kilo metan per ton VS för försöket som ligger till grund för Sveriges nationellt anpassade MCF-värde) (Rodhe m fl, 2015). Även senare försök utförda i Uppsala har visat på liknande resultat (Rodhe m fl, 2018).

Emissionsmätningarna och modellberäkningar från Danmark visade att temperaturen i rötrestlagret har betydelse för emissionerna, och att den inkommande rötrestens temperatur har betydelse för temperaturen i rötrestlagret. Temperaturen i rötrestlagret var generellt högre än lufttemperaturen. Den färska rötresten påverkade temperaturen i rötrestlagret, och effekten var som störst när inflödet av färsk rötrest var mycket hög i förhållande till mängden rötrest som redan finns i lagret (till exempel när lagret nästan var tomt). Dessutom skattas de årliga metanemissionerna öka om temperaturen på den inkommande rötresten ökade, allt annat lika (Hafner m fl, 2025). Det kan jämföras med svenska temperaturmätningar i flytgödsellager (grisflyt) där man såg att flytgödselns temperatur följer omgivningens temperatur, fast något fördröjt (enstaka dagar) och mer utslätat (mindre variation över och mellan dygn) (Berglund & Mjöfors, 2023).

I ett pågående projekt från Hushållningssällskapet (2025) mäts metanemissioner på gårdsbiogasanläggningar i Sverige, bland annat från det första rötrestlagret efter rötkammaren. Preliminära resultat tyder på att rötrestens temperatur, metanemissionsnivåerna och emissionsmönstren kan variera inom ett rötrestlager. Rötresten i lagret kan vara varm (en bit över 20 °C) även vid mätningar som gjorts på våren. Emissionsnivåerna (1 metan per m³ rötrest och dygn) ser ut att skilja sig åt mellan anläggning, och det kan bero på flera faktorer som exempelvis fyllnadsgrad, uppehållstid och temperatur i rötrestlagret (Magnusson, pers medd. 2025).

6.1.1.2 Övriga emissioner från rötning av gödsel

Det finns ett kapitel om läckage från gårdsbiogasanläggningar och från fackling av biogas i Berglund & Mjöfors (2024), och hur dessa emissioner skulle kunna skattas i växthusgasinventeringen. Rekommendationen var att fortsätta använda samma underlag som tidigare eftersom det saknades nytt underlag.

Vi känner inte till att något nytt underlag har publicerats sedan dess. Nya resultat och slutsatser förväntas inom de närmsta åren, bland annat via Hushållningssällskapets pågående biogasprojekt (Hushållningssällskapet, 2025).

6.1.2 Ammoniak och lustgas

Antalet studier som tillåter en direkt jämförelse av emissioner från lagring av rötad och orötad stallgödsel är begränsat eftersom biogasanläggningar nästan alltid rötter stallgödsel från flera olika gårdar och tillsammans med material från andra håll i samhället. Av de som finns framgår att variationerna är stora. Flera studier poängterar också vikten av att titta på den totala påverkan genom hela kedjan från lagring till spridning (Rodhe, 2012; Sajeev m fl, 2017) eftersom man har sett att effekterna av rötning kan slå olika.

Ammoniak

Rötningen både ökar halten ammoniumkväve och höjer pH-värdet i rötresten. Detta riskerar att öka ammoniakemissionerna under såväl lagring som spridning av rötresten. Av de få studier som finns på just ammoniak från rötrestlager har Holly (2017) visat att ammoniakemissionerna kan öka med så mycket som 80 % om stallgödseln rötas. Hon jämförde då rötad och orötad nötflytgödsel från samma gård. Baldé m fl (2018) uppmätte också betydligt högre ammoniakemissioner från rötad än från orötad flytgödsel ($10,0 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ jämfört med $2,7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). En viktig förklaring till resultaten ansågs vara det betydligt tjockare svämtäcke som bildas på obehandlad flytgödsel än på rötrest och som motverkar ammoniakemissionerna. Sun m fl (2014) förklarade istället sina högre värden för rötad flytgödsel från försök i pilotskala (30 liter med substrat i hinkar) med en högre ammoniakkoncentration i den rötade än i den orötade flytgödseln. Resultaten ovan styrks av en litteraturgenomgång av Kupper m fl (2020) där den generella slutsatsen var att rötad flytgödsel riskerar att ge upphov till högre ammoniakemissioner under lagring än orötad flytgödsel.

Vi har bara hittat en svensk undersökning kring ammoniakförluster vid lagring av rötrest (rötad nötflytgödsel) och den visar på något högre förluster från rötad än från orötad nötflytgödsel (Rodhe m fl, 2019). Jordbruksverket antar i sitt beräkningsverktyg VERA att ammoniakemissionerna under lagring blir högre för rötad än för orötad flytgödsel.

Det är väl känt att ammoniakförlusterna kan minskas avsevärt genom att ett lager täcks, antingen av ett svämtäcke eller ett tak (VanderZaag m fl, 2010; Kupper m fl, 2020). En osäkerhetsfaktor vid bedömning av risken för ökade ammoniakemissioner av rötning är i vilken utsträckning rötrestlager faktiskt har svämtäcke. Det får stor betydelse eftersom ammoniakemissionerna i hög grad styrs av täckningen under lagring. Studier av Rodhe m fl (2013; 2016) har visat att rötad nötgödsel lagras utan eller med endast ett tunt/ofullständigt svämtäcke. Vid rötning får stallgödseln en annan karaktär. Bland

annat är den homogenare och mer benägen att sedimentera fasta partiklar. Egenskapen att naturligt bilda svämtäcke som örötdad nötflytgödsel har försämrats efter rötning.

Enligt uppgift från Edström (2016) uppgav visserligen 56 % av anläggningarna som deltog i gödselgasstödet att rötresten lagrades med svämtäcke och 48 % under tak. Det finns dock anledning att tro att dessa siffror rymmer samröttningsanläggningarnas första lager efter rötgaskammaren, vilka på grund av högre aktivitet och gasbildning som transporterar upp partiklar till ytan, lättare kan förväntas bilda svämtäcke än i påföljande långtidslager. Det här är inte tillräckligt undersökt och det föreligger ett behov av ytterligare kunskap kring i vilken utsträckning svämtäcke bildas och bibehålls i olika typer av rötrestlager.

Lustgas

För lustgas visar litteraturen på stora variationer vad gäller effekterna på emissionerna från lagringen av att röta flytgödsel. Det finns studier, till exempel Clemens m fl (2006), som redovisar signifikant lägre lustgasemissioner från rötdad flytgödsel jämfört med örötdad. Andra, bland annat Wang m fl (2014) har visat att lustgasemissioner kan öka vid lagring av rötrest. Studien av Wang m fl utfördes dock under temperaturer som låg över svenska utomhusförhållanden. En förklaring som framhållits i de fall utsläppen har ökat är att lagringstemperaturen ofta är högre för rötrest än för örötdad flytgödsel. Överlag verkar dock skillnaderna vara små. Kupper m fl (2020) sammanfattar sina resultat från en metastudie som att rötningen i många studier visat sig öka lustgasemissionerna, att det även förekommer att rötningen minskar dem, men att skillnaderna åt båda hållen generellt är små.

Försök i pilotlager under svenska förhållanden har visat på i princip obefintliga lustgasemissioner från såväl örötdad som rötdad nötflytgödsel (Rodhe m fl, 2015). Med ett tak på den rötade gödseln ökade emissionerna från 0 till 6 g lustgaskväve per kvadratmeter (m²) och dag eller en emissionsfaktor på 0,24 % (EF_{N₂O}) under sommarhalvåret medan emissionerna fortsatt var 0 under vinterhalvåret. Att tak riskerar att öka lustgasemissionerna konstateras även av Kupper m fl (2020).

6.2 Emissionsfaktorer för lagring av rötrest och övriga metanemissioner från biogassystemet

Här föreslås att växthusgasutsläppen från rötning av stallgödsel skattas på liknande sätt som i växthusgasinventeringen. I växthusgasinventeringen rapporteras växthusgasutsläpp från rötning av stallgödsel i två samhällssektorer. I denna studie ligger fokus på gårdsbaserad biogasproduktion, och då är det relevanta alternativet Gårdsbaserad rötning av stallgödsel (*Digesters*) som rapporteras under Stallgödselhantering inom jordbrukssektorn (*Agriculture/Manure management*). Växthusgasutsläpp från stallgödsel som rötas i samröttningsanläggningar och centrala biogasanläggningar rapporteras istället under Biologisk behandling av avfall i avfallssektorn (*Waste/Biological treatment of solid waste/Anaerobic digestion at biogas facilities*).

En fördel med att skatta växthusgasutsläppen från rötning av stallgödsel som i växthusgasinventeringen är det går att använda samma metoder och dataunderlag som vid skattning av växthusgasutsläpp från traditionell gödselhantering. I växthusgasinventeringen är emissionsfaktorerna för metan- och direkta lustgasemissioner från gårdsbaserad biogasproduktion anpassade till att man har uppgifter om mängd VS och kväve i färsk gödsel. Det innebär att det inte behövs någon omräkning av den färska gödselns VS- och kväveinnehåll för att justera för nedbrytningen och mineraliseringen av kväve som sker i rötningsprocessen.

Här antas att all rötad stallgödsel hanteras som flytande rötrest. Det är det absolut vanligaste systemet på svenska gårdsbiogasanläggningar. I de fall som fasta gödselslag rötas kommer de att blandas med stora mängder flytgödsel, och resultatet blir en flytande substratblandning och flytande rötrest.

Metan: Metanemissionerna skattas på samma sätt som för traditionell gödselhantering. Det innebär att B_0 -värdena för att skatta metanemissionerna från rötning av stallgödsel är samma som i Tabell 5.

MCF sätts till 5,6 % av B_0 i den orötade stallgödsel. Det är samma som värdet för gårdsbiogasanläggningar (*digesters*) i Sveriges senaste växthusgasinventering. Det är ett nationellt anpassat MCF-värde som baseras på lagringsförsök i Uppsala där man mätte metanemissioner från pilotlager som fyllts med rötad stallgödsel (Rodhe m fl, 2015). Sveriges nationellt anpassade MCF-värde baseras på resultaten från rötad nötgödsel som lagrades sommartid under tak. Metanemissionen från detta lager motsvarade 25 % av restmetanpotentialen i den rötade nötgödseln. Resultaten enligt Rodhe m fl (2015) stöds även av senare försöksresultat presenterade av Rodhe m fl (2018).

Det nationellt anpassade MCF-värdet har justerats för att spegla restmetanpotentialen (motsvarande 30 % av B_0 i orötad stallgödsel) och VS-reduktionen (35 % av VS i orötad stallgödsel) som är typisk för dagens gårdsbaserade biogasproduktion (Berglund & Mjöfors, 2024; Naturvårdsverket, 2025a).

Dessutom inkluderar MCF-värdet skattade metanläckage från gårdsbiogasanläggningen (0,05 % av producerad biogas) och metanslip i samband med fackling av överskottsgas (90 % effektivitet vid fackling) (Naturvårdsverket, 2025a).

Sverige har haft ett nationellt anpassat MCF-värde för rötning av stallgödsel i gårdsbiogasanläggningar (*digesters*) sedan rötning infördes i växthusgasinventeringen, men värdet uppdaterades till den senaste växthusgasinventeringen. Det tidigare MCF-värdet var högre (10,9 %). Det baserades också på lagringsförsöken i Uppsala (Rodhe m fl, 2015), men justerat för en högre restmetanpotential (motsvarande 45 % av B_0 i orötad stallgödsel) och lägre VS-reduktion (10 % av VS i orötad stallgödsel) än vad som används i växthusgasinventeringen idag.

I och med att MCF-värdet redan är justerat för VS-reduktionen som sker i rötammaren ska VS-mängden motsvara mängden VS i den orötade stallgödsel, inte i rötresten.

Här föreslås att metanemissionerna från rötning av stallgödsel skattas utifrån mängden VS i stallgödseln inklusive strömedel. Det motiveras med att resultaten från lagringsförsöket uttrycks per kg VS i rötresten, inklusive strömedel. Justeringarna för VS-reduktionen i rötammaren gör inte heller skillnad på om det är träck eller strömedel som har brutits ner.

Alla metanemissioner från den traditionella gödselhanteringen antas ske under lagring av stallgödseln (se rubriken ”Faktorer som påverkar emissioner från stallgödselhanting och metoder för skattning av emissionsnivåer” i kapitlet Emissioner från traditionell gödselhantering – stall och lagring). Det innebär att biogasset inte ska tillskrivas några metanemissioner som sker från stallgödseln innan den rötas.

Direkt lustgas: De direkta lustgasemissionerna från lagring av rötrest skattas på samma sätt som för traditionell gödselhantering. Mängden totalkväve per ton stallgödsel som rötas antas vara samma som i Tabell 5.

EF₃ sätts till 0,06% av N-tot i den orötade stallgödseln. Det är samma som standardvärdet för *anaerobic digester* i IPCC:s uppdaterade riktlinjer. Detta värde används även för *digesters* i Sveriges växthusgasinventering (Naturvårdsverket, 2025a).

Här antas att alla direkta lustgasemissioner från den traditionella gödselhanteringen sker vid lagring utomhus, och att biogasset därmed inte ska tillskrivas några lustgasemissioner från stallgödseln innan den rötas. Se rubriken ”Direkt lustgas” i kapitlet Emissioner från traditionell gödselhantering – stall och lagring.

Ammoniak: De indirekta lustgasemissionerna skattas på samma sätt som för traditionell gödselhantering. Mängden kväve per ton stallgödsel som ska rötas är densamma som för traditionell gödselhantering.

Ammoniakförlusterna skattas dels för stall, och dels från lagring av rötrest. Förlusterna i stall är samma som för den traditionella gödselhanteringen. Ammoniakemissionerna (procent av totalkväve) från lagring av rötrest skattas vara 20 % utan täckning, 10 % med svämtäcke och 1 % med tak. Detta baseras på värdena för lagring av rötrest enligt Greppa Näringsens program VERA.

Här antas att det inte hinner ske några ammoniakemissioner från lagring av färsk stallgödsel innan den matas in i biogasanläggningen. Det innebär att biogasset inte tillskrivs någon ammoniakemissioner som sker vid lagring av orötad stallgödsel.

6.3 Totala växthusgasutsläpp från rötning och lagring av rötrest

I Tabell 10 sammanställs de skattade växthusgasutsläppen från rötning av stallgödsel i gårdsbiogasanläggningar (metan) och lagring av rötrest (metan, direkt lustgas och indirekt lustgas via ammoniak). Resultatet i tabellen tar inte med emissioner från användning av biogasen för energiändamål (uppgradering, kraftvärmeproduktion eller värmeproduktion) eller klimatnyttan av att ny biogasproduktion ersätter annan energi.

Utsläppen redovisas per ton stallgödsel som har rötats, alltså inte per ton rötrest. I praktiken blandas flera substrat, så att ett ton rötrest kan bestå av flera olika substrat, och VS- och N-halten i rötresten kan då vara annan än i enskilda ingående substrat. Enheten ”ton stallgödsel som rötas” har valts för att resultaten ska vara jämförbara med Tabell 9.

Skattningarna baseras på stallgödselns innehåll av VS och kväve enligt Tabell 3.

Tabell 10. Totalt skattade växthusgasutsläpp från rötning av stallgödsel i gårdsbiogasanläggningar, inklusive lagring av rötrest. Efter rötning antas all rötrest hanteras som flytande rötrest. Alla utsläpp är uttryckta som kg CO_{2e} per ton stallgödsel som rötats (GWP₁₀₀ enligt Myhre m fl, 2013). Alla värden i tabellen är beräknade på oavrundade tal och sedan avrundade till heltal och max två värdesiffror.

	Metan ¹	Direkt lustgas ¹	Indirekt lustgas ²	Totalt
Hästgödsel (strö med halm)	80	1	4	85
Hästgödsel (strö med spån)	80	1	4	85
Hästgödsel, djup	80	1	6	88
Hönsködsel (fast)	130	4	15	150
Kycklingködsel	150	10	27	190
Nötködsel, djup	43	1	5	50
Nötködsel, fast	32	1	4	37
Nötködsel, flyt - med svämtäcke	19	1	3	22
Nötködsel, flyt - med tak	19	1	1	21
Nötködsel, flyt - utan någon täckning	19	1	4	24
Slaktgris, fast	54	2	4	59
Slaktgris, flyt - med svämtäcke	14	1	1	16
Slaktgris, flyt - med tak	14	1	0	15
Slaktgris, flyt - utan någon täckning	14	1	3	17
Suggor, djup	68	1	3	72
Suggor, fast	54	2	4	59
Suggor, flyt - med svämtäcke	14	1	1	16
Suggor, flyt - med tak	14	1	0	15
Suggor, flyt - utan någon täckning	14	1	3	17

1. Här görs ingen differentiering i metan- och direkta lustgasemissioner mellan olika täckningsalternativ (med eller utan täckning). De referenser som använts för att skatta dessa emissioner ger bara en emissionsfaktor per växthusgas, oavsett täckningsalternativ (med eller utan täckning).
2. Indirekt lustgas via ammoniak. Motsvarande ammoniakemissioner från stall samt från lagring av flytande rötrest. Om inget täckningsalternativ angetts har de indirekta lustgasemissionerna från rötresten skattats som om rötresten lagrats med svämtäcke.

Emissionerna har sedan skattats med de emissionsfaktorer och antaganden som beskrivs i föregående avsnitt. Emissionerna av metan och direkt lustgas har skattats med emissionsfaktorer från växthusgasinventeringen (Naturvårdsverket, 2025a). Där presenteras bara en emissionsfaktor för metan (MCF) respektive direkt lustgas (EF₃), och därmed finns det inte underlag för att skatta metan- och direkta lustgasemissioner vid olika lagringsförhållanden (t ex olika täckningsalternativ). De indirekta lustgasemissionerna via ammoniak har skattats med emissionsfaktorer för ammoniak enligt Greppa Näringsens program VERA. I VERA finns det ammoniakemissionsfaktorer för flera olika täckningsalternativ (Tabell 8). I Tabell 10 har de indirekta

lustgasemissionerna via ammoniak skattats med ammoniakemissionsfaktorer som representerar rötresten som lagrats med svämtäcke.

Metan- och lustgasemissionerna har sedan räknats om och summerats som kilo koldioxidekvivalenter (CO₂e) med omräkningsfaktorer enligt Tabell 2.

De skattade växthusgasutsläppen (kg CO₂e per ton stallgödsel som rötas) skiljer sig åt mellan gödselslag. I och med att det är samma emissionsfaktorer per kg VS respektive kg kväve för alla gödselslag som rötas kan skillnaderna i skattade växthusgasutsläpp förklaras med variationerna i VS- och kvävehalt i stallgödseln som rötas. Ju högre VS- respektive kväveinnehåll, desto högre skattade metan- respektive lustgasemissioner per ton stallgödsel som rötas.

Metan beräknas stå för den allra största andelen av växthusgasutsläppen från rötning och lagring av rötrest. Det kan förklaras med att MCF för rötrest är förhållandevis högt medan EF₃ är lågt.

7 Jämförelse av växthusgasutsläpp mellan rötad och orötad stallgödsel – stall, lager och rötning

7.1 Jämförelse per ton stallgödsel

I Tabell 11 jämförs de skattade metan- och lustgasemissioner från lagring av orötad stallgödsel (värden från Tabell 9) med utsläppen från rötning av stallgödsel i gårdsbiogasanläggning och lagring av rötrest (värden från Tabell 10). Växthusgasutsläppen har räknats om till kg CO₂e och uttrycks per ton stallgödsel respektive per ton stallgödsel som rötas.

Skillnaden beskriver hur växthusgasutsläpp förändras om stallgödseln börjar rötas. Ett positivt tal innebär att växthusgasutsläpp från gödselhanteringen skattas öka om stallgödseln börjar rötas, medan ett negativt tal innebär att de skattas minska.

De beräkningar som gjorts i denna studie tyder på att växthusgasutsläppen från gödselhanteringen i vissa fall kommer att minska, men att de i andra fall kommer att öka när stallgödseln börjar rötas. Det går något mot bilden som finns i många sammanhang av att rötning generellt minskar växthusgasutsläppen, främst av metan, från gödselhanteringen. Det gäller exempelvis i flera av våra grannländers växthusgasinventeringar (se Berglund & Mjöfors, 2024), och det har varit ett av de drivande argumenten för flera styrmedel som syftat till ökad gödselbaserad biogasproduktion.

Tabell 11. Jämförelse av skattade växthusgasutsläpp från lagring av orötad stallgödsel ("ingen rötning") respektive från rötning av stallgödsel i gårdsbiogasanläggning och lagring av rötrest ("med rötning"). Alla utsläpp är uttryckta som **kg CO₂e per ton stallgödsel** respektive **per ton stallgödsel som rötats** (GWP₁₀₀ enligt Myhre m fl, 2013). Alla värden i tabellen är beräknade på oavrundade tal och sedan avrundade till heltal och max två värdesiffror.

	Ingen rötning ¹	Med rötning ²	Skillnad (Med - Ingen rötning)
Hästgödsel (strö med halm)	40	85	45
Hästgödsel (strö med spån)	40	85	45
Hästgödsel, djup	240	88	-160
Hönsködsel (fast)	58	150	94
Kycklingködsel	82	190	110
Nötködsel, djup	99	50	-49
Nötködsel, fast	37	37	1
Nötködsel, flyt - med svämtäcke	21	22	2
Nötködsel, flyt - med tak	20	21	0
Nötködsel, flyt - utan någon täckning	12	24	12
Slaktgris, fast	52	59	7
Slaktgris, flyt - med svämtäcke	15	16	1
Slaktgris, flyt - med tak	14	15	0
Slaktgris, flyt - utan någon täckning	10	17	7
Suggor, djup	100	72	-33
Suggor, fast	42	59	18
Suggor, flyt - med svämtäcke	15	16	1
Suggor, flyt - med tak	14	15	0
Suggor, flyt - utan någon täckning	10	17	7

1. Se Tabell 9 för värden och kommentarer om emissionsberäkningarna för orötad stallgödsel.
2. Se Tabell 10 för värden och kommentarer om emissionsberäkningarna för rötad stallgödsel. All rötrest antas hanteras som flytande rötrest. Om inget täckningsalternativ angetts har de indirekta lustgasemissionerna från rötresten skattats som om rötresten lagrats med svämtäcke

I vissa fall skattas rötning minska både metan- och lustgasemissionerna (gäller djupströgödsel), medan det i andra fall skattas bli en ökning av metanemissionerna medan lustgasemissionerna sjunker (flytgödsel). Generellt är det metanemissionerna som påverkas mest (kg CO₂e per ton stallgödsel) av att stallgödseln börjar rötas.

I Tabell 11 beskrivs växthusgasutsläpp separat för varje gödselslag. I praktiken kan flytgödsel rötas separat och utan inblandning av annan stallgödsel, medan de fasta gödselslagen blandas med annan stallgödsel eller andra substrat. Så även om

klimatvinsten per ton stallgödsel är högst för djupströgödsel kommer djupströgödseln ändå att utgöra en begränsad andel av gödsel- eller substratmixen som rötas, och den genomsnittliga klimatvinsten per ton gödselmix som rötas i anläggningen blir därmed inte lika hög.

När man tolkar detta resultat är det dock viktigt att reflektera över de absoluta växthusgasutsläppen per ton stallgödsel. Här har vi räknat med låga MCF-värden, och därmed låga metanemissioner, för alla orötade gödselslag förutom djupströgödsel. Sveriges nationellt anpassade MCF-värde för flytgödsel är mycket lägre än MCF-värden som används i våra grannländer (se Berglund & Mjöfors, 2024). Den snabba utgödslingen ur stall och vårt kalla klimat ger stöd för att vi kan räkna med låga metanemissioner från flytgödselhanteringen (Berglund & Mjöfors, 2024).

De låga MCF-värdena för flera gödselslag medför därmed att växthusgasutsläppen per ton stallgödsel skattats vara låga redan i utgångsläget. Växthusgasutsläppen från rötning av stallgödsel och lagring av rötrest (*digestate*) ska därmed jämföras mot en redan låg utsläppsnivå.

MCF-värdet för *digestate* är högre (5,6 % av B_0 i orötad stallgödsel) än för alla andra stallgödselslag (mellan 1,5 och 3,5 % av % av B_0 , se Tabell 6), med undantag för djupströgödsel (21 % av B_0 , se Tabell 6). Sveriges nationellt anpassade MCF-värde för *digestate* är högre än de värden som används i växthusgasinventeringen i våra grannländer (Berglund & Mjöfors, 2024). Sveriges MCF-värde för *digestate* baseras på resultat från lagringsförsök, medan andra länders nationellt anpassade MCF-värden för *digestate* i flera fall bygger på enkla antaganden och tunna underlag. I några länders växthusgasinventering räknar man inte ens med att det bildas metan vid lagring av rötad stallgödsel. Vid en genomgång av IPCC:s riktlinjer och andra länders MCF-värden för *digestate* gick det inte att hitta någon metod eller något underlag som skulle vara starkare eller bättre för svenska förhållanden än det Sverige redan har (Berglund & Mjöfors, 2024).

7.2 Jämförelse per MWh biogas

Värdena i Tabell 11 beskriver skillnaderna och förändringarna uttryckta som kg CO₂e per ton stallgödsel. Det ger inte en helt rättvis jämförelse mellan gödselslag eftersom det är stora skillnader i VS- och kvävehalt mellan gödselslag, och skillnaderna i växthusgasutsläpp kan därmed till stor del förklaras av hur koncentrerad stallgödseln är.

Ett annat alternativ är att uttrycka skillnaderna och förändringarna per MWh biogas som kan produceras om stallgödsel rötas (se riktvärden för rimlig biogasproduktion i Tabell 12). Det är samma enhet och typ av omräkningstal som har använts när man har beräknat utsläppsminskningen för en klimatinvestering via Klimatklivet (Naturvårdsverket, 2024b).

Tabell 12. Riktvärden för biogasproduktion vid rötning av stallgödsel. Biogasproduktionen uttrycks dels som liter metan per kg VS (JTI, odat; Carlsson & Uldal, 2009; Nilsson pers medd, 2025), dels omräknat till MWh per ton stallgödsel. Omräkningen har baserats på VS-innehåll enligt Tabell 3 i denna rapport. 1 Nm³ metan = 9,8 kWh.

	liter CH ₄ /kg VS	MWh biogas/ton stallgödsel
Hästgödsel, halm	200	0,50
Hästgödsel, spån	100	0,25
Hönsködsel	247	0,79
Kycklingködsel	200	0,78
Nötködsel, djupströ	175	0,39
Nötködsel, flyt	213	0,15
Grisködsel, djupströ	200	0,38
Grisködsel, flyt	268	0,13

Resultatet av denna omräkning visas i Tabell 13. Skillnaderna mellan gödselslag blir då mindre än när växthusgasutsläpp uttrycks per ton stallgödsel. Riktningen är dock den samma. Det vill säga om växthusgasutsläppen per ton stallgödsel skattas öka om stallgödseln börjar rötas, kommer de även skattas öka när utsläppen uttrycks per MWh biogas.

Biogasutbytet och de skattade växthusgasutsläpp per ton stallgödsel följs i många fall åt, vilket förklarar att skillnaderna mellan gödselslag i flera fall minskar. Biogasproduktionen per ton stallgödsel är generellt sett högre för de torrare gödselslagen, och samtidigt är växthusgasutsläppen per ton stallgödsel ofta högre för dessa gödselslag. Då kan relativt höga växthusgasutsläpp fördelas på en relativt stor mängd biogas, vilket håller nere växthusgasutsläppen per MWh biogas.

Men resultatet styrs även av nivån på biogasutbytet. Ju lägre biogasutbyte per kg VS, desto högre växthusgasutsläpp per MWh. Ett exempel är hästgödsel (fastgödsel) med spån respektive halm som strömedel där biogasutbytet bedömts vara betydligt lägre för hästgödsel med spån än med halm. Växthusgasutsläppen per ton hästfastgödsel skattas vara lika, men i och med att biogasutbytet per kg VS hästgödsel med strö är så lågt kommer utsläppen att fördelas på en liten mängd biogas och utsläppen per MWh biogas kommer därmed bli relativt höga.

I flera fall är det inga eller mycket små skillnader i skattade växthusgasutsläpp mellan referenssystemet (ingen rötning) och biogassystemet. Det gäller till exempel för flytgödsel (nöt- och grisflyt) med täckning med tak eller svämtäcke. Det ska då i första hand tolkas som att växthusgasutsläppen från gödselhanteringen skattats vara låga i båda systemen. Emissionsfaktorerna är också förhållandevis lika för flytgödsel med täckning som för rötad stallgödsel.

Tabell 13. Jämförelse av skattade växthusgasutsläpp från lagring av orötad stallgödsel ("ingen rötning") respektive från rötning av stallgödsel i gårdsbiogasanläggning och lagring av rötrest ("med rötning"). Alla utsläpp är uttryckta som **kg CO₂e per MWh biogas** som kan fås vid rötning av stallgödsel (GWP₁₀₀ enligt Myhre m fl, 2013). Alla värden i tabellen är beräknade på oavrundade tal och sedan avrundade till heltal och max två värdesiffror.

	Ingen rötning ¹	Med rötning ²	Skillnad (Med - Ingen rötning)
Hästgödsel (strö med halm)	80	170	91
Hästgödsel (strö med spån)	160	340	180
Hästgödsel, djup	490	180	-310
Hönsködsel (fast)	74	190	120
Kycklingködsel	110	240	140
Nötködsel, djup	250	130	-130
Nötködsel, fast	130	130	2
Nötködsel, flyt - med svämtäcke	130	140	10
Nötködsel, flyt - med tak	130	130	2
Nötködsel, flyt - utan någon täckning	80	160	77
Slaktgris, fast	140	160	19
Slaktgris, flyt - med svämtäcke	120	120	7
Slaktgris, flyt - med tak	110	110	2
Slaktgris, flyt - utan någon täckning	75	130	57
Suggor, djup	220	150	-70
Suggor, fast	110	160	46
Suggor, flyt - med svämtäcke	120	120	7
Suggor, flyt - med tak	110	110	1
Suggor, flyt - utan någon täckning	75	130	57

1. Har beräknats med värden för skattade växthusgasutsläpp för orötad stallgödsel från Tabell 9 och för biogasutbyte från Tabell 12. Se Tabell 9 för kommentarer om emissionsberäkningarna för orötad stallgödsel.
2. Har beräknats med värden för skattade växthusgasutsläpp för rötad stallgödsel från Tabell 10 och för biogasutbyte från Tabell 12. All rötrest antas hanteras som flytande rötrest. Om inget täckningsalternativ angetts har de indirekta lustgasemissionerna från rötresten skattats som om rötresten lagrats med svämtäcke. Se Tabell 10 för ytterligare kommentarer om emissionsberäkningarna för orötad stallgödsel.

För alternativet flytgödsel utan täckning är den skattade skillnaden mellan referenssystemet och biogassystemet större. Det förklaras framför allt med tillgången på emissionsfaktorer för direkt lustgas (EF_3) och skattningen av lustgasemissioner: För den orötade flytgödseln finns det EF_3 för olika täckningsalternativ, medan det bara finns en EF_3 för rötrest. I och med att det antas saknas förutsättningar för att direkt lustgas ska kunna bildas i den blanka gödselytan på den orötade flytgödseln, skattas det inte ske några direkta lustgasemissionerna från orötad flytgödsel utan täckning. Om det funnits differentierade EF_3 för olika täckningsalternativ för rötrest hade utfallet blivit ett annat. Ammoniakemissionerna är dock högre för flytgödsel och rötrest utan täckning, och därför skattas de indirekta lustgasemissionerna vara högre från alternativen utan någon täckning.

7.3 Jämförelse mot andra utsläppsfaktorer

Ett sätt att förstå storleksordningen på resultaten i Tabell 13 är att jämföra dem mot utsläppsfaktorer för gödselbaserad biogas från andra referenser. Här har jämförelser gjorts mot underlaget till i) de så kallade normalvärdena enligt EU:s förnybartdirektiv, REDII, och rapportering av hållbarhetskriterier för biobränslen och biodrivmedel (Giuntoli m fl, 2017) samt ii) studien som låg till grund för utsläppsfaktorn för gödselbaserad biogas som användes i Klimatklivet innan ansökningsomgången i september 2025 (Lantz m fl, 2019). Innan september 2025 var Klimatklivets utsläppsfaktor var -308 kg CO_2e per MWh gödselbaserad biogas (Naturvårdsverket, 2024b.), och den benämns här som Klimatklivets tidigare utsläppsfaktor för gödselbaserad biogas. I denna rapport görs jämförelser mot normalvärdena enligt REDII eftersom de har kunnat användas av dem som är rapporteringsskyldiga enligt lagen om hållbarhetskriterier, samt att normalvärdena enligt REDII använts som underlag i Lantz m fl (2019).

Normalvärdena i REDII beskriver typiska klimatavtryck för biodrivmedel och biobränsle, och anges i enheten g CO_2e per MJ bränsle (Giuntoli m fl, 2017). I REDII inkluderar normalvärdet för gödselbaserad biogas emissioner från hela produktionskedjan för biogas, men även en så kallad gödselkredit motsvarande växthusgasutsläppen från traditionell gödselhantering som man slipper undan när stallgödseln rötas. Gödselkrediten motsvarar kolumn ”**Ingen rötning**”, det vill säga referenssystemet, i Tabell 13.

Giuntoli m fl (2017) beräknar gödselkrediten, det vill säga växthusgasemissionerna från traditionell gödselhantering, till 3,5 g metan respektive 0,066 g lustgas (direkt och indirekt lustgas) per MJ biogas. Det motsvarar $98 + 17 = 115$ g CO_2e per MJ biogas, eller 416 kg CO_2e per MWh biogas (GWP_{100} enligt IPCC:s femte utvärderingsrapport (Myhre m fl, 2013)³). Det finns dock en del frågetecken kring hur gödselkrediten beräknats i REDII, se Berglund & Mjöfors (2024).

Så som vi har beräknat växthusgasutsläppen från traditionell gödselhantering är det bara hästdjupströgödsel som skattas ha växthusgasutsläpp i nivå med gödselkrediten enligt REDII. För hästdjupströgödseln beror det på två faktorer:

³ I REDII används GWP_{100} enligt IPCC:s fjärde utvärderingsrapport, AR4: 1 kg metan = 25 kg CO_2e , och 1 kg lustgas = 298 kg CO_2e . 3,5 g CH_4 samt 0,066 g N_2O motsvarar då 107 g CO_2e per MJ biogas

- 1) Emissionsfaktorerna, framför allt för metan, för hästdjupströgödsel är höga, vilket gör att växthusgasutsläppen från referenssystemet (kg CO₂e per ton orötad hästdjupströgödsel) skattas vara höga.
- 2) Biogasutbyte, MWh biogas per ton hästdjupströgödsel, är måttligt vilket gör att växthusgasutsläppen från referenssystemet ska fördelas på förhållandevis få MWh biogas per ton stallgödsel.

I och med att växthusgasutsläppen skattats vara höga och biogasutbytet är måttligt blir kvoten (kg CO₂e per MWh biogas från hästdjupströgödsel) för referenssystemet hög. Hästgödsel utgör dock en mycket liten andel (ton) av all stallgödsel som rötats.

För övriga gödselslag skattas växthusgasutsläppen från referenssystemet till en bråkdel av gödselkrediten enligt REDII. För flytgödsel, som utgör bulken av all stallgödsel som rötas, skattar vi växthusgasutsläppen till en tredjedel av gödselkrediten enligt REDII. En konsekvens av detta är att det inte är fysiskt möjligt att gödselbaserad biogasproduktion ens kommer i närheten av så stora utsläppsminskningar som gödselkrediten enligt REDII anspelar på: vår *baseline* är att växthusgasutsläppen från traditionell gödselhantering redan är mycket låga.

Växthusgasutsläpp från lagringen av rötrest (motsvarar kolumnen ”**Med rötning**” i Tabell 13) beaktas också i normalvärdet enligt REDII och i underlaget till Klimatklivets tidigare utsläppsfaktor för gödselbaserad biogas, men skattas på olika sätt.

I REDII:s normalvärde skattas metanemissionerna från öppna rötrestlager utan gasinsamling till 2 g metan per MJ biogas. Lustgasemissionerna antas vara lika höga som från den orötade gödsel, det vill säga 0,066 g lustgas (direkt och indirekt lustgas) per MJ biogas. Totalt motsvarar det $56+17 = 73$ g CO₂e per MJ biogas eller $202 + 63 = 265$ kg CO₂e per MWh biogas (GWP₁₀₀ enligt IPCC:s femte utvärderingsrapport)⁴. Enligt REDII:s sätt att räkna står därmed metan för tre fjärdedelar av klimatpåverkan från lagringen av rötrest.

I vår studie skattas växthusgasutsläppen (kg CO₂e per MWh biogas) från rötning och lagring av rötrest alltså i de allra flesta fall ligga klart under värdet enligt REDII. Det gäller både de totala växthusgasutsläppen (metan samt direkt och indirekt lustgas) och utsläppen av metan. I denna studie är det bara alternativet ”hästgödsel (spån som strö)” som skattas ha högre emissioner än 265 kg CO₂e per MWh biogas. En förklaring är att detta gödselslag antas ha ett lågt biogasutbyte, och då ska växthusgasutsläppen från rötresthanteringen slås ut på en relativt liten mängd biogas vilket ger relativt höga växthusgasutsläpp per MWh biogas.

I REDII finns det även normalvärden för gastät lagring av rötrest med uppsamling av gasen från rötresten. Det antas inte ske några emissioner från dessa gastäta system. Dessa system är dock inte jämförbart med de resultaten som vi kommit fram till i denna studie eftersom emissionsfaktorerna som använts här gäller system utan insamling av gas från rötrestlager.

I REDII skattas alltså gödselkrediten till 416 kg CO₂e per MWh biogas och växthusgasutsläppen från lagringen av rötrest till 265 kg CO₂e per MWh biogas. Det innebär att

⁴ I REDII används GWP100 enligt IPCC:s fjärde utvärderingsrapport, AR4: 1 kg metan = 25 kg CO₂e, och 1 kg lustgas = 298 kg CO₂e. 2 g CH₄ samt 0,066 g N₂O motsvarar då 70 g CO₂e per MJ biogas

förändringen av växthusgasutsläppen från gödselhanteringen blir $265 - 416 = -151$ kg CO₂e per MWh biogas när gödseln börjar rötas (motsvarar kolumn ”**Skillnad (Med – Ingen rötning)**” i Tabell 13). Det är en differens och större sänkning av växthusgasutsläppen än vad vi sett i de allra flesta fall. I normalvärdena i REDII räknar man generellt sett med högre gödselkredit och högre växthusgasutsläpp från lagringen av rötrest än vad vi skattat för svenska förhållanden. Den stora skillnaden är att man i REDII:s normalvärden skattat mycket högre växthusgasutsläpp från stallgödselhanteringen i referenssystemet än vad vi gjort.

Man skulle även kunna jämföra våra resultat mot Klimatklivets tidigare utsläppsfaktor för gödselbaserad biogas (Naturvårdsverket, 2024b). Den baserades på en svensk studie som både har gjort egna emissionsberäkningar och hämtat värden från REDII (Lantz m fl, 2019). Klimatklivets tidigare utsläppsfaktorn (-308 kg CO₂e/MWh biogas) inkluderade en gödselkredit med samma värde som normalvärdet enligt REDII, men växthusgasutsläpp från lagring av rötrest beräknat enligt Lantz m fl (2019). Enligt Lantz m fl (2019) beräkningar blir emissionerna från öppen lagring av rötrest mycket låga. Det beror dels på att de utgår från att det inte sker några direkta lustgasemissioner och knappt några indirekta lustgasemissioner via ammoniak (<1 kg CO₂e per MWh biogas) från lagringen av rötrest, dels på att metanemissionerna skattats vara mycket låga (0,7 g metan per kWh biogas, vilket motsvarar 20 kg CO₂e per MWh biogas, med GWP₁₀₀ enligt IPCC:s femte utvärderingsrapport).

Metanberäkningarna i Lantz m fl (2019) har gjorts med en egen modell som är en modifiering av beräkningsmodellen och justering av parametrarna som används i växthusgasinventeringen. Men modifieringarna ligger inte i linje med hur beräkningarna ska göras enligt växthusgasinventeringen. Konsekvensen blir att metanemissionerna skattas vara mycket låga, vilket beror på tre faktorer:

1. MCF: Lantz m fl (2019) har använt Sveriges nationellt anpassade MCF för flytgödsel, inte för *digestate*, när de skattat metanemissionerna från lagring av rötrest. Sveriges nationellt anpassade MCF för *digestate* är högre än för flytgödsel.
2. Mängden VS: I växthusgasinventeringen ska metanemissionerna skattas från mängden VS i färsk stallgödsel, det gäller även för *digestate*. Lantz m fl skattar dock metanemissionerna från mängden VS som finns kvar i rötresten efter rötning. Under rötningen sjunker mängden VS i stallgödseln.
3. B₀: I växthusgasinventeringen uttrycks MCF som procent av B₀ i färsk stallgödsel, det gäller även för *digestate*, men Lantz m fl skattar metanemissionerna från restmetanpotentialen i rötresten. Restmetanpotentialen är lägre än B₀ i färsk stallgödsel.

I Klimatklivets tidigare utsläppsfaktor ingick växthusgasutsläpp från hela biogaskedjan. Då inkluderades emissioner från produktion av el och värme för drift av biogasanläggningen, läckage från biogasanläggningen, slutanvändning av biogasen samt från rötresthantering, och en gödselkredit. Utsläppsfaktorns värde påverkades dock framför allt av gödselkrediten och växthusgasutsläppen från rötresthanteringen.

Den viktigaste anledningen till att den tidigare utsläppsfaktorn var så låg var att den kombinerade resultat från två olika referenser för att skatta förändringen i växthusgasutsläpp från gödselhanteringen. Man hade valt relativt högt skattade värden

för referenssystemet (gödselkredit enligt REDII:s normalvärde), men mycket lågt skattade värden för lagring av rötrest (enligt Lantz m fl (2019)). Det var en kombination som gavs som ett av flera exempel i Lantz m fl (2019). Växthusgasutsläppen från gödselhanteringen skattades då minska med ca $20 - 416 = \text{ca } -396 \text{ kg CO}_2\text{e per MWh biogas}$.

Det hade dock varit mer rättvisande att skatta förändringen av växthusgasutsläpp från gödselhanteringen med emissionsfaktorer som tagits fram med samma metod. Enligt normalvärdena i REDII hade förändringen varit $-151 \text{ kg CO}_2\text{e per MWh biogas}$ (se ovan). Lantz m fl (2019) hade också gjort egna skattningar av gödselkredit som var $159 \text{ kg CO}_2\text{e/MWh biogas}$ (omräknat till GWP₁₀₀ enligt IPCC:s femte utvärderingsrapport), och differensen hade då blivit $20 - 159 = \text{ca } -139 \text{ kg CO}_2\text{e per MWh biogas}$. Så om man hade använt samma metod både för att skatta gödselkrediten och växthusgasutsläpp från rötresthanteringen hade utsläppsfaktorn för gödselbaserad biogas inte fått ett lika stort negativt värde. Det hade gällt oavsett om utsläppsvärdena hade hämtats från REDII:s normalvärden eller från Lantz m fl egna modellberäkningar.

8 Emissioner från spridning av stallgödsel och rötrest

Vid spridning av stallgödsel i fält sker emissioner av ammoniak och lustgas. Emissionernas storlek varierar kraftigt beroende på främst gödselslag, spridningsmetod och lufttemperatur vid spridningstillfället. I Sverige sprids stallgödseln framför allt vid vår- och höstbruk, men det är även vanligt att man sprider nötflytgödsel vid ett/flera tillfällen under sommaren efter vallskörd.

För varje kg kväve man sparar in i en del av hanteringskedjan ökar risken för lustgas- och ammoniakemissioner från en kväverikare stallgödsel i nästa steg. Kommer man fram till att rötning under vissa förutsättningar har potential att minska emissionerna av direkt och indirekt lustgas från lagring av stallgödsel så innebär det att extra fokus behöver läggas på gödselhanteringen under påföljande spridning för att inte en del av det man tjänat in under lagringen ska gå förlorat. Det kan därför vara motiverat att vid en värdering av klimatpåverkan vid lagring av stallgödsel också ta i beaktan klimatpåverkan vid spridning.

8.1 Metan

Metanemissionerna från mineraljordar anses vara mycket små eller obefintliga (Rodhe m fl, 2012; Wulf m fl, 2002). I stort anses metan från mark främst uppstå under extremt anaeroba förhållanden som i risfält eller från översvämmade markytor (Laanbroek, 2010) och de behandlas därför inte vidare här.

8.2 Ammoniak

Emissioner av ammoniak vid spridning anges som andel ammoniumkväve i procent av stallgödselns totala kväveinnehåll. Flytgödsel, har generellt hög risk för

ammoniakförluster vid spridning eftersom den innehåller mycket löst ammonium som snabbt omvandlas till ammoniak när den exponeras för luftens syre. Om flytgödsel sprids ovanpå markytan utan att blandas ner i jorden kan upp till 70% av ammoniumkvävet förloras som ammoniak (Karlsson & Rodhe, 2002). För att minska förlusterna kan flytgödsel antingen blandas in grunt i jorden med hjälp av så kallade myllningsaggregat som sitter på vissa gödselspridare, spridas med ett så kallat släpslangsystem som placerar flytgödseln nära markytan mellan raderna i växande gröda, eller brukas ner i en separat körning efter spridningen med exempelvis harv, kultivator eller plog.

Fastgödsel, som har högre torrsubstanshalt, avger generellt mindre ammoniak vid spridning eftersom en större del av kvävet är organiskt bundet och därmed mindre lättflyktigt. Även för fastgödsel minskar ammoniakförlusterna om fastgödseln blandas ner i jorden kort efter spridning.

Regelverket kring spridning av stallgödsel på åkermark är omfattande. Hur stränga reglerna är varierar mellan olika län och beror också på om fältet ligger inom ett så kallat nitratkänsligt område (Jordbruksverket, 2025). Dessutom spelar det in om stallgödseln är tänkt att spridas på obevuxen mark eller i växande gröda och vid vilken tidpunkt på året. Regelverket styr främst mellan vilka datum olika typer av stallgödsel får spridas och vilken teknik som får användas.

I Skåne, Halland och Blekinge gäller strängare krav än i övriga Sverige. Här ska till exempel all stallgödsel som sprids på obevuxen åkermark myllas ner minst fem centimeter inom fyra timmar efter spridningen. Flytgödsel som sprids i växande gröda ska använda någon av följande tekniker 1) Bandspridningsteknik eller annan liknande teknik som innebär att flytgödseln placeras direkt på marken under växttäcket, 2) Myllningsaggregat eller annan liknande teknik som innebär att flytgödseln placeras direkt i marken, 3) Teknik som innebär att en del flytgödsel späds ut med minst en halv del vatten före spridningen, 4) Teknik som innebär att spridningen följs av bevattning med minst 10 mm vatten. Bevattning ska påbörjas senast inom fyra timmar och vara avslutad inom tolv timmar efter det att spridningen inleddes. Om det regnar får regnmängden räknas av från kravet på minst 10 mm vatten.

Emissionsfaktorer för ammoniak vid spridning av stallgödsel enligt Karlsson och Rodhe (2002) presenteras i Tabell 14. Dessa siffror används i Greppa Närings rådgivningsprogram VERA samt överensstämmer med de nationella värden som Naturvårdsverket hänvisar till i rapporteringen av långväga luftföroreningar (Naturvårdsverket, 2025b). En sammanfattning ger följande storleksordning vad gäller ammoniakförluster för parametrarna spridningsteknik, spridningstidpunkt och nedbrukning.

Tidpunkt: sen höst < vår < tidig höst < sommar

Spridningsteknik: ytmyllning < släpslang < breddspridning

Nedbrukning: omgående < inom 4 timmar < inom 5–24 timmar < ej nedbrukning

Inverkan av temperaturen vid spridningstillfället är stor. Det är även tydligt att det är viktigt speciellt vid flytgödselspridning att gödseln kommer ner i jorden så fort som möjligt. Från Tabell 14 ser vi till exempel att emissionsfaktorn vid spridning av flytgödsel med släpslangsspridare under tidig höst minskar från 40% till 9% om gödseln brukas ner inom fyra timmar efter spridning jämfört med om den inte brukas ner alls.

Tabell 14. Kväveförluster orsakade av ammoniakavgång vid spridning av stallgödsel (% av gödselns ammoniumkväveinnehåll). Efter Karlsson och Rodhe, (2002)^a

Årstid	Spridningsteknik	Nedbrukning efter spridning (h efter spridning)	Fastgödsel (%)	Urin (%)	Flytgödsel (%)
Vårvinter	Bredspridning		20	40	30
	Släpplang			30	20
Vår	Bredspridning	4h/5-24h	33/50	14/20	15/20
	Släpplang	4h/5-24h		14/20	8/10
	Ytmyllning	Ingen nedbr (vall)		8	15
Sommar	Bredspridning	Ingen nedbr (vall)	90	60	70
	Släpplang	Ingen nedbr (vall)		40	50
	Ytmyllning	Ingen nedbr (vall)		15	30
Tidig höst	Bredspridning	4 h/5-24 h	35/50	23/30	18/30
	Släpplang	4h/5-24h/ingen nedbr		18/25/30	9/15/40
Sen höst	Bredspridning	4h/5-24h/ingen nedbr	15/20/30	15/20/25	8/10/30
	Släpplang	4h/5-24h/ingen nedbr		11/18/25	4/5/15

a. Senaste uppdateringen av emissionsfaktorer för spridning av stallgödsel under svenska förhållanden. Används i Greppa Näringsens rådgivningsprogram VERA, Version 21, 2025-02-26.

8.3 Lustgas (direkt)

Spridning av stallgödsel ger upphov till lustgasemissioner, dels direkt vid spridningstillfället, dels indirekt via det kväve som förloras genom ammoniakförluster (se ovan). De direkta emissionerna uttrycks som % N_2O-N av stallgödselns totala kväveinnehåll.

Flytgödsel och urin har större andel lättillgängligt kväve och därför högre initial risk för lustgasbildning än fastgödsel. Men även fastgödsel kan bidra till lustgasemissioner sett över tid.

I lerhaltiga jordar och/eller fuktiga jordar, där det föreligger områden med låg syretillgång, gynnas denitrifikation, vilket ger mer lustgas.

För utspridd stallgödsel på åkermark används i den svenska klimatrapporeringen en emissionsfaktor av 1 % för andel N_2O-N av total-N tillfört för alla typer av organisk gödsel. Det motsvarar den så kallade aggregerade emissionsfaktorn för kväve tillfört från bland annat stall- och mineralgödsel, EF_1 , i IPCC:s uppdaterade riktlinjer (IPCC, 2019b).

I fältförsök med grisflytgödsel på mellanlera visade Rodhe et al. (2012) att lustgasemissionerna låg mellan 0,5–1,4 % av tillfört kväve under de två första månaderna

efter spridning. Vid snabb nedharvning efter bandspridning minskade effekterna till 0,46 %, jämfört med 1,35 % utan nedharvning.

8.4 Spridning av rötrest

8.4.1 Ammoniak

Genom att röttningsprocessen vanligen minskar torrsubstanshalten i substratet möjliggörs en snabbare infiltration av rötresten i jorden vid spridning. Det kan i sin tur minska ammoniakförlusterna och därmed de indirekta lustgasemissionerna från markytan (Pedersen, 2021). Motsatt effekt kan fås av att rötningen ökar halten av totalt ammoniumkväve samt höjer pH-värdet i rötresten. Det här riskerar istället att leda till ökade ammoniakemissioner under spridning. Den totala effekten är beroende på såväl rötrestens karaktär, lokala markförhållanden och spridningsteknik.

Från Lantz & Björnsson, 2016, Edström m fl, 2018 och Salomon m fl, 2022 får vi värden på andelen ammoniumkväve av totalkväveinnehållet i olika typer av rötrest. Andelen är substratberoende och ligger i nämnda källor för nötflytgödsel mellan 50–75 %, för grisflytgödsel mellan 80–85% och för blandade substrat mellan 50–75%. Den enda källan som ger värden för ett flertal djurgrupper är Lantz och Björnsson (2016). De flesta data tillgängliga gäller samrötning av olika gödselslag, ofta också med tillskott av andra typer av substrat. Salomon m fl, (2022) visar att andelen ammonium-N under rötning ökade med 14 respektive 2 % vid gårdsrötning av nötflytgödsel på två gårdar.

Att rötad stallgödsel generellt innehåller mer ammoniumkväve än orötad stallgödsel beror på att organiskt kväve under röttningsprocessen omvandlas till ammonium. Det här betyder att växtnäringen i rötad stallgödsel är mer lättillgänglig för växterna, vilket är positivt och kan leda till större skördar. Men med en högre andel lättillgängligt kväve ökar också risken för kväveförluster via ammoniak- och lustgasavgång när stallgödseln sprids. Att spridningen görs på ett klokt sätt blir därför viktigare vid hantering av rötad än orötad stallgödsel.

I svenska försök har ammoniakavgången vid spridning av rötad flytgödsel undersökts av Rodhe m fl (2013) och av Pedersen m fl (2021). I båda studierna uppmätte högre ammoniakemissioner från rötad än orötad flytgödsel, vilket också stämmer med majoriteten av internationell litteratur. Studien av Pedersen m fl visade att rötrestens snabbare infiltrationen inte kunde väga upp för dess högre ammoniuminnehåll och högre pH.

I studien av Rodhe m fl (2013) mättes ammoniakavgången från 25 ton rötad respektive orötad nötflytgödsel som spreds på våren och där motsvarade förlusterna 21 % respektive 5 % av mängden tillfört ammoniumkväve, eller 19 % respektive 4 % av tillfört total-N. Det här betyder att rötresten inte bara är mer potent genom sitt högre innehåll av mer reaktivt ammoniumkväve, utan att det ammoniumkväve som finns också har en större benägenhet att avgå som ammoniak i rötrest (på grund av ett högre pH).

Rötning av stallgödsel har dock vissa fördelar och kan, rätt hanterad, bidra till ett förbättrat utnyttjande av kvävet i stallgödseln. Till exempel gör rötningen gödseln i allmänhet mer homogen och lättflytande till sin struktur, vilket förenklar spridning i växande gröda, som till exempel vall (för att få sprida i växande gröda krävs dock

gårdsbaserad rötning där man kan vara säker på att rötresten inte innehåller animaliska biprodukter).

Ett räkneexempel på hur ammoniakemissionerna kan påverkas vid rötning av flytgödsel finns i Bilaga 1.

8.4.2 Lustgas (direkt)

I litteraturen varierar resultaten vad gäller effekt av rötning av flytgödsel på den direkta lustgasavgången vid spridning. Det finns flera studier som visar på lägre emissioner från rötad än orötad flytgödsel vid en jämförelse. Till exempel undersökte Amon m fl (2006) avgången av lustgas efter spridning av rötad och orötad nötflytgödsel och fick att den var 67 g lustgas per hektar för rötad och 263 g för orötad. De förklarar den lägre emissionen från rötad nötflytgödsel jämfört med orötad nötflytgödsel med det lägre innehållet av torrsbstans och kol i den rötade gödseln. Petersen m fl (1996) fann en signifikant lägre lustgasemission från rötad flytgödsel jämfört med orötad, där mängden lättlösligt kol i marken verkade styra denitrifikationen. Även Baral m fl (2017) redovisar lägre lustgasemissioner från rötad flytgödsel än från orötad, men den använda rötresten motsvarade då, liksom i många andra studier, inte flytgödseln som den jämfördes med utan var en flytgödseldominerad mix från en samröttningsanläggning.

I samma spridningsförsök som ovan, där Rodhe m fl (2013) mätte ammoniakemissioner vid spridning av rötrest i Sverige, mättes även lustgasbildningen. Emissionerna av lustgas var då måttliga efter gödsling med både rötad och orötad stallgödsel på hösten och mycket låga på våren. Uppmätta emissionsfaktorer för lustgas (EF_{N_2O}), som anger uppmätt NH_3-N i % av gödselns innehåll av NH_4-N , var 0,44% och 0,59 % vid spridning av rötad respektive orötad nötflytgödsel på hösten och 0,10 % och 0,20 % vid spridning av rötad respektive orötad nötflytgödsel på våren. I mängd motsvarade det 0,44 och 0,29 kg N per hektar vid höstspridning och 0,15 och 0,12 kg N per hektar vid vårspridning för rötad respektive orötad gödsel.

Det finns även flera studier som visar på det motsatta. När Möller & Stinners (2009) spred rötad flytgödsel fick de högre emissioner (1,38 % av tot-N) än vid spridning av orötad (0,57% av tot-N). Thomsen m fl (2010) erhöll också något högre lustgasemissioner vid spridning av rötad gödsel jämfört med orötad gödsel. Thomas & Hao (2017) rötade nötfastgödsel (efter tillsättning av vatten) och fick fyra gånger så hög lustgasavgång när gödseln sedan spreds jämfört med för motsvarande orötade fastgödsel. Däremot skiljde inte emissionerna i förhållande till ammoniumkväveinnehållet mellan rötad och orötad gödsel i den studien utan lustgasemissionerna var korrelerade till mängden ammoniumkväve som spreds. De ökade emissionerna tillskrivs många gånger de reducerande förhållanden som uppstår i marken på grund av att rötresten lättare tränger ner genom markytan än vanlig stallgödsel.

8.4.3 Totala emissioner

Det föreligger en reell risk för ökade ammoniakförluster och därmed indirekta lustgasemissioner vid spridning av rötrest jämfört med orötad stallgödsel. Att rötresten lättare tränger ner i marken är positivt, speciellt vid spridning i vall och annan växande gröda, men ett högt ammoniumkväveinnehåll tillsammans med ett högt pH är en riskfaktor.

Ett sätt att mildra effekterna av ett högre pH i rötresten på ammoniakemissionerna kan vara att surgöra gödseln innan den sprids. Detta görs i Danmark och teknik finns (Sindhøj m fl, 2022). Speciellt för direkt lustgas är underlaget begränsat och vi bedömer att det är för dåligt för att göra emissionsberäkningar baserat på.

För de direkta lustgasemissionerna tyder mycket på att de kan vara lägre för rötrest än för orötad stallgödsel. Här varierar utfallet dock väsentligt mellan olika studier och styrs troligen förutom av rötrestens karaktär av lokala markförhållanden och aktuella vattenhalter vid spridningstillfället.

9 Åtgärder för att minska klimatpåverkan av gödselbaserad biogasproduktion

Det finns flera faktorer som påverkar emissionerna och även flera åtgärder att göra för att minska risken för höga emissioner. Vissa åtgärder är realiserbara redan idag, medan andra ännu inte är tillgängliga eller praktiskt relevanta idag:

- Arbeta för en god utrotningsgrad. Risken för metanemissioner är lägre för ett väl utrotat material, allt annat lika. Det kan handla om att ha tillräcklig omrörning så att inte den aktiva volymen minskar på grund av sedimentering eller svämtäcke i reaktorn, att ha efterrötkammare, och att se till att temperaturen i rötkammaren är tillräckligt hög.
- Idag byggs det gårdsbiogasanläggningar med efterrötkammare. God utrotningsgrad och låg restmetanpotential har även ekonomiska fördelar eftersom man då har fått ut mycket biogas ur substratet. En allt för låg restmetanpotentialen kan dock vara tecken på att inmatningen kan ökas, om det finns tillgång på substrat, för att få högre gasproduktion per dygn.
- Aktivt sänka temperaturen i utgående rötrest från rötkammare. Låg temperatur är en nyckelfaktor för låga metan- men även ammoniakemissioner från rötrestlager. Temperaturen på utgående rötrest har betydelse för temperaturen i första rötrestlagret efter rötkammaren. Åtgärder kan handla om värmeväxling eller värmeåtervinning från utgående rötrest, eller att ha en ouppvärmad efterrötkammare.

Det finns olika former av värmeväxling och värmeåtervinning på några gårdsbiogasanläggningar, se Tamm & Olsson (2021) för konkreta exempel. Men det handlar ofta om biogasanläggningar som har extern avsättning för överskottsvärme, som producerad fordonsgas, tar in substrat som hygieniserar (ofta vid 70 °C) och/eller som rötar termofilt. De flesta gårdsanläggningarna drivs mesofilt och har då inte samma stora behov av att värma inkommande substrat som de som rötar termofilt eller som hygieniserar inkommande substrat. De anläggningar som använder biogasen för kraftvärmeproduktion

kan då täcka biogasanläggningens värmebehov med överskottsvärme från kraftvärmeenheten. Om det saknas andra stora värmekunder finns det inget behov av värmeåtervinning från rötresten.

Även om efterrötkammare är ouppvärmda kan de hålla en relativt hög temperatur eftersom de ständigt fylls på med varm rötrest från huvudrötkammaren.

- Undvik att blanda och lagra färsk, varm rötrest med färsk, orötad stallgödsel under lång tid. Kombinationen varm rötrest från biogasreaktorn och stor mängd lättomsättbart organiskt material från den färsk gödseln ökar risken för metanemissioner från lagringen (Berglund m fl, 2023). Det kan handla om att ha tillräcklig kapacitet i biogasanläggningen för att kunna röta all flytgödsel från gården, och att slippa leda en del av flytgödseln bypass rötkammaren och direkt till rötrestlagret.
- Om lagringskapaciteten behöver byggas ut bör man välja en djup brunn. Det är fördelaktigt att använda djupa brunnar med liten yta, eftersom ammoniakförluster huvudsakligen sker vid ytan. Även produktionen av lustgas sker i det översta skiktet (svämtäcket) och påverkas därmed av lagrets ytstorlek. Vida och grunda laguner är därför mindre lämpliga ur klimatsynpunkt.

Rötrestlagrets utformning och volym kommer också påverka temperaturen i rötresten och därmed metanemissionerna. Här skulle det behövas fler beräkningar och underlag för att bedöma vad som är den optimala utformningen, särskilt på det första rötrestlagret efter rötkammaren. Det handlar om en kombination av vad temperaturen blir i lagret och hur länge rötresten ligger där (liten brunn med högt inflöde av varm rötrest ger hög temperatur, även om rötresten flyttas snabbt vidare), och hur temperaturen i kommande lager påverkas.

- Eftersom rötrest innehåller mycket lättlösligt kväve, finns en ökad risk för ammoniakemissioner. Det kan därför finnas skäl att införa generella krav på täckning av rötrestlager (med svämtäcke, duk eller tak) samt krav på myllning eller nedbrukning förslagsvis inom fyra timmar efter spridning. Idag är sådana åtgärder endast obligatoriska i vissa län.

Om taket dessutom är gastätt och man samlar in gasen till förbränning eller fackling kan man även minska metanemissionerna. Sådana system finns i Danmark, men vad vi vet inte i Sverige.

Tidigare har man antagit att ökade ammoniakemissioner under lagring av rötrest skulle kunna kompenseras av minskade kväveförluster vid spridning. Idag pekar dock forskningen snarare på att spridning av rötrest kan innebära en risk. De negativa effekterna, såsom ett ökat pH-värde och en högre andel lättomsättligt kväve, verkar överväga de potentiella positiva effekterna.

- Kontroll och åtgärder mot läckage på biogasanläggningen. Det görs redan läckagesökningar med sniffer på gårdsbiogasanläggningar. Men för samrötningsanläggningar finns även ett egenkontrollsystem för systematiskt arbete mot och dokumentation av metanemissioner (EgMet).

Ett projekt har precis påbörjats i syfte att föreslå ett liknande kontrollsystem anpassat för gårdsbiogasanläggningar (Hushållningssällskapet, 2025). Det kommer dröja innan ett kontrollsystem är på plats, men när det finns kan en åtgärd vara att gårdsanläggningar ska vara anslutna till kontrollsystemet.

- Gödselanalyser av rötresten behövs för att veta hur mycket växtnäring den innehåller, men även för att kunna göra en verkligt gårdsanpassad kvantifiering av växthusgasutsläppen. Man kan förvänta sig stor spridning mellan olika gårdar men också inom en och samma gård över tid. Det är dock viktigt att provet som ska analyseras tas ut på rätt sätt eftersom det är svårt att ta ett representativt prov av såväl stallgödsel som rötrest. RISE har publicerat en instruktionsfilm och en manual (RISE, 2021; Myrbeck m fl, 2021)
- Behandlingar som separering av rötrest i en fast och en flytande fraktion eller surgörning inför spridning är två behandlingar som har visat potential att minska emissionerna av växthusgaser (Kupper m fl, 2020; Andersson, 2024). Dessa är särskilt relevanta för rötrest där risken för ammoniakförluster är hög. Båda teknikerna kräver dock ekonomiska investeringar från lantbrukaren. Ekonomiska beräkningar för dessa åtgärder finns redovisade i Andersson (2024).

Idag finns det bara ett par gårdsanläggningar i Sverige med separering av rötresten. Den fasta fraktionen kan användas som strömedel (fiberströ) till nötkreatur. Det är inte möjligt att bärga stora mängder halm varje höst beroende på vädret, och i ett förändrat klimat kan fiberströ vara ett sätt säkrar tillgången på strömedel till djuren.

Surgörning är en effektiv åtgärd för att minska metan- och ammoniakemissioner från lagring av rötrest. Surgörning har dock inte haft någon kommersiell spridning i Sverige ännu. Det går åt stora mängder syra vilket medför höga kostnader, och det finns risker för arbetsmiljö och påverkan på betongen i rötrestlagren. Det går även åt mycket mer syra för att surgöra rötrest än orötad stallgödsel, vilket bland annat beror på högre pH och högre buffringsförmåga.

Punktlistan ovan är lång och innehåller både åtgärder som kan mätas och kvantifieras, men framför allt åtgärder som är bra att göra men där effekten inte lika lätt låter sig mätas kvantitativt. Men även om åtgärden kan kvantifieras går det inte alltid att beakta dem när emissionerna skattas enligt metoden som beskrivits i denna rapport. Det saknas underlag och modeller som är anpassade för svenska förhållanden och rapporteringskrav som exempelvis beaktar temperaturens eller utrotningsgradens inverkan på emissionsnivåerna.

10 Slutsatser

Det finns mycket som talar för att vi har låga växthusgasutsläpp från den traditionella gödselhanteringen i Sverige. Snabb utgödsling från stall och kallt klimat under lagringstiden gör att vi, i jämförelse med andra länder, kan räkna med låga metanemissioner från den traditionella flytgödselhanteringen. Lustgasemissionerna och metanemissioner från andra gödselslag är, med undantag för djupströgödsel, också generellt sett låga, men kunskapsunderlaget om dessa emissioner vilar på få och gamla studier eller på expertutlåtanden.

Men en konsekvens av att vi har så låga växthusgasutsläpp från den traditionella gödselhanteringen är att gödselbaserad biogasproduktion inte har så stor potential att minska växthusgasutsläppen ytterligare. Så även om vi skulle kunna producera gödselbaserad biogas utan några som helst emissioner från biogasanläggning och rötresthantering skulle klimatvinsten i gödselhanteringen bara bli en bråkdel av gödselkrediten enligt EU:s förnybartdirektiv, REDII.

Gödselbaserad biogasproduktion har i flera sammanhang setts som en åtgärd för att minska växthusgasutsläppen, framför allt metan, från gödselhanteringen. Det är en slutsats i flera av våra grannländers växthusgasinventeringar, och det har varit ett av de drivande argumenten för flera styrmedel som syftat till ökad gödselbaserad biogasproduktion.

De beräkningar som gjorts i denna studie tyder på att växthusgasutsläppen från gödselhanteringen i vissa fall kommer att minska, men att de i andra fall kommer att öka när stallgödseln börjar rötas. I flera fall är det dock inga eller mycket små skillnader i skattade växthusgasutsläpp från gödselhanteringen mellan referenssystemet (ingen rötning) och biogassystemet. Det gäller till exempel för flytgödsel (nöt- och grisflyt) med täckning. Växthusgasutsläppen från djupströgödsel skattas minska (gäller samtliga djurslag), medan de skattas öka bland annat för fjäderfägödsel och fastgödsel från häst. Djupströgödsel samt fjäderfä- och hästgödsel utgör dock volymmässigt en begränsad andel av stallgödseln som rötas, och emissionsfaktorerna för dessa gödselslag är mer osäkra än för flytgödsel.

Generellt är det metanemissionerna som skattas påverkas mest (kg CO₂e per ton stallgödsel) av att stallgödseln börjar rötas. Hög utrotningsgrad och låg temperatur i rötresten som lagras är några viktiga faktorer för att hålla nere metanemissionerna från biogassystemet. I denna rapport har emissionerna av metan, men även lustgas, skattats med emissionsfaktorer som härstammar från Sveriges växthusgasinventering. Växthusgasinventering ger underlag för att kvantifiera emissionsnivåerna generellt, men inte för att kvantifiera hur exempelvis temperatursänkande åtgärder påverkar emissionsnivåerna.

Studien visar att hela kedjan – från stall, via lagring till spridning – måste beaktas i emissionsberäkningar. Rötning kan under vissa förutsättningar minska vissa emissioner under lagringen, men samtidigt öka emissioner vid spridning. Det föreligger en reell risk för ökade ammoniakförluster och därmed indirekta lustgasemissioner vid spridning av rötrest jämfört med orötad stallgödsel. Att rötresten lättare tränger ner i marken är positivt, speciellt vid spridning i vall och annan växande gröda, men ett högt ammoniumkväveinnehåll tillsammans med ett högt pH är en riskfaktor.

Det skulle behövas fler emissionsmätningar, gärna på biogasanläggningar och fullskaliga gödsellager, för att fånga upp de verkliga förhållandena och hur stora emissionerna kan vara i praktiken. Exempelvis baseras dagens metanemissionsfaktorer för flytgödsel och rötrest på satsvisa försök som gjorts i pilotskala, och det är då svårt att fånga in förändringar över året (till exempel hur lagret fylls och töms) och variationen som kan finnas inom ett fullskaligt lager (till exempel hur temperaturen och svämtäcket förändras över tid och rum). Det skulle även behövas emissionsmätningar som kan visa hur skillnader i viktiga parametrar påverkar emissionsnivåerna, till exempel hur temperaturen i flytgödseln eller rötresten påverkar metan- och ammoniakemissionerna.

11 Referenser

- Amon B, Kryvoruchko V, Amon T, Zechmeister-Boltenstern S (2006). Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112:153-162.
- Andersson K (2024). More nitrogen to the crop! To increase the nitrogen fertiliser value of cattle slurry and reduce its ammonia emissions. Doctoral Thesis No. 2024:100 Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences.
- Avfall Sverige. 2009. Substrathandbok för biogasproduktion. RAPPORT U2009:14.
- Berglund M & Mjöfors K. (2023). Temperatur i flytgödsellager – Mätningar och emissionsberäkningar. Rapport från Hushållningssällskapet Halland
- Berglund M, Chandolias K, Holmgren M A, Nilsson S & Tamm D. (2023). Minskade metanförluster vid underhåll av gårdsbiogasanläggningar – Erfarenheter, metod och beräkningar. Rapport från Hushållningssällskapet Halland
- Berglund M & Mjöfors K (2024). Emissionsfaktorer för metan vid gårdsbaserad rötning av stallgödsel och konventionell lagring av flytgödsel. RISE Rapport 2024:62.
- Bergström Nilsson S, Eliasson K, Halldorf S & Broberg A (2015) Utvärdering av gårdsbaserad biogasproduktion – Uppföljning av teknik och metanemissionsfrågor i etablerade anläggningar. Hushållningssällskapet.
- Baldé H, VanderZaag, A C, Burt S Wagner-Riddle C m fl (2018). Ammonia emissions from liquid manure storages are affected by anaerobic digestion and solid-liquid separation.
- Carlsson M, & Uldal M (2009). Substrathandbok för biogasproduktion. Rapport SGC 200. Svenskt Gastekniskt Center.
- Clemens J, Trinborn M, Weiland P & Amon B (2006). Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112:171–177.
- Edström M, Sindhøj E, Ljung E, Halldorf S, Persson S, Welander U, Rupar-Gadd K (2018). Rötning av fjäderfägödsel med gödsel förädling i tillämpad skala. RISE Rapport 2018:39.
- Elsgaard L, Olsen A B & Petersen S O. (2016). Temperature response of methane production in liquid manures and co-digestates. *Science of the Total Environment* 539:78-84.

- Energigas Sverige. (2024). Produktion av biogas och rötresten och dess användning 2023.
- Giuntoli J, Agostini A, Edwards R & Marelli L. (2017). Solid and gaseous bioenergy pathways: input values and GHG emissions. Calculated according to the methodology set in COM(2016) 767 Version 2, EUR 27215 EN, doi:10.2790/27486
- Hafner S, Møller H, Dalby F & Romio C (2025). Management effects on methane emission from stored digestate – insights from coupling heat transfer and microbial models. DCA Report n 238. Aarhus University.
- Hermansson C (2022). Sammanfattande slutrapport Projektet Ökning av lantbruksbaserad biogasproduktion – uppföljning och teknikutveckling. Hushållningssällskapet Sjuhärad.
- Holly M A, Larsson R A, Powell M, Ruark M D & Aguirre-Villegas H (2017). Greenhouse gas and ammonia emissions from digested and separated dairy manure during storage and after land application. *Agric Ecosyst Environ* 239, 410-419.
- Hushållningssällskapet (2025). Uppföljning av gårdsbaserade biogasanläggningar. Uppföljning av gårdsbaserade biogasanläggningar - Hushållningssällskapet.
- IPCC. (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Emissions From Livestock and Manure Management.
- IPCC. (2019a). Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- IPCC. (2019b). Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- Jordbruksverket (2018). Bilaga 1 till Gasberäkningar i gödselgasstödet Bilaga-till-PM-om-gasberäkningar. Reviderat 2018
PM+om+gasberäkningar+för+gödselgasstödet.
- Jordbruksverket (2023). Nya emissionsfaktorer vid beräkning av kväveförluster från stallar. En litteraturgenomgång. Jordbruksverket, Rapport 2023:14.
- Jordbruksverket (2025). <https://jordbruksverket.se/vaxter/odling/vaxtnaring/sprida-godsel>
- Jordbruksverket. (2024). Rekommendationer för gödsling och kalkning 2025. Jo 24:10.
- JTI. (odat). Institutet för jordbruks- och miljöteknikens förslag om nyckeltal vid beräkning av biogasproduktion från stallgödsel.
<https://jordbruksverket.se/download/18.7a846f9916c150eb8bf525ad/1687168549867/Bilaga-till-PM-om-gasberakningar-tga.pdf>
- Karlsson & Rodhe (2002). Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkningar av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel. JTI Uppdragsrapport. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

- Karlsson S & Salomon E (2002). Djupströgödsel till vårsäd - Höst- respektive vårspridning av färsk och mellanlagrad djupströgödsel. JTI rapport Lantbruk& Industri 288, Uppsala.
- Kupper T, Häni C, Neftel A, Kincaid C, Buhler M, Amon B& Vander Zaag A (2020). Ammonia and greenhouse gas emissions from slurry storage – A review. *Agric Ecosyst Environ* 300, 1-18.
- Laanbroek H (2010). Methane Emission from Natural Wetlands: Interplay between Emergent Macrophytes and Soil Microbial Processes. A Mini-Review. *Annals of Botany*, 105, 141-153. <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcp201>
- Lantbruksforskning S (2024). Metan- och lustgasavgång från värphöngödsellager med olika torrsubstanshalt och med eller utan tak- slutrapport. <https://www.lantbruksforskning.se/projekt databasen/metan-och-lustgasemissioner-fran-fjaderfagodsellager/edca8597712f84fd017598bf000b4e90/>.
- Lantz M & Björnsson L (2016). Emissioner av växthusgaser vid produktion och användning av biogas från gödsel. Rapport 99, Miljö- och energisystem, Lunds tekniska högskola.
- Lantz M, Aldenius M. & Khan J (2019). Styrmedel för en ökad produktion och användning av biogas. Rapport 114, Miljö- och energisystem, Lunds tekniska högskola.
- Magnusson, Anders. 2025. Personligt meddelande. Nitoves.
- Mathot M D, Lambert R & Stilmant D (2016). Deep litter removal frequency rate influences on greenhouse gas emissions from barns for beef heifers and from manure stores. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 233:94-105.
- Monteny G J, Groenestein C M & Hilhorst M A (2001). Interactions and coupling between emissions of methane and nitrous oxide from animal husbandry. *Nutr Cycl Agrosyst*, 60, 123-132.
- Myrbeck Å, Rodhe L, Hellstedth M, Kulmala A, Laakso J, Lehn F m fl (2021). Instruktion till provtagning och analys av stallgödsel. RISE rapport 2021:18
- Myhre G, Shindell D, Brébon F-M, Collins W, Fuglestvedt J, Huang J, et al (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Naturvårdsverket (2024a). National Inventory Report Sweden 2024 - Greenhouse Gas Emission Inventories 1990-2022.
- Naturvårdsverket (2024b). Värden för att beräkna utsläppsminskning – beräkna utsläppsminskning klimatklivet 2024-05-24 <https://www.naturvardsverket.se/4999d1/globalassets/amnen/klimatomställning/klimatklivet/dokument/klimatklivet-varden-for-att-berakna-utslappsminskning.pdf>
- Naturvårdsverket (2025a). National Inventory Document Sweden 2025. Greenhouse Gas Emission Inventories 1990-2023. Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Paris Agreement
- Naturvårdsverket (2025b). Informative Inventory Report Sweden 2025 Submitted under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution.

- Nilsson, Sara (2025). Personligt meddelande. Hushållningssällskapet Hallando
- Olsson H, Andersson J, Edström M, Rogstrand G, Persson P-O, Andersson L m fl (2014). Samrötning av hästgödsel med nötflytgödsel - Fullskaleförsök vid Naturbruksgymnasiet Söderåsen. Uppsala: Rapport 51, Kretslopp & Avfall, JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- Pardo G, Moral R, Aguilera E & del Prado A (2015). Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. . *Global Change Biology*, 21: 1313-1327. <https://doi.org/10.1111/gcb.12806>.
- Pedersen J, Andersson K, Feilberg A, Delin S, Hafner S & Nyord T (2021). Effect of exposed surface area on ammonia emissions from untreated, separated, and digested cattle manure. *Biosyst Engineering* 202, 66-78.
- Petersen S O, Nielsen T H, Frostegård, Å & Olesen T (1996) Svovlsyrebehandling af gylle i slagtesvinstald med draenet gulv. Meddelelse nr 683. Landsudvalget for svin, Den rullende Afprovning, Dansk svinproduktion.
- Petersen S O, Ma C, Hilger J E, Mjöfors K, Sefeedpari P, Amon B, et al. (2024). In-vitro method and model to estimate methane emissions from liquid manure management on pig and dairy farms in four countries. *Journal of Environmental Management*, 353:120233.
- RISE. 2021. Att ta ett representativt gödselprov. YouTube. 2021-05-18 <https://www.youtube.com/watch?v=evrwJ4thsJE&list=PLqLiVcF3GKy1Vv4P5XA1istZlvoQum2D1&index=14&t=39s>
- Rodhe L, Ascue J, Tersmeden M, Ringmar A & Nordberg Å (2008). Växthusgasemissioner från lager med nötflytgödsel – Förhållanden i gårdsbehållare, metodikutveckling av gasmätning samt bestämning av emissioner från nötflytgödsel. JTI-rapport Lantbruk & Industri 370, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rodhe L, Ascue J & Nordberg Å (2009). Emissions of greenhouse gases (methane and nitrous oxide) from cattle slurry storage in Northern Europe. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 8: 012019.
- Rodhe L, Ascue J & Nordberg Å (2010). Greenhouse gas emissions from stored slurry with and without different covers . *Proceedings of the 14th Ramiran International Conference 12-15 September 2010*, Ref no: 0194.
- Rodhe L, Baky A, Olsson J & Nordberg Å (2012). Växthusgaser från stallgödsel – Litteraturgenomgång och modellberäkningar. JTI-rapport Lantbruk & Industri nr 402, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rodhe L, Ascue J, Tersmeden M, Willén A, Salomon E & Sundberg M (2013). Växthusgasemissioner från rötad och orötad gödsel i lager och utspridd på mark samt ammoniakavgång och kornskörd. Rapport Lantbruk & Industri Nr 413. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rodhe L, Ascue J, Willén A, Vegerfors Persson B & Nordberg Å (2015). Greenhouse gas emissions from storage and field application of anaerobically digested and non-digested cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 199:358–368
- Rodhe L, Edström M, Nordberg Å, Tersmeden M & Ascue J (2016) Åtgärder för att minimera växthusgasutsläpp från lager med rötad och orötad gödsel. (år 1). Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala

- Rodhe L, Alverbäck A, Ascue J, Edström M, Nordberg Å, Pizzul L & Tersmeden M (2018). Åtgärder för att minimera växthusgasutsläpp från lager med rötdad och örötdad gödsel. RISE Rapport 2018:18.
- Rodhe L, Ascue J, Tersmeden M & Pizzul L (2019). Ammonia emissions from storage – non digested and digested cattle slurry. RISE rapport 2019:51. RISE, Uppsala.
- Rogstrand G, Tersmeden M, Bergström J, Rodhe L (2005). Åtgärd för minskad ammoniakavgång från fastgödsellager. JTI rapport 344, Uppsala.
- Sajeev E P, Winiwarter W, Amon B & Barbara Amon (2017). Greenhouse Gas and Ammonia Emissions from Different Stages of Liquid Manure Management Chains: Abatement Options and Emission Interactions *J. Environ. Qual.* 47:30–41 (2018).
- Salomon E, Tidåker P, Bergström-Nilsson S (2022). Flows and budgets of nutrients and potentially toxic elements on four Swedish organic farms using digestate from agricultural residues. *Org. Agr.* 12, 279–292. <https://doi.org/10.1007/s13165-022-00393-3>
- SCB. (2023). Gödselmedel i jordbruket 2021/22. Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel. MI 30 SM 2302.
- Sindhøj E, Mjöfors K & Baky A (2022) Surgörning av flytgödsel som åtgärd för minskade utsläpp av ammoniak och växthusgaser i Sverige . RISE Rapport 2022:75.
- Sommer S G, & Möller H B (2000). Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production-effect of straw content. *Journal of Agricultural Science*, 134:327-335.
- Sommer SG, Petersen SO, Sorensen P, Poulsen HD, Moller HB. (2007). Methane and carbon dioxide emissions and nitrogen turnover during liquid manure storage. *Nutrient Cycling Agroecosystems.* 78, 27–36.
- Sun F, Ndegwa P M & Johnson K (2014). Effects of manure treatment on ammonia emissions during storage under ambient environment. *Water, air and soil pollut* 225:2094, 1-13.
- Tamm D & Olsson H. (2021). Värmeutnyttjande på gårdsbaserade biogasanläggningar i Sverige En studie inom projektet Ökning av lantbruksbaserad biogasproduktion. Hushållningssällskapet
- Thomas B W, Hao X (2017). Nitrous oxide emitted from soil receiving anaerobically digested solid cattle manure. *J Environ Qual*, 741-750.
- Thomsen I K, Pedersen A R, Nyord T, Petersen S O (2010). Effects of slurry pretreatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agric Ecosyst Environ* 136, 227-235.
- Thorman R E, Chadwick D R, Harrison R, Boyles L O & Matthews R (2007). The effect on N₂O emissions of storage conditions and rapid incorporation of pig and cattle farmyard manure into tillage land. *Biosyst Eng* 97, 501-511.
- VanderZaag A C, Gordon R J, Jamieson R C, Burton D L & Stratton G W (2010). Permeable synthetic covers for controlling emissions from liquid dairy manure. *Applied Engineering in Agriculture* 26(2):287-297.
- Wallgren T, Westin R & Gunnarsson S (2016). A survey of straw use and tail biting in Swedish pig farms rearing undocked pigs. *Acta Vet Scand* 58, 84 (2016). <https://doi.org/10.1186/s13028-016-0266-8>

- Wang Y, Dong H, Zhu Z, Liu C, & Xin H. (2014). Comparison of air emissions from raw liquid pig manure and biogas digester effluent storages. *Trans. ASABE* 57, 635–645.
- Wang, Y, Liang L, Liu J, Guo D, Zhu Z & Dong H (2022) Impact of anaerobic digestion on reactive nitrogen gas emissions from dairy slurry. *J Environ Manage* 316.
- Wulf S, Clemens J & Maeting M (2002). Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide and methane emissions after spreading. *J Environ Qual*, 31:6. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.1795>

Bilaga 1. Räkneexempel ammoniakemissioner

Räkneexempel 1: Ammoniakemissioner från lager med rötad kontra orötad flytgödsel

Antaganden:

- Beräkningarna görs för 1 ton flytgödsel från nötkött och avser perioden ett år.
 - Både rötrest- och flytgödsellager har svämtäcke.
 - Totalkväveinnehållet i gödseln sätts till 4,3 % enligt Tabell 3.
 - Emissionsfaktorn för orötad gödsel sätts till 3 % av totalkväveinnehållet i gödseln enligt Tabell 8.
 - Emissionsfaktorn för rötad gödsel sätts till 10 % av totalkväveinnehållet i gödseln.
- Total mängd N i gödseln blir 4,3 kg N/ton

Det ger att:

- Emissionerna från lagringen av orötad gödsel blir $3\% \times 4,3 \text{ kg} = 0,129 \text{ kg NH}_4\text{-N/ton}$
- Emissionerna från lagringen av rötad gödsel blir $10\% \times 4,3 \text{ kg} = 0,43 \text{ kg NH}_4\text{-N/ton}$

Räkneexempel 2: Ammoniakemissioner från lager med rötad vs orötad fastgödsel

Exemplet visar hur de beräknade ammoniakemissionerna från lagring av flytgödsel kan förändras vid rötning av flytgödseln.

Antaganden:

- Beräkningarna görs för 1 ton fastgödsel från nötkött och avser perioden ett år.
 - Rötrestlagret har svämtäcke.
 - Totalkväveinnehållet i gödseln sätts till 5,2 % enligt Tabell 3.
 - Emissionsfaktorn för orötad gödsel sätts till 20 % av totalkväveinnehållet i gödseln enligt Tabell 8.
 - Emissionsfaktorn för rötad gödsel sätts till 10 % av totalkväveinnehållet i gödseln.
- Total mängd N i gödseln blir 5,2 kg N/ton

Det ger att:

- Emissionerna från lagringen av orötad gödsel blir $20\% \times 5,2 \text{ kg} = 1,04 \text{ kg NH}_4\text{-N/ton}$
- Emissionerna från lagringen av rötad gödsel blir $10\% \times 5,2 \text{ kg} = 0,52 \text{ kg NH}_4\text{-N/ton}$

Bilaga 1. Forts.**Räkneexempel 3: Ammoniakemissioner från spridning av rötad kontra orötad flytgödsel**

Exemplet visar hur de beräknade ammoniakemissionerna från bredspridning av nötflytgödsel på våren där gödseln brukas ner inom 4 timmar kan förändras vid rötning av flytgödseln.

Antaganden:

- Beräkningarna görs för 1 ton flytgödsel från nöt.
- Totalkväveinnehållet i gödseln sätts till 4,3 % enligt Tabell 3.
- Ammoniumkväveinnehållet i orötad gödsel sätts till 60 % av totalkväveinnehållet enligt Tabell 3.
- Ammoniumkväveinnehållet under rötning ökar med 7 %, vilket ger att ammoniumkväveinnehållet i den rötade gödseln blir 65 % av totalkväveinnehållet som antas vara detsamma.
- Emissionsfaktorn för orötad gödsel sätts till 5 % av NH₄-N-innehållet enligt Rodhe m fl (2013).
- Emissionsfaktorn för rötad gödsel sätts till 20 % av NH₄-N-innehållet enligt Rodhe m fl (2013).

→ Total mängd N i gödseln blir 4,3 kg N/ton

→ Total mängd NH₄-N i den orötade gödseln blir 60 % x 4,3 kg N= 2,58 kg NH₄-N

→ Total mängd NH₄-N i den rötade gödseln blir 65 % x 4,3 kg N= 2,80 kg NH₄-N

Det ger (med EF från Rodhe m fl 2013) att:

→ Emissionerna från spridning av orötad gödsel blir 5 % x 2,58 kg=0,129 kg NH₄-N

→ Emissionerna från lagringen av rötad gödsel blir 20 % x 2,80 kg= 0,56 kg NH₄-N

Inget räkneexempel ges för hur ammoniakförlusterna vid spridning förändras vid rötning av fastgödsel eftersom osäkerheten i tillgängliga siffror, bland annat för hur andelen ammoniumkväve förändras under rötningen, bedöms vara för stor.

Through our international collaboration programmes with academia, industry, and the public sector, we ensure the competitiveness of the Swedish business community on an international level and contribute to a sustainable society. Our 2,800 employees support and promote all manner of innovative processes, and our roughly 100 testbeds and demonstration facilities are instrumental in developing the future-proofing of products, technologies, and services. RISE Research Institutes of Sweden is fully owned by the Swedish state.

I internationell samverkan med akademi, näringsliv och offentlig sektor bidrar vi till ett konkurrenskraftigt näringsliv och ett hållbart samhälle. RISE 2 800 medarbetare driver och stöder alla typer av innovationsprocesser. Vi erbjuder ett 100-tal test- och demonstrationsmiljöer för framtidssäkra produkter, tekniker och tjänster. RISE Research Institutes of Sweden ägs av svenska staten.



RISE Research Institutes of Sweden AB
Box 857, 501 15 BORÅS
Telefon: 010-516 50 00
E-post: info@ri.se, Internet: www.ri.se

Djurhållning
RISE Rapport: 2025:91
ISBN: