



LUND UNIVERSITY

Miljönytta och samhällsekonomiskt värde vid produktion av biogas från gödsel

Tufvesson, Linda; Lantz, Mikael; Björnsson, Lovisa

2013

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):

Tufvesson, L., Lantz, M., & Björnsson, L. (2013). *Miljönytta och samhällsekonomiskt värde vid produktion av biogas från gödsel*. (LUTFD2/TFEM—13/3077-SE+(1-91); Vol. 86). Miljö- och energisystem, LTH, Lunds universitet.

Total number of authors:

3

General rights

Unless other specific re-use rights are stated the following general rights apply:

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

Read more about Creative commons licenses: <https://creativecommons.org/licenses/>

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

LUND UNIVERSITY

PO Box 117
221 00 Lund
+46 46-222 00 00



Miljönytta och samhällsekonomiskt värde vid produktion av biogas från gödsel

RAPPORT NR 86 | MILJÖ- OCH ENERGISYSTEM

LINDA TUFVESSON, MIKAEL LANTZ, LOVISA BJÖRNSSON
INSTITUTIONEN FÖR TEKNIK OCH SAMHÄLLE | LUNDS UNIVERSITET 2013



Miljönytta och samhällsekonomiskt värde vid produktion av biogas från gödsel

Linda Tufvesson, Mikael Lantz, Lovisa Björnsson



LUNDS
UNIVERSITET

Rapport nr. 86
Miljö- och energisystem
Institutionen för teknik och samhälle

Augusti, 2013

Copyright © Tufvesson Linda, Lantz Mikael, Björnsson Lovisa 2013

Miljö och energisystem, Lunds universitet

ISBN 978-91-86961-12-1

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM—13/3077-SE+(1-91)

Förord

Denna rapport har initierats av Biogas Syd och Region Skåne och finansiering har erhållits från Region Skåne som här tackas.

Författarna vill gärna tacka Annika Atterwall, Biogas Syd och Jeanette Flodqvist, Region Skåne för värdefulla kommentarer under arbetets gång. Pål Börjesson har under projektets gång fungerat som kvalitetsgranskare av arbetet och författarna tackar också honom för värdefulla och konstruktiva kommentarer.

Lund, augusti 2013

Författarna

Sammanfattning

Klimatnyttan med att ersätta konventionell gödselhantering med ett system där gödsel används som råvara för produktion av biogas är sedan tidigare känd. Med dagens energipriser är det dock svårt att hitta lönsamhet i en sådan produktion och införande av ett stödsystem har därför diskuterats. Den samhällsekonomiska nyttan av ett sådant stöd har dock ifrågasatts, och likaså nettoeffekten på miljön. Syftet med denna studie har därför varit att kvantifiera miljöeffekterna av att producera biogas från gödsel under svenska förhållanden, och inte bara med fokus på klimat. Syftet har också varit att beräkna det samhällsekonomiska värdet av att producera och använda biogas från gödsel.

Arbetet som presenteras i rapporten är uppdelat i tre delar. Först uppskattas den möjliga biogasproduktionen från gödsel i Sverige idag. Därefter genomförs en systemanalys där de miljöeffekter som kan kopplas till produktion och användning av biogas kvantifieras. Miljöeffekterna beräknas dels för produktionen av biogas och dels för slutanvändningen av biogas då fossila drivmedel ersätts i både lätta och tunga fordon. Slutligen beräknas det samhällsekonomiska värdet av att produceras biogas från gödsel och att använda den för att ersätta fossila drivmedel.

Den svenska biogaspotentialen från gödsel uppgår till cirka 3 TWh per år. Av den totala potentialen svarar nötgödsel för närmare 70 % och närmare två tredjedelar av potentialen återfinns i södra Sverige.

Resultatet från miljöanalysen visar att produktion av biogas från gödsel ger, oavsett hur biogasen används, minskade utsläpp av växthusgaser jämfört med dagens gödselhantering. Emissionen minskar med drygt 290 g CO₂-ekv./kWh enbart på grund av produktion av biogasen, och med ytterligare cirka 270 g CO₂-ekv./kWh då biogasen ersätter fossila drivmedel. Utsläppsminskningarna beror främst på minskade utsläpp av metan vid lagring, och lustgas vid spridning av gödsel. Däremot har det drivmedel och den processenergi som används vid biogasproduktionen liten betydelse för den totala klimatnyttan. Andra miljöeffekter som utvärderas är bidrag till försurning och övergödning. Dessa påverkas främst av förluster av ammoniak vid lagring och spridning, vilka minskar vid produktion av biogas från gödsel. Dessutom kvantifieras utsläppen av partiklar, vilket är den enda miljöeffekt som påverkas svagt negativt då endast produktionen av biogas beaktas. Inkluderas även en slutanvändning som drivmedel minskar även dessa utsläpp betydligt, särskilt då biogasen ersätter diesel.

Resultatet från den samhällsekonomiska analysen visar att det alltid finns ett positivt samhällsekonomiskt värde av att producera biogas från gödsel, oberoende av om biogasens slutanvändning som fordonsgas inkluderas eller inte. Det samhällsekonomiska värdet är också positivt även med den lägsta värderingen av samtliga underliggande miljöpåverkanskategorier. Den samhällsekonomiska analysen visar att störst nytta fås när biogasen ersätter diesel i tung trafik.

Om undvikna emissioner av växthusgaser värderas till 1,05 kr/kg, vilket motsvarar den svenska koldioxidskatten, uppgår det samhällsekonomiska värdet av att producera biogas från gödsel och använda biogasen som fordonbränsle till 0,6 – 1,1 kr/kWh. Beroende på hur övriga emissioner värderas svarar reduktionen av växthusgaser för 53 – 90 % av det samhällsekonomiska värdet. Beaktas enbart produktionen av biogas uppgår det samhällsekonomiska värdet till 0,34 – 0,55 kr/kWh. Detta kan till exempel jämföras med det metanreduceringsstöd på 0,20 kr/kWh som föreslagits av Energimyndigheten (2010).

Sammanfattningsvis så visar resultatet i denna studie därmed entydigt på miljönyttan av att producera biogas från gödsel. Om slutanvändningen då biogasen ersätter fossila drivmedel inkluderas fås en närmast dubbel klimatnytta. Den samhällsekonomiska analysen visar att det alltid finns ett positivt samhällsekonomiskt värde av att producera biogas från gödsel. Utifrån detta kan en ersättning för att producera biogas från gödsel motiveras ur ett miljömässigt och samhällsekonomiskt perspektiv.

Innehållsförteckning

Kapitel 1 - Inledning	1
1.1 Syfte	1
1.2 Metod och disposition	1
Kapitel 2 – Biogas från gödsel	3
2.1 Biogaspotential	3
2.2 Produktion av biogas från gödsel	5
Kapitel 3 – Miljösystemanalys	7
3.1 Referensscenario	7
3.1.1 Konventionell gödselhantering	7
3.1.2 Dagens användning av fossila drivmedel	10
3.2 Biogasscenario	11
3.2.1 Produktion av biogas från gödsel	11
3.2.2 Slutanvändning av biogas	14
Kapitel 4 - Resultat miljösystemanalys	15
4.1 Utsläpp av växthusgaser	15
4.2 Bidrag till övergödning	17
4.3 Bidrag till försurning	18
4.4 Bidrag av partiklar	19
4.5 Känslighetsanalys	20
4.5.1 Biogena lustgasemissioner	20
4.5.2 Metanemissioner	22
4.5.3 Markkolsförändring	23
4.5.4 Alternativ processenergi	25
4.5.5 Slutanvändning av biogas i fordon	25
4.6 Produktion av kraftvärme i gårdsskala	26
Kapitel 5 – Samhällsekonomisk analys	29
5.1 Utsläpp av växthusgaser	29
5.2 Utsläpp av partiklar	31
5.3 Minskat kväveläckage från jordbruket	32
5.4 Utsläpp av försurande ämnen	33
5.5 Andra miljöeffekter	33
5.6 Sysselsättningseffekter	34
Kapitel 6 - Resultat samhällsekonomisk analys	35

Kapitel 7 - Diskussion och slutsatser	43
7.1 Miljösystemanalys	43
7.1.1 Utsläpp av växthusgaser	43
7.1.2 Övriga emissioner	44
7.2 Samhällsekonomisk analys	45
Referenser	47
Bilaga A: Gödselinventering; mängder, egenskaper och biogaspotential	53
Gödselmängder och biogaspotential	53
Gödselns egenskaper	54
Bilaga B: Kvävebaserade emissioner vid lagring och spridning av gödsel, rötrest och mineralgödsel	57
Ammoniakemissioner	57
Ammoniakemissioner vid lagring	57
Ammoniakemissioner vid spridning	58
Biogena lustgasemissioner	58
Lustgasemissioner vid lagring	59
Lustgasemissioner vid spridning på åkermark	59
Indirekta lustgasemissioner	60
Kväveläckage till vatten	60
Bilaga C: Metanemissioner vid lagring och spridning av gödsel och rötrest	61
Mängd organiskt material	61
Maximal metanproduktion	61
Temperaturzoner	62
Metankonverteringsfaktorer	63
Metanemissioner vid spridning	64
Bilaga D: Markkolseffekter	65
Beräkning av tillförd mängd organiskt kol	65
Stabilt markkol	65
Bilaga E: Transport av gödsel och rötrest	67
Transport av gödsel och rötrest	67
Spridning av gödsel och rötrest	67
Bilaga F: Produktion av biogas från gödsel	69
Beräkningsmodell biogasprocess	69
Processenergi	70
Metanläckage	71
Bilaga G: Produktion och distribution av fordonsgas	73
Processenergi	73
Läckage av metan	73
Distribution	74

Bilaga H: Produktion av kraftvärme	75
Emissioner	76
Bilaga I: Mineralgödselsättning	77
Växttillgängligt kväve	77
Emissioner vid tillverkning av mineralgödsel	78
Emissioner vid spridning av mineralgödsel	78
Bilaga J: Generell bakgrundsdata	79

Kapitel 1 - Inledning

I Sverige står jordbruket för närmare 15 % av emissionerna av växthusgaser (Jordbruksverket, 2009; Naturvårdsverket, 2013). Dessa är inte, som majoriteten av emissionerna i landet, direkt kopplade till energianvändning, utan utgörs i huvudsak av emissioner av lustgas (N_2O) och metan (CH_4). Emissionerna av lustgas är kopplade till kvävegödsling av åkermark, där det speciellt är dåligt kontrollerad tillförsel av stallgödsel som ger upphov till stora emissioner (Naturvårdsverket, 2013). Emissionerna av metan är kopplade till djurhållning och gödselhantering, där gödselhanteringen står för 10 % av jordbrukets totala emissioner av växthusgaser. Dessa utsläpp har minskat på senare år, dels för att antalet mjölkkor minskat, dels för att man övergått till flytande gödselhanteringssystem där utsläppen anges generellt vara lägre (Naturvårdsverket, 2013). Ett sätt att minska både lustgas- och metanemissioner, och samtidigt avgången av ammoniak från både lagring och spridning av gödsel, är att använda gödseln för produktion av biogas. Därigenom kan emissionerna från den konventionella stallgödselhanteringen minska samtidigt som en förnybar energibärare produceras, och kan användas som drivmedel eller för att producera elektricitet och värme. Utöver en minskad klimatpåverkan skulle produktion av biogas från gödsel också kunna ha en positiv effekt på andra miljöeffektkategorier så som övergödning och försurning (Börjesson et al., 2010; JRC, 2011; Lantz, 2013). Samtidigt ger produktionen av biogas också upphov till olika emissioner från bland annat energianvändning i produktionen och drivmedelsanvändning i transporter.

I Sverige används biogas framförallt som fordonsbränsle (cirka 50 %) och för produktion av värme (cirka 38 %) (Energimyndigheten, 2012a). Endast en mindre del av biogasproduktionen används för att producera elektricitet. Att avsätta den producerade biogasen som fordonsbränsle beräknas också ge större reduktion av växthusgaser än att producera elektricitet under svenska förhållanden (Lantz och Börjesson, 2010; Lantz, 2013). De ekonomiska förutsättningarna för gödselbaserad biogasproduktion är dock begränsade i dagsläget (Lantz, 2013) vilket tillsammans med de goda miljöeffekterna var anledningen till att Energimyndigheten (2010) föreslagit att det skulle införas ett produktionsstöd för gödselbaserad biogas. Detta har dock ännu inte implementerats.

1.1 Syfte

Ett syfte med denna studie är att redovisa potentialen av att producera biogas från gödsel i Sverige idag. Ett annat syfte är att kvantifiera miljöeffekterna av att producera biogas från gödsel under svenska förhållanden samt effekterna av att avsätta biogasen som fordonsgas. Slutligen ska det sammantagna samhällsekonomiska värdet av de kvantifierade miljöeffekterna i produktion och användning av biogas från gödsel beräknas.

1.2 Metod och disposition

Studien som presenteras i denna rapport är uppdelad i tre huvuddelar, där mer detaljerade metodbeskrivningar ges i respektive del. I kapitel 2 redovisas inledningsvis den svenska biogaspotentialen från gödsel baserat på en litteraturstudie.

Därefter genomförs en bred systemanalys där miljöeffekterna vid produktion av biogas vid en central anläggning samt användning kvantifieras. Dessa beräkningar följer den metodik som presenteras i ISO-standarden för livscykelanalyser (ISO, 2006). Den funktionella enheten i studien sätts till "1 kWh fordonsgas vid tankstation" och resultatet presenteras dels för produktion och distribution av biogas och dels också inklusive slutanvändningen då fossila drivmedel ersätts i både lätta och tunga fordon.

Data till analysen inhämtas från aktuell och relevant litteratur och kvantifiering av miljöeffekter inkluderar växthusgaser, försurning, övergödning, och utsläpp av partiklar. Dagens gödselhantering och det analyserade biogassystemet presenteras i kapitel 3 och resultatet av analysen presenteras i kapitel 4 där även känslighetsanalyser genomförs. Här presenteras också en analys av biogasproduktion i gårdsskala.

Slutligen kvantifieras det samhällsekonomiska värdet av att produceras biogas från gödsel. Detta värde beräknas enligt de metoder som finns utvecklade och presenterade i litteraturen idag. Även kvantifiering av sysselsättningseffekter kommer att göras och bygger då på en sammanställning av tidigare genomförda regionala analyser. Valda data för den samhällsekonomiska analysen presenteras i kapitel 5 och resultatet av analysen presenteras i kapitel 6.

I kapitel 7 diskuteras avslutningsvis studiens resultat.

Kapitel 2 – Biogas från gödsel

I Sverige sker huvuddelen av biogasproduktionen på deponier eller avloppsreningsverk men en snabbt växande andel produceras på större samrötningsanläggningar. Det finns också ett antal gårdsbaserade anläggningar runt om i landet, dessa svarar för en mindre del av den totala biogasproduktionen.

Av den totala mängden biogasråvara som användes på svenska gårdsanläggningar och samrötningsanläggningar år 2011 stod gödsel för över 30 % (Energimyndigheten, 2012a). På samrötningsanläggningarna används gödsel tillsammans med olika typer av avfall och restprodukter, vilka svarar för större delen av biogasproduktionen. År 2011 var till exempel endast 2,3 % av all biogas som avsattes som fordonsgas baserad på flytgödsel (Energimyndigheten, 2012b). Däremot baserades biogasproduktion på de flesta gårdsanläggningarna huvudsakligen på gödsel.

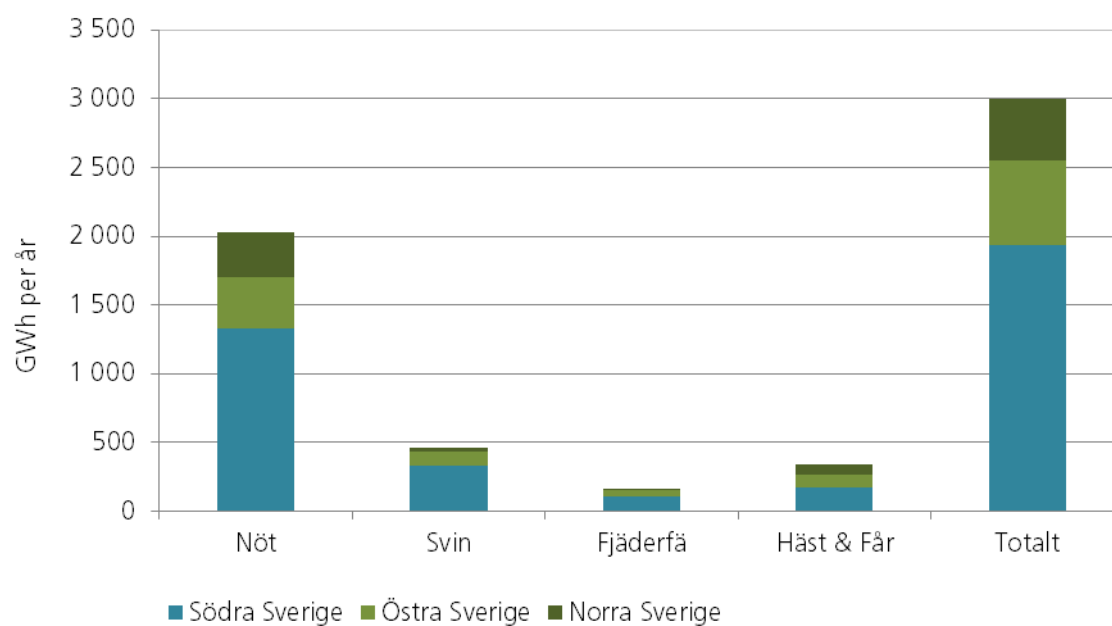
Vid en kraftigt utbyggd biogasproduktion från gödsel skulle förhållandet dock kunna bli det omvända där även de större samrötningsanläggningarna i huvudsak baseras på gödsel med avfall som komplement. Det kan också bli aktuellt med större anläggningar som endast rötar gödsel. Då syftet med föreliggande studie är att beräkna miljöpåverkan och samhällsekonomiska effekter av att producera biogas från gödsel baseras beräkningarna därför på en större anläggning som endast rötar gödsel.

2.1 Biogaspotential

Den totala svenska biogaspotentialen från gödsel har i olika studier beräknats till cirka 4 – 6 TWh per år (Dahlgren et al., 2013; Jordbruksverket, 2008; Linné et al., 2008; SOU, 2007). Resultaten skiljer sig åt beroende på vilka antaganden som görs rörande till exempel mängden gödsel som produceras och vilka metanutbyte som kan förväntas. I vissa studier beräknas istället den praktiska potentialen under vissa ekonomiska förutsättningar. I Dahlgren et al. (2013) beräknas till exempel den realiserbara potentialen fram till år 2030 under olika ekonomiska förutsättningar. I ett scenario med medelgoda förhållanden bedöms 1,5 – 2,6 TWh biogas från gödsel kunna realiseras. Andra studier beräknar den praktiska potentialen till 2,8 – 3,0 TWh (Energimyndigheten, 2010; Lantz och Björnsson, 2011; Linné et al., 2008).

Här baseras beräkningarna på den metodik och den statistik som beskrivs i Lantz och Björnsson (2011) eftersom denna studie har högst detaljnivå när det gäller gödselpotentialens fördelning på djur- och gödselslag. Här baseras därför beräkningarna på en biogaspotential på cirka 3 TWh per år. Antaganden om antal djur, gödselproduktion och metanutbyten presenteras i Bilaga A.

Av den totala biogaspotentialen svarar nötgödsel för närmare 70 % och närmare två tredjedelar av potentialen återfinns i södra Sverige. I Figur 2.1 redovisas gödselpotentialens geografiska fördelning baserad på den regionindelning som framgår i Tabell 2.1.



Figur 2.1: Den svenska biogaspotentialen fördelat på djurslag och region.

Tabell 2.1: Regionindelning i Sverige enligt NUTS 1 (SCB, 2013).

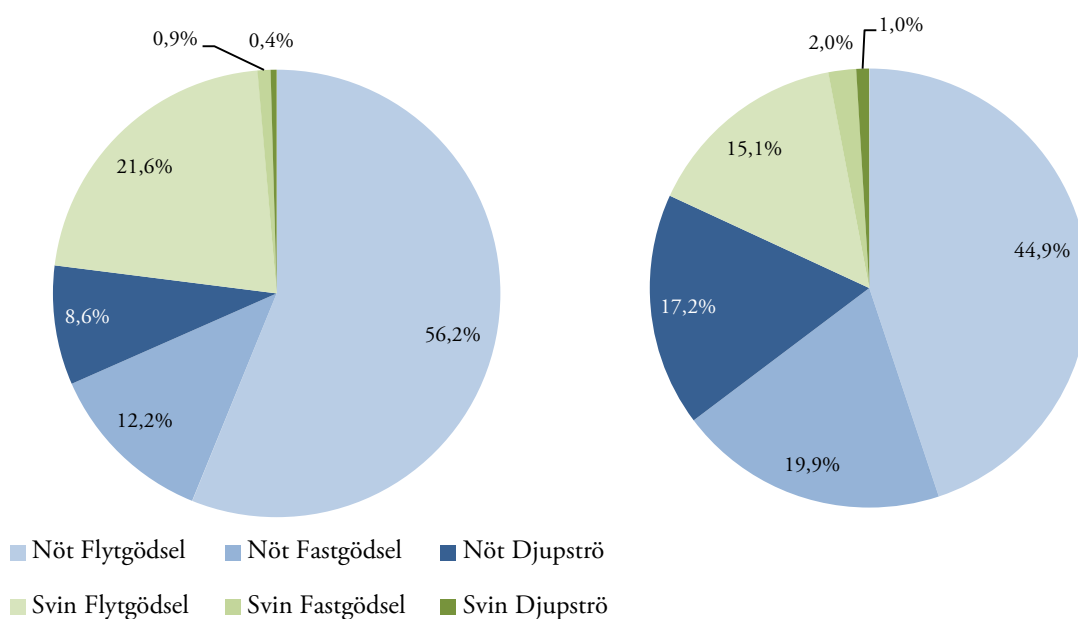
NUTS 1	Län
Östra Sverige	Stockholm Uppsala Södermanland Östergötland Örebro Västmanland
Södra Sverige	Jönköping Kronoberg Kalmar Gotland Blekinge Skåne Halland Västra Götaland
Norra Sverige	Värmland Dalarna Gävleborg Västernorrland Jämtland Västerbotten Norrbotten

2.2 Produktion av biogas från gödsel

Biogasanläggningar kan utformas på olika sätt beroende på vilka råvaror som ska hanteras och i vilken skala. Beräkningarna i föreliggande studie baseras på biogasanläggningar av typen CSTR (*continuous stirred tank reactor*). Denna utformning förutsätter att råvarublandningen i rötammaren är pumpbar och kan röras om. Anläggningen kan dock ta emot fasta råvaror om de blandas med flytande innan de pumpas in i reaktorn alternativt skruvas in i reaktorn. Det antas också att processen sker under mesofila förhållanden (vid en processtemperatur runt 37 °C) vilket är den vanligaste lösningen i Sverige idag (Energimyndigheten, 2012a).

Då kostnaden för att producera fordonsgas är kraftigt skalberoende (Benjaminsson och Nilsson, 2009; Baky et al., 2013; Lantz, 2013) baseras beräkningarna i föreliggande studie på att gödsel transporteras till en central biogasanläggning som hanterar gödsel från ett större antal gårdar. Eftersom gödsel är en animalisk biprodukt innebär detta att den måste hygieniseras (Jordbruksverket, 2011). Här antas att detta sker genom att gödseln hettas upp till 70 °C i en timme i ett separat hygieniseringssteg. För att kunna använda denna teknik antas att ingående råvarublandning får ha en maximal andel torrsustans (TS) på 12 % och att andelen TS i reaktorn får vara maximalt 9,5 % (Lantz et al., 2013).

Gödselproduktionen i Sverige domineras av flytgödsel från nöt och svin med en TS-halt på 6 – 9 %. Att även blanda in fastgödsel och djupströ från dessa djurslag ger en gödselmix på cirka 11,7 % TS vilket med valda metanutbyten ger 8,6 % TS i reaktorn, se också Bilaga A och F. Gödsel från häst, får och fjäderfä exkluderas därför från vidare beräkningar eftersom den antagna tekniken inte antas kunna hantera högre inblandning av fastgödsel. Den totala gödselmängden som ingår i de fortsatta beräkningarna reduceras då med cirka 15 % och uppgår till 13,9 miljoner ton per år vilket skulle kunna ge en biogasproduktion på cirka 2,6 TWh. Respektive gödselkategoris bidrag till denna gödselblandning och till den sammanlagda biogasproduktionen presenteras i Figur 2.2. Av den totala mängden nötgödsel svarar mjölkcor för drygt 50 % och av den totala mängden svingödsel svarar slaktsvin för drygt 70 %. Miljöanalysen i kapitel 3 och 4 baseras därför på gödsel från mjölkcor respektive slaktsvin när det gäller gödselns innehåll av organiskt material och dess nedbrytbarhet samt gödselns innehåll av kväve. För bakgrundsdata, referenser och antaganden se Bilaga A och F.



Figur 2.2: Andel av gödselkategoriers bidrag till mängden gödsel (13,9 miljoner ton per år, vänster) samt biogaspotential (2560 GWh per år, höger).

Kapitel 3 – Miljösystemanalys

I följande kapitel beskrivs inledningsvis metoden som ligger till grund för den miljösystemanalys som genomförs i föreliggande studie. I kapitel 3.1 beskrivs referenssystemet, det vill säga dagens gödselhantering och dagens användning av fossila drivmedel. Detta är det referenssystem mot vilken miljöpåverkan av att producera biogas från gödsel jämförs. I kapitel 3.2 presenteras det analyserade biogassystemet. Livscykeln inkluderar alla väsentliga aktiviteter, processer och insatsvaror som har en signifikant påverkan på resultatet. Insatser i form av byggnader och övrig infrastruktur har däremot inte inkluderats.

De beräkningar som genomförs i denna studie följer ISO-standarderna för livscykelanalys (ISO, 2006) och den funktionella enheten sätts till "1 kWh fordonsgas vid tankstation". Resultatet i studien presenteras uppdelat på enbart produktion av biogas respektive produktion inklusive slutanvändning i fordon då bensin och diesel ersätts i lätta respektive tunga fordon.

Målsättningen är att de data som används skall representera "best available technology" som är kommersiellt tillgänglig idag. Emissionsdata för fordon presenteras i Bilaga J och antas motsvara ett genomsnitt av de fordon som används i Sverige idag. Tidsmässiga systemgränser motsvarar därmed modern och aktuell teknik, både vad gäller produktionen av biogas och användningen i fordon. I studien genomförs känslighetsanalyser för de parametrar som har störst påverkan på slutresultatet.

Vid produktion av biogas genereras också en biprodukt i form av en rötrest, vilken beaktas i beräkningarna. Detta görs med hjälp av systemutvidgning där den erhållna biprodukten ersätter en annan väl definierad produkt där livscykelinventeringsdata finns tillgängligt. Detta innebär att det studerade systemet utvidgas och biproduktens indirekta miljövinster inkluderas i analysen. Här antas att den erhållna rötresten ersätter mineralgödsel.

De emissioner som ingår i studien är fossil koldioxid (CO_2), metan (CH_4), lustgas (N_2O), kväveoxider (NO_x), ammoniak (NH_3), svaveldioxid (SO_2), samt partiklar. De miljöeffekter som inkluderas i studien är bidrag till växthuseffekten (global warming potential, GWP), övergödningspotential (eutrophication potential, EP), försurningspotential (acidification potential, AP), samt partiklar. Ekvivalensfaktorer presenteras i Bilaga J.

3.1 Referensscenario

3.1.1 Konventionell gödselhantering

Emissioner vid konventionell gödselhantering utgör en viktig del av referensscenariot i analysen. Det analyserade systemet börjar efter att gödsel lämnar stallen och innefattar biogena emissioner vid lagring, spridning och i fält efter spridning, markkolsinbindning samt emissioner från insatsen av fossila drivmedel vid transport och spridning. Flytgödsel antas vara lagrad under svämtäcke och fastgödsel och djupströ lagras på platta utan tak. Emissionerna är beräknade per ton gödsel för de olika gödselslagen, vilket sedan med hjälp av biogasutbytet per ton omräknas till emissioner per kWh uppgraderad fordonsgas. Även referensscenariots emissioner presenteras alltså per kWh av den fordonsgas som produceras i biogasscenariot (respektive gödselkategoris bidrag till den beräknade biogasproduktionen framgår av Figur 2.2). Beräkningar av miljöpåverkan är baserade på de emissionsdata som presenteras i den svenska klimatrappporteringen (Naturvårdsverket, 2013). Dessa är i sin tur till stor del baserade på

de riktlinjer som presenteras av Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) i publikationen "Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories", där Naturvårdsverket återger de data som IPCC publicerade 1996, men där vi här använder IPCCs uppdatering (IPCC, 2006). I den svenska klimatrapporeringen, och i denna studie, används i vissa fall även nationella värden baserade på lokala/regionala studier och resultat (Naturvårdsverket, 2013). Fördjupade diskussioner kring emissioner av NH_3 , N_2O och CH_4 beskrivs i Bilaga B och C, markkolseffekter beskrivs i Bilaga D och transport och spridning av gödsel i Bilaga E.

Lagring av gödsel

Lagring av gödsel ger upphov till olika emissioner beroende på gödselns sammansättning och hur gödseln lagras och hanteras. Här inkluderas emissioner av NH_3 och CH_4 samt direkta och indirekta emissioner av N_2O . Nedan sammanfattas de antaganden och värden som används i föreliggande studie, se också Tabell 3.1. För ett utförligare resonemang och ytterligare referenser se Bilaga B och C.

Emissionerna av NH_3 från flytgödsel beräknas uppgå till 3 – 4 % av gödselns innehåll av kväve förutsatt att gödseln lagras under svämtäcke och fylls på underifrån. För fastgödsel som lagras under tak uppgår emissionerna till 20 – 30 % av kvävet i gödseln (Karlsson och Rodhe, 2002).

Emissionerna av NH_3 ger också upphov till indirekta emissioner av N_2O motsvarande 1 % av det kväve som avgår i form av NH_3 . Därutöver uppkommer direkta emissioner av N_2O som uppgår till 0,5 – 1,0 % av kvävet i gödseln beroende på hur gödseln hanteras (IPCC, 2006).

Emissionerna av CH_4 vid lagring av gödsel beräknas baserat på mängden VS i gödsellagret, det teoretiskt maximala metanutbytet (B_0) samt en metankonverteringsfaktor (MCF) enligt den metod som beskrivs av IPCC (2006). B_0 -värdet anges per djurslag, och ingen skillnad görs för olika gödselhanteringssystem eftersom värdet syftar till gödseln så som den utsöndras från djuret. De VS-mängder som redovisas i Tabell A6 i Bilaga A inkluderar dock även varierande mängd strö. Här tillämpas dock B_0 -värdena från IPCC (2006) för all gödsel oberoende av gödselhanteringssystem.

Den andel av den teoretiskt maximala metanproduktion som faktiskt bildas under lagring av gödsel (MCF) anges av IPCC (2006) vid årsmedeltemperaturer på 10 °C eller lägre till 10 % (flytgödsel från nöt och svin med svämtäcke), 2 % (fastgödsel) samt 17 % (djupströbäddar som ligger längre än 1 månad). Naturvårdsverket (2013) har dock reviderat MCF för flytgödsel under svenska förhållanden baserat på en genomgång av metanemissioner från nötflytgödsel (Rodhe et al., 2008) och tillämpar 3,5 % för all flytgödsel. Denna MCF används också för att beräkna metanläckaget vid lagring i föreliggande studie. Data från senare svenska studier har gett en MCF som ligger något lägre, 1,3 % för nötflytgödsel och 2,8 % för svinflytgödsel (Rodhe et al., 2012a; Rodhe et al., 2012b; Rodhe et al., 2013). Dessa värden utvärderas i känslighetsanalysen.

Antaganden samt beräknade emissionerna från den lagring av gödsel som sker i referensscenariot sammanfattas i Tabell 3.1 och 3.2.

Tabell 3.1: Summering av bakgrundsfakta avseende emissioner vid lagring av gödsel.

	Nöt			Svin		
	flyt	fast	djupströ	flyt	fast	djupströ
Emission $\text{NH}_3\text{-N}$ (% av N-tot)	3	20	30	4	20	30
Direkt emission $\text{N}_2\text{O-N}$ (% av N-tot)	0,5	0,5	1,0	0,5	0,5	1,0
B_0 – teoretisk maximal metanproduktion ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{t VS}$) ¹	225	225	225	421	421	421
MCF (%)	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5

¹ Metanvolymen angivna av IPCC (2006) tillsammans med en densitet på $0,67 \text{ kg/m}^3$ är korrekterade till metanvolymen vid 101 kPa och 0°C .

Tabell 3.2: Beräknade emissioner vid lagring av gödsel i basfallet.

Emissioner	g/kWh
Ammoniak (NH_3)	3,45
Lustgas – indirekt (N_2O)	0,04
Lustgas – direkt (N_2O)	0,25
Metan (CH_4)	5,49

Spridning av gödsel

Emissionerna som uppstår vid spridning av gödsel beror på gödselns sammansättning men också på spridningsmetod, gödselslag, tidpunkt, samt i vilken gröda gödseln sprids. Här inkluderas emissioner av NH_3 och N_2O samt emissionerna från den diesel som används för att sprida gödseln. När det gäller emissioner av kväve till vatten och den påverkan på övergödning samt den indirekta lustgasemission detta skulle ge antas dessa vara desamma för öröad gödsel och röad gödsel baserat på det faktum att den totala kvävemängden som tillförs åkermark i form av gödsel (stallgödsel eller röad stallgödsel) förändras mycket lite. Emissioner till vatten inkluderas därför inte här. För referenser, antaganden och utförligare resonemang se Bilaga B, C, D och E.

Emissionerna av NH_3 sätts till 10 % respektive 20 % av mängden tillfört ammoniumkväve i flytgödsel respektive fastgödsel (Karlsson och Rodhe, 2002). Även här ger emissionerna av NH_3 upphov till indirekta emissioner av N_2O motsvarande 1 % av det kväve som avgår i form av NH_3 (IPCC, 2006). Dessutom uppkommer emissioner av N_2O från åkermark efter spridning av gödsel vilket bidrar med en stor andel av de totala emissionerna från hantering av stallgödsel (Naturvårdsverket, 2013). IPCC (2006) anger ett schablonvärde som säger att 1 % av allt kväve tillfört i fält avgår i form av lustgas. En genomgång av studier som genomförts i klimat liknande det svenska har dock lett till att Naturvårdsverket använder en högre emissionsfaktor på 2,5 % i den svenska klimatrappporteringen (Kasimir Klemedtsson, 2001; Naturvårdsverket, 2013).

Här används därför en emissionsfaktor på 2,5 %. Senare nationella studier av lustgasavgång i fält vid gödsling med flytgödsel från nöt och svin visar dock på lägre emissionsfaktorer (Rodhe et al., 2012a; 2013). I känslighetsanalysen beräknas därför även den konventionella gödselhanterings miljöpåverkan med emissionsfaktorerna 0,3 % respektive 0,9 %, se också Bilaga B och C.

Därutöver kommer en del av det organiska material som tillförs genom gödsling av åkermark med stallgödsel att bindas in som långsiktigt stabilt markkol. Här antas att 16 % av kolet i gödseln binds in som stabilt markkol, se också Bilaga D.

De beräknade emissionerna samt inbindningen av markkol sammanfattas i Tabell 3.3. Slutligen sätts drivmedelsförbrukningen för spridning av flytgödsel och fastgödsel till 3,0 respektive 3,6 kWh/ton gödsel, se också Bilaga E. Detta motsvarar $0,019 \text{ kWh diesel/kWh biogas}$.

Tabell 3.3: Beräknade emissioner vid spridning av gödsel samt inbindning av markkol i basfallet.

Emissioner	g/kWh
Ammoniak (NH ₃)	1,46
Lustgas – indirekt (N ₂ O)	0,02
Lustgas – direkt (N ₂ O)	0,96
Markkolsinbindning (C)	45,2

Ammoniumkväve

Mängden ammoniumkväve (NH₄-N) i stallgödseln före lagrings- och spridningsförluster bedöms vara 13,7 g per kWh. Den summerade kväveförlusten vid lagring uppgår till 3,0 g N/kWh och vid spridning 1,8 g N/kWh. Mängden växttillgängligt kväve i form av ammoniumkväve efter förluster uppgår därmed till 8,9 g N/kWh. Detta utgör underlag för vidare beräkningar av hur mängden växttillgängligt kväve i fält efter spridning förändras vid rötning av gödsel. För ett utförligare resonemang, antaganden och referenser se Bilaga B.

3.1.2 Dagens användning av fossila drivmedel

Transportsektorn i Sverige använder drygt 92 TWh drivmedel för inrikes transporter varav diesel och bensin svarar för 49 % respektive 37 %. De förnybara drivmedlens andel uppgår till 8,1 % och merparten används vid låginblandning i bensin och diesel. År 2012 låginblandades etanol i 97 % av all bensin och 88 % av all diesel innehöll också biodiesel (Energimyndigheten, 2013). I föreliggande studie jämförs därför emissionerna från biogassetmet med emissionerna från bensin och diesel som antas innehålla 5 % etanol respektive RME.

När biogas används för att ersätta fossila drivmedel som bensin och diesel är det också viktigt att beräkningarna beaktar eventuella skillnader i verkningsgrad mellan olika bränslen och motorer. För bussar uppger Ahrne (2010) till exempel att gasdrivna bussar (ottomotorer) förbrukar drygt 70 % mer bränsle i stadstrafik och närmare 30 % mer bränsle (uttryckt per kWh per km) i regiontrafik än motsvarande dieslbussar. Volvo uppger dock att bränsleförbrukningen är cirka 30 % högre för gasbussar oavsett om det är stadstrafik eller regiontrafik (Jobson, 2013). Samtidigt antar andra studier att gasbussar behöver närmare 10 % mer bränsle än motsvarande dieslbuss (Norrman et al., 2005; Hanander och Rosqvist, 2011). Observera att dessa siffror gäller vid en jämförelse av ottomotorer och dieselmotorer. Om biogasen används i dual-fuel motorer (dieselmotorer) antar Ahrne (2010) däremot att biogas kan ersätta diesel i förhållandet 1:1. För moderna personbilar med ottomotorer antas att skillnaden i bränsleförbrukning är marginell när biogas ersätter bensin (Ahlm, 2013).

Här baseras beräkningarna i basfallet på antagandet att biogas kan ersätta bensin och diesel i förhållandet 1:1. I känslighetsanalysen visas också resultatet om biogas ersätter diesel i förhållandet 1,1:1 och 1,3:1.

Emissionerna vid användning av bensin och diesel i lätta respektive tunga fordon återfinns i Tabell J3 i Bilaga J.

3.2 Biogasscenario

3.2.1 Produktion av biogas från gödsel

Liksom för konventionell gödselhantering i referensscenariot börjar det analyserade biogassystemet vid gödsellagring efter stallet. Biogasscenariot omfattar kvarvarande emissioner vid gödsellagring på gården, transport av gödsel och rötrest samt produktion av biogas, uppgradering och komprimering. Här inkluderas också transport av komprimerad biogas till en tankstation. Resultaten visas med och utan slutanvändning av den uppgraderade biogasen som fordonsgas.

Dessutom ingår lagring och spridning av rötresten inklusive den markkolsuppbbyggnad som sker efter tillförsel av rötrest i fält. Respektive gödselkategoris bidrag till den beräknade biogasproduktionen framgår av Figur 2.2. Rötrestens sammansättning beskrivs närmare i Bilaga F, Tabell F2.

Lagring av gödsel på gården

De emissioner som uppstår vid konventionell lagring av gödsel har beskrivits i kapitel 3.1. När gödseln används för att producera biogas hämtas den på gården för vidare transport till biogasanläggningen. Här antas att flytgödsel hämtas så ofta att emissionerna från lagring på gården kan försummas. För fastgödsel och djupströ görs dock bedömningen att hämtningen sker med längre intervall och därför antas att 10 % av emissionerna från konventionell lagring av fastgödsel och djupströ kvarstår även i biogasscenariot. I Tabell 3.4 sammanfattas emissionerna vid lagring av gödsel.

Tabell 3.4: Beräknade kvarstående emissioner vid lagring av gödsel i basfallet.

Emissioner	g/kWh
Ammoniak (NH ₃)	0,27
Lustgas – indirekt (N ₂ O)	0,004
Lustgas – direkt (N ₂ O)	0,01
Metan (CH ₄)	0,35

Transport av gödsel och rötrest

Gödsel transporteras till biogasanläggningen med lastbil som lyfter 35 ton (flytgödsel) respektive 15 ton (fastgödsel). Nedan sammanfattas den drivmedelsförbrukning som antas för de olika ekipagen i föreliggande studie. För ytterligare underlag se också Bilaga G.

Drivmedelsförbrukningen kan variera mellan olika ekipage och förare. Här sätts den till 5 kWh/km med full last och 4 kWh/km med tom last vid transport av flytgödsel och rötrest. Därutöver tillkommer 0,5 kWh diesel per ton gödsel för att lasta och lossa.

För transport av fastgödsel antas en drivmedelsförbrukning på 3,5 kWh/km i genomsnitt förutsatt tomma returtransporter. Därutöver tillkommer 0,3 kWh/ton för att lasta gödseln.

Slutligen antas att rötresten transporteras i returtransporterna till de gårdar som levererat flytgödsel och att överskjutande mängd transporteras i samma ekipage fast med tomma returtransporter.

I Tabell 3.5 presenteras drivmedelsförbrukningen per kWh biogas vid ett antaget transportavstånd på 20 km enkel väg. För flytgödslekipagen inkluderas också returtransporter till rötrestlagren.

Tabell 3.5: Drivmedelsförbrukning vid transport av gödsel och rötrest i basfallet.

	kWh diesel/kWh
Transport	0,041
Lastning och lossning	0,008

Produktion av biogas

Vid produktion av biogas används elektricitet för att driva omrörare, pumpar och ventilation med mera. Behovet av elektricitet varierar mellan olika biogasanläggningar beroende på utformning och vilka råvaror som hanteras. Biogasanläggningen använder också värme för att hygienisera råvarorna och upprätthålla önskad processtemperatur. Som beskrivits i kapitel 2.2 antas här att biogasråvaran hygieniseras i 70 °C i en timme och att processen drivs vid 37 °C.

Här sätts elförbrukningen till 7 kWh/ton gödsel och behovet av värme antas uppgå till 25 kWh/ton i basfallet för en större samrötningsanläggning och 30 kWh/ton för en gårdsanläggning. För utförligare beskrivning och referenser se Bilaga F. I Tabell 3.6 presenteras behovet av processenergi per kWh producerad biogas.

Tabell 3.6: Tillförsel av processenergi vid produktion av biogas i basfallet.

Processenergi	kWh/kWh
Elektricitet	0,039
Värme	0,139

Slutligen finns det också en risk för ett visst läckage av metan från biogasanläggningen. Baserat på det underlag som redovisas i Bilaga F antas att läckaget uppgår till 0,5 % av den producerade biogasen i basfallet. Detta motsvarar 0,37 g/kWh biogas.

Lagring av rötrest

Den rötrest som produceras vid biogasanläggningen beräknas hålla en TS-halt på 8 %, se Bilaga F, Tabell F2. Det antas därför att rötresten bildar ett svämtäcke på samma sätt som flytgödsel från nöt och svin. Anledningen är den höga halten icke nedbrutet material från tillförseln av fastgödsel. Avgången av NH₃ beräknas därför med samma emissionsfaktor som för flytgödsel från svin med en emissionsfaktor på 4 % av den totala mängden kväve.

Precis som för gödsel antas också att emissionerna av NH₃ till luft ger upphov till indirekta emissioner av N₂O motsvarande 1 % av det kväve som avgår i form av ammoniak (IPCC, 2006).

Därutöver antas att det avgår N₂O direkt från rötrestlagret på samma sätt som för flytgödsel, se kapitel 3.1.1. Observera att detta gäller när gödsel och rötrest lagras under svämtäcke. Om det inte uppstår något svämtäcke, vilket är det normala för rötrest, bildas inte heller någon N₂O, se också Bilaga B.

Slutligen uppstår det också emissioner av CH₄ vid lagringen av rötrest. Dessa emissioner beräknas baserat på IPCCs metod där man utgår från mängden organiskt material (volatile solids – VS) i rötrestlagret, det teoretiskt maximala metanutbytet (B₀) samt en metankonverteringsfaktor (MCF). B₀-värdet för rötresten beräknas till 95 m³ CH₄/t VS baserat på B₀-värden för de ingående gödselslagen, se Tabell 3.1, samt metanutbytet i biogasprocessen vilket beskrivs i Bilaga F.

Naturvårdsverkets reviderade MCF för flytgödsel (Rodhe et al., 2008) från 10 % till 3,5 % som används i basfallet även för att beräkna metanläckaget vid lagring av rötrest, vilket ger en metanemission motsvarande 1 % av producerad biogas. I känslighetsanalysen utvärderas också effekten av en MCF på 14 % baserat på en svensk studie av en rötrest huvudsakligen bestående av rötd gödsel (Rodhe et al., 2013). I Tabell 3.7 sammanfattas emissionerna från lagring av rötresten.

Tabell 3.7: Beräknade emissioner vid lagring av rötrest i basfallet.

Emissioner	g/kWh
Ammoniak (NH ₃)	1,32
Lustgas – indirekt (N ₂ O)	0,02
Lustgas – direkt (N ₂ O)	0,21
Metan (CH ₄)	0,74

Spridning av rötrest

Den flytande rötresten hanteras som flytgödsel och drivmedelsförbrukningen sätts till 3,0 kWh/ton, se också Bilaga E. Detta motsvarar 0,016 kWh diesel/kWh biogas.

Ammoniakavgången vid spridning av rötrest sätts liksom för flytgödsel till 10 % av mängden kväve som föreligger som ammonium/ammoniak, se också Bilaga B. Detta antagande medför att mer NH₃ avgår jämfört med spridning av orötad gödsel eftersom andelen ammoniumkväve är högre efter rötning. Emissionerna av NH₃ till luft ger även upphov till indirekta emissioner av N₂O motsvarande 1 % av det kväve som avgår i form av NH₃ (IPCC, 2006).

De direkta emissionerna av N₂O från åkermark efter spridning av rötrest beräknas baserat på IPCCs schablonvärde om 1 % av allt tillfört kväve i fält (IPCC, 2006). Den nationella emissionsfaktorn på 2,5 % som tagits fram för stallgödsel omfattar inte studier av rötad gödsel, utan rötad gödsel beskrivs ha potential att ge lägre emission (Kasimir Klemetsson, 2001). Nya data från en nationell experimentell studie av lustgasavgång i fält vid gödsling med rötrest från rötning av i huvudsak flytgödsel från nöt bekräftar detta, och utvärderas också i en känslighetsanalys, där emissionsfaktorn 0,2 % används. För mer detaljer kring valet av emissionsfaktorer, se Bilaga B.

Slutligen antas att emissionerna av kväve till vatten samt det bidrag till övergödning och den indirekta lustgasemission dessa kan ge är desamma som för orötad gödsel. Anledningen är att den totala mängden kväve som tillförs åkermarken förändras mycket lite, se också Bilaga B.

När det gäller det organiska material som tillförs vid gödslingen kommer en del att bindas in som långsiktigt stabilt markkol, se Bilaga D. Som basfall har humifieringsfaktorn för rötresten antagits vara 41 %, vilket är densamma som den som experimentellt bestämts för rötslam genom fältförsök under svenska förhållanden (Andrén och Kätterer, 1997; Kätterer et al., 2011). Detta ger en uppskattad markkolsinbindning på 25 % av tillfört kol. I en känslighetsanalys tillämpas humifieringsfaktorn för gödsel på 27 %, vilket ger en sammanlagd uppskattad inbindning på 16 % av tillfört kol även för rötad gödsel. I Tabell 3.8 visas emissioner vid spridning av rötrest samt inbindning av markkol.

Tabell 3.8: Beräknade emissioner vid spridning av rötrest samt inbindning av markkol i basfallet.

Emissioner	g/kWh
Ammoniak (NH ₃)	2,03
Lustgas – indirekt (N ₂ O)	0,03
Lustgas – direkt (N ₂ O)	0,41
Markkolsinbindning (C)	46,1

Produktion och distribution av fordonsgas

När biogasen lämnar reaktorn antas den innehålla 60 % CH₄ och 40 % CO₂. För att uppfylla svensk standard för fordonsgas uppgraderas gasen vilket bland annat innebär att metanhalten höjs till cirka 97 %. Olika uppgraderingstekniker har olika förutsättningar när det gäller energianvändning och läckage av CH₄. Här baseras beräkningarna på en vattenskrubber med en antagen energiförbrukning på 0,25 kWh elektricitet/m³ biogas och ett metanläckage på 1 % vilket motsvarar 0,7 g CH₄/kWh.

Vidare antas att den uppgraderade biogasen transporteras på lastbil till olika tankstationer vilket kräver att biogasen komprimeras. Här sätts elförbrukningen vid komprimering till 0,25 kWh/m³ uppgraderad biogas.

Den komprimerade gasen transporteras därefter på lastväxlarflak till respektive tankstation. Med en antagen dieselförbrukning på 5,0 kWh/km och ett transportavstånd på 60 km beräknas dieselförbrukningen uppgå till 0,05 kWh/m³ uppgraderad biogas. Slutligen antas att det krävs 0,07 kWh/m³ uppgraderad biogas för att driva tankstationen. För en utförligare beskrivning, referenser och antaganden se Bilaga G. I Tabell 3.9 sammanfattas energiinsatsen uttryckt per kWh uppgraderad biogas.

Tabell 3.9: Energianvändning vid produktion och distribution av fordonsgas i basfallet.

	kWh/kWh
Uppgradering (el)	0,043
Komprimering (el)	0,026
Tankstation (el)	0,007
Transport (diesel)	0,005

Ersättning av mineralgödsel

Mängden ammoniumkväve (NH₄-N) i rötrest från biogasprocessen är 17,9 g per kWh. Den summerade kväveförlusten vid lagring beräknas uppgå till 1,2 g N/kWh och vid spridning 1,9 g N/kWh. Kvarvarande växttillgänglig mängd kväve i form av ammoniumkväve efter förluster uppgår därmed till 14,8 g N/kWh. Detta kan jämföras med mängden växttillgängligt kväve från örötad gödsel som beräknats till 8,9 g N/kWh, se kapitel 3.1.1. I den systemutvidgning som genomförs antas att den ökade mängden växttillgängligt ammoniumkväve ersätter mineralgödsel, se också Bilaga I.

3.2.2 Slutanvändning av biogas

Den producerade biogasen antas användas som drivmedel i lätta och tunga fordon vilket ger upphov till emissioner av olika slag. Dessa presenteras i Tabell J3 i Bilaga J. Som beskrivits i kapitel 3.1.2 baseras beräkningarna i basfallet på att biogas ersätter diesel i förhållandet 1:1. I känslighetsanalysen visas dock effekten av att biogas ersätter diesel i förhållandet 1,1:1 och 1,3:1.

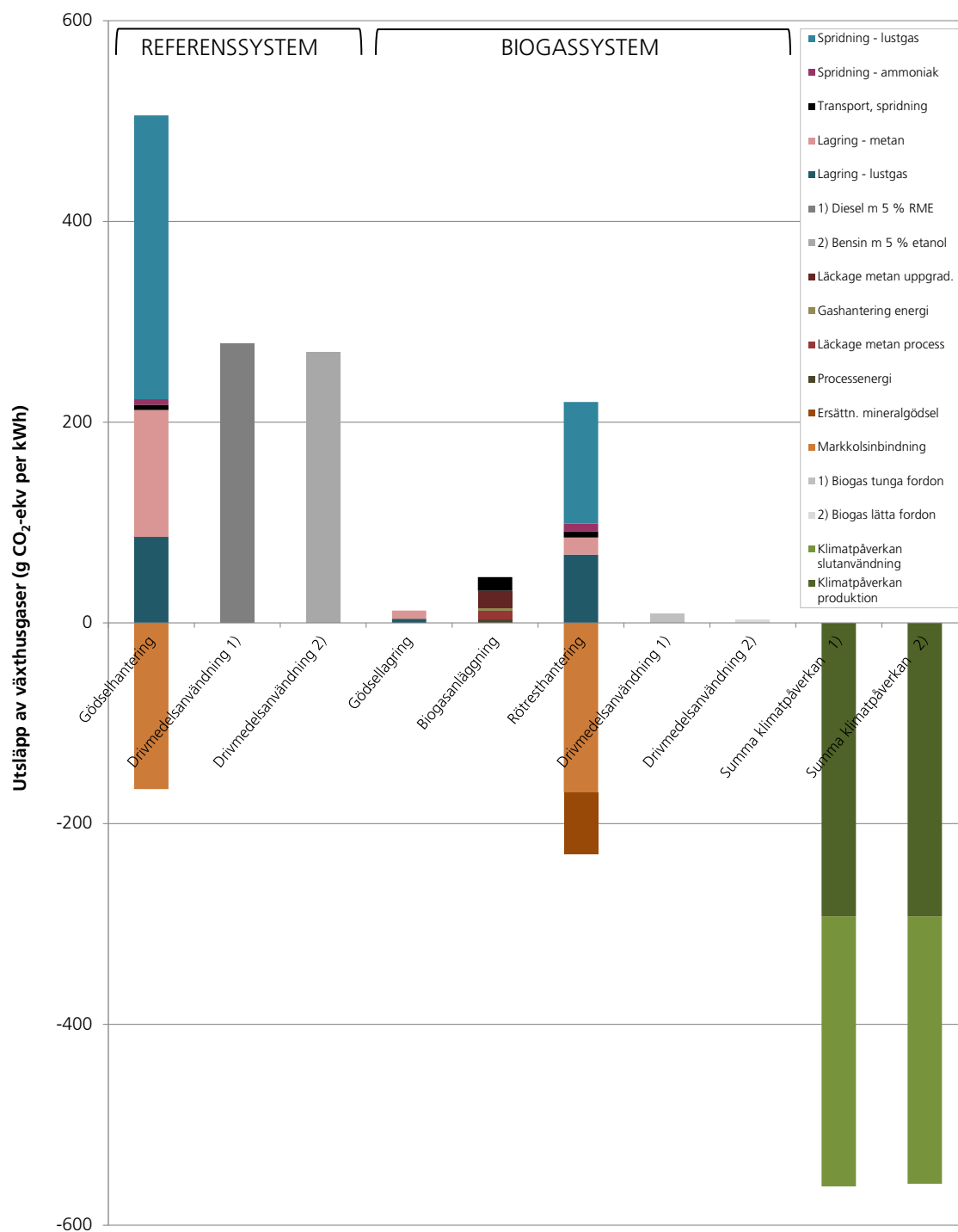
Kapitel 4 - Resultat miljösystemanalys

4.1 Utsläpp av växthusgaser

I en analys av klimat- och miljöeffekter av biogasproduktion från gödsel utgör emissioner från användningen av fossila drivmedel eller andra energibärare en liten del. De emissioner som får störst genomslag är istället kopplade till förluster av kväve i olika former, samt till gödselns innehåll av organiskt material som dels ger emissioner av CH_4 och dels bidrar till markkolsuppbbyggnad. En noggrann analys av flöden och förändringar av kvävehaltiga föreningar och organiskt material är därför betydelsefullt för resultatet. I denna studie har inte en faktisk biogasanläggning analyserats och värderats, utan istället har modellberäkningar gjorts för tänkta biogasanläggningar baserade på en blandning av flyt- och fastgödselfraktioner. Beräkningsmetoden sammanfattas i Bilaga F, och finns utförligt beskriven i Lantz et al. (2013). Viktiga indata och utfall från beräkningarna är;

- a) Den maximala metanpotentialen för rötresten eftersom detta ligger till grund för emissionerna av CH_4 från rötrestlagret. Här används schablonvärden från IPCC (2006) som ingångsdata för orötad gödsel och metanutbytet i praktisk drift avgör sedan hur stor restmetanpotentialen blir.
- b) Hur stor andel av det organiskt bundna kvävet i gödseln som omvandlas till lättillgängligt ammoniumkväve under rötning. Detta påverkar emissionerna av NH_3 och N_2O vid lagring och spridning av rötresten. Det påverkar också mängden ammoniumkväve som finns kvar i fält efter förluster vilket styr hur mycket mineralgödsel som kan ersättas av rötresten.
- c) Generella egenskaper för den rötade gödseln. Här har inblandningen av fastgödsel gjort att rötresten har en lika hög torrsustanshalt som den ingående flytgödseln från nöt (8,3 % TS).
- d) Halten organiskt kol i gödsel och rötad gödsel. Denna ligger till grund för beräkningar av den markkolsuppbbyggnad som sker vid biogödsling av åkermark.
- e) Beräkningarna av emissioner kopplat till transporter och spridning av gödsel och rötrest, själva biogasproduktionen och uppgraderingen av gasen. Dessa beräkningar baseras på data från nya biogasanläggningar i drift i Sverige idag. De beräkningsutfall som beskrivs ovan används som ingångsdata för beräkningar av de lustgas- och metanemissioner som dominerar vad gäller växthusgasemissionerna. I de fall där nationella emissionsfaktorer finns beskrivna i den Svenska klimatrapporeringen (Naturvårdsverket, 2013) har dessa använts i basfallet, annars används schablonvärden från IPCC (2006).

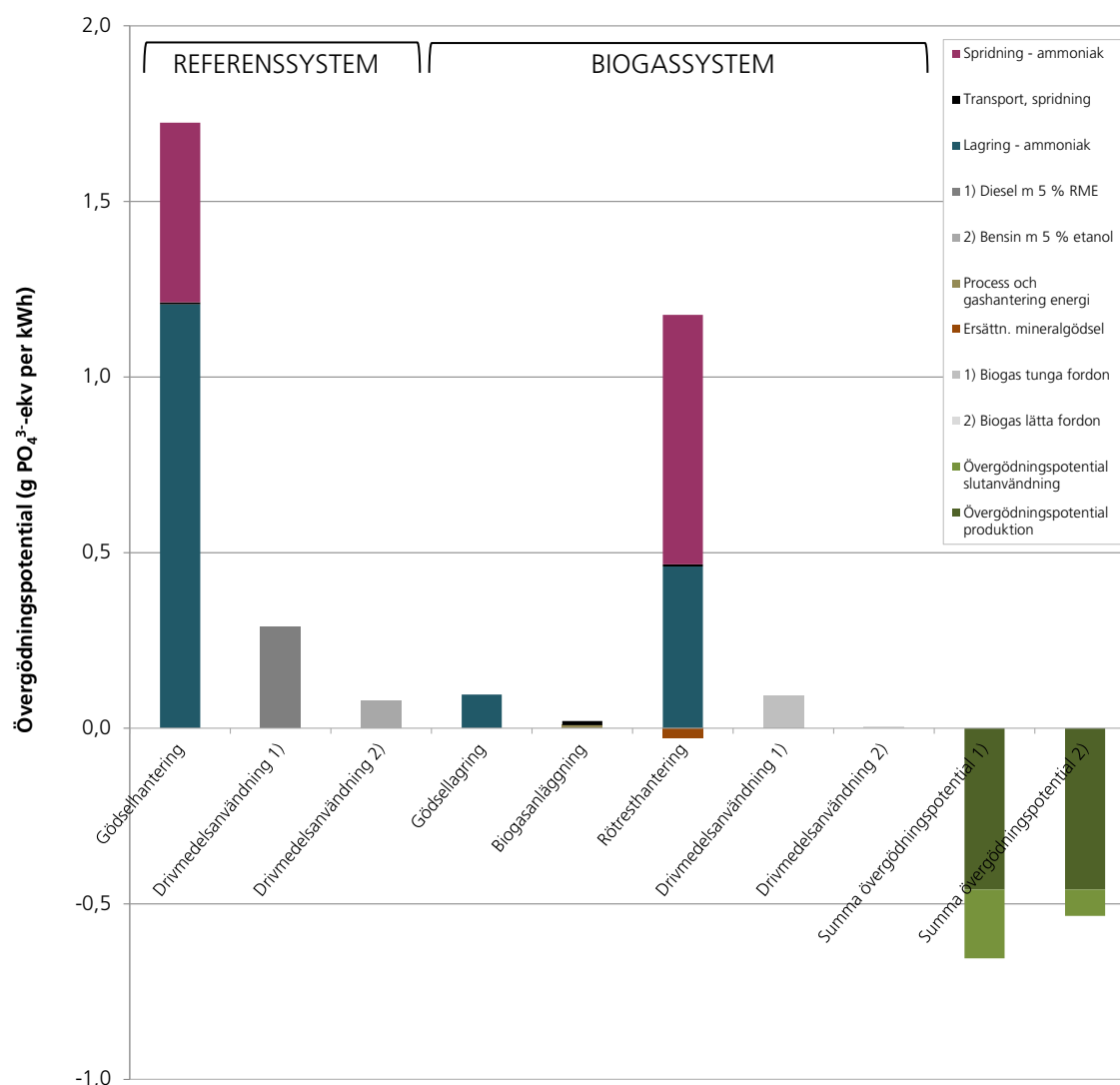
Resultatet för växthusgasemissioner i basfallet visas i Figur 4.1, där enbart produktionsledet ger ett minskat utsläpp av växthusgaser på 292 g CO_2 -ekvivalenter per kWh uppgraderad biogas. Slut användning där biogas ersätter diesel med 5 % inblandning av RME eller bensin med en inblandning av 5 % etanol ger ytterligare minskade emissioner på 269 respektive 266 g CO_2 -ekvivalenter per kWh. Emissioner för referenssystemet (dagens gödselhantering samt den tillförsel av mineralgödsel som kan ersättas av rötrest när gödsel rötas) och de olika delarna av biogassystemet visas separat. De gröna staplarna visar sedan de summerade emissionerna, dels avseende enbart produktion av biogas, dels när slutanvändningen inkluderas. Negativa värden indikerar undvikna emissioner.



Figur 4.1: Växthusgasemissioner i basfallet. Biogas används som fordonsbränsle och ersätter antingen 1) diesel (tungt fordon) eller 2) bensin (lätta fordon).

4.2 Bidrag till övergödning

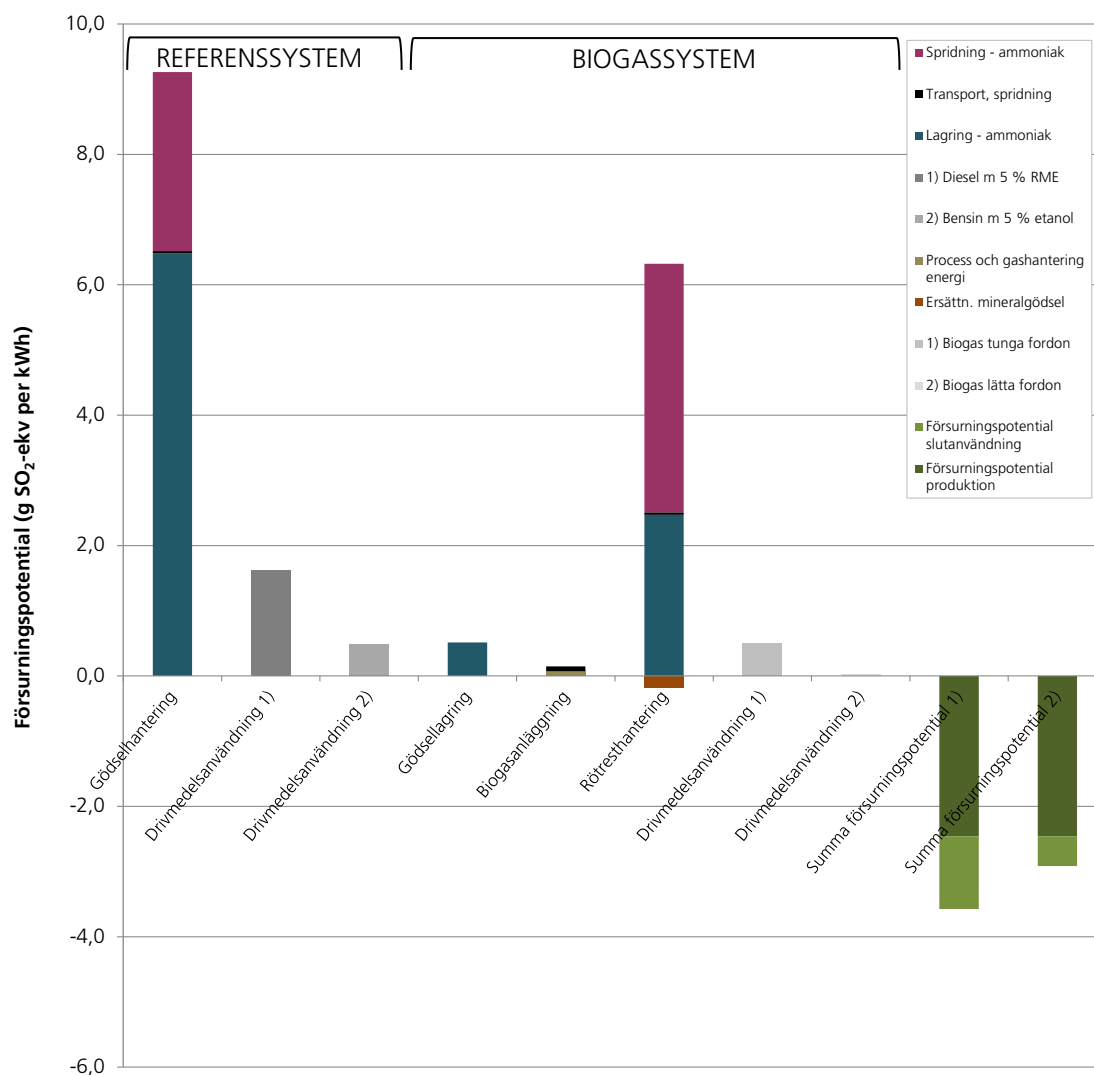
De utsläpp som påverkar övergödningspotentialen visas i Figur 4.2. Vid dagens gödselhantering är det NH_3 från lagring och spridning som ger ett stort bidrag till övergödning. En del av dessa emissioner undviks när gödsel rötas. Sammantaget fås minskade emissioner på närmare 0,5 g PO_4^{3-} -ekvivalenter per kWh fordonsgas då bara produktionen inkluderas och en ytterligare besparing på cirka 0,2 g, respektive 0,1 g PO_4^{3-} -ekvivalenter per kWh fordonsgas när diesel och bensin ersätts.



Figur 4.2: Övergödningspotential i basfallet. Biogas används som fordonsbränsle och ersätter antingen 1) diesel (tunga fordon) eller 2) bensin (lätta fordon).

4.3 Bidrag till försurning

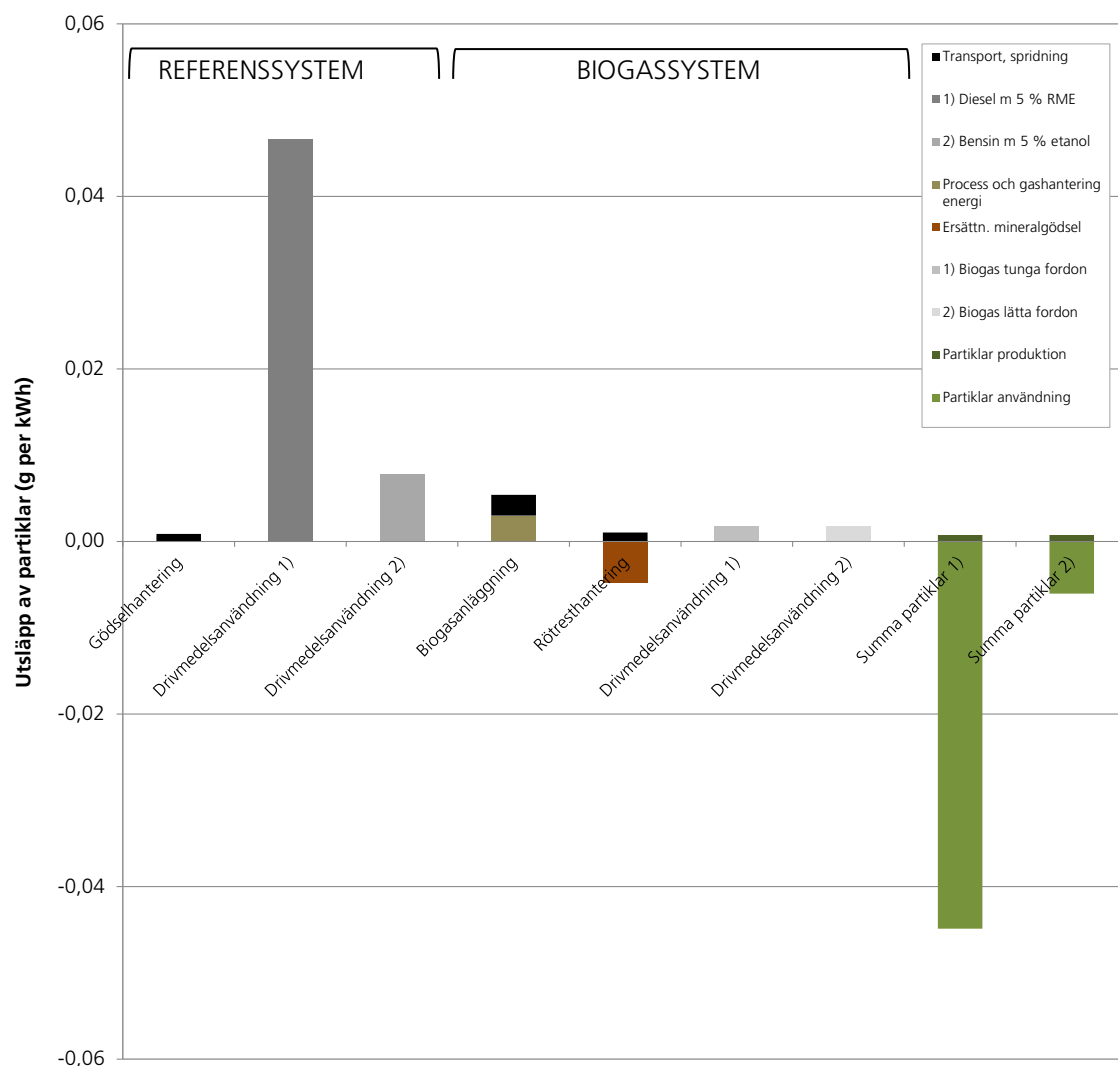
Figur 4.3 visar bidraget till försurning i basfallet då den producerade biogasen ersätter antingen diesel eller bensin. Precis som för bidraget till övergödning är det här också till mycket stor del ammoniakavgången från lagring och spridning som påverkar försurningspotentialen. Sammantaget ger biogasproduktion från gödsel en reduktion av försurande ämnen motsvarande 2,5 g SO₂-ekvivalenter per kWh fordonsgas samt ytterligare en besparing på 1,1 g respektive 0,5 g SO₂-ekvivalenter per kWh fordonsgas då diesel respektive bensin ersätts.



Figur 4.3: Försurningspotential i basfallet. Biogas används som fordonsbränsle och ersätter antingen 1) diesel (tunga fordon) eller 2) bensin (lätta fordon).

4.4 Bidrag av partiklar

I Figur 4.4 visas utsläppen av partiklar för de studerade systemen. I biogassystemet är partikelemissioner från processenergi och transporter högre än för referenssystemets korta gödseltransporter. Samtidigt medför biogasproduktionen att mineralgödselkväve kan ersättas, vilket gör att partikelemissioner från mineralgödselproduktion undviks. Sammantaget ger biogasproduktionen ett litet ökat nettoutsläpp av partiklar (mörkgrön stapel i Figur 4.4). De partikelutsläpp som undviks då biogas ersätter diesel är jämförelsevis höga. Även då den producerade fordonsgasen ersätter bensin fås en reduktion av partikelutsläppen.



Figur 4.4: Utsläpp av partiklar i basfallet. Biogas används som fordonbränsle och ersätter antingen 1) diesel (tunga fordon) eller 2) bensin (lätta fordon).

4.5 Känslighetsanalys

4.5.1 Biogena lustgasemissioner

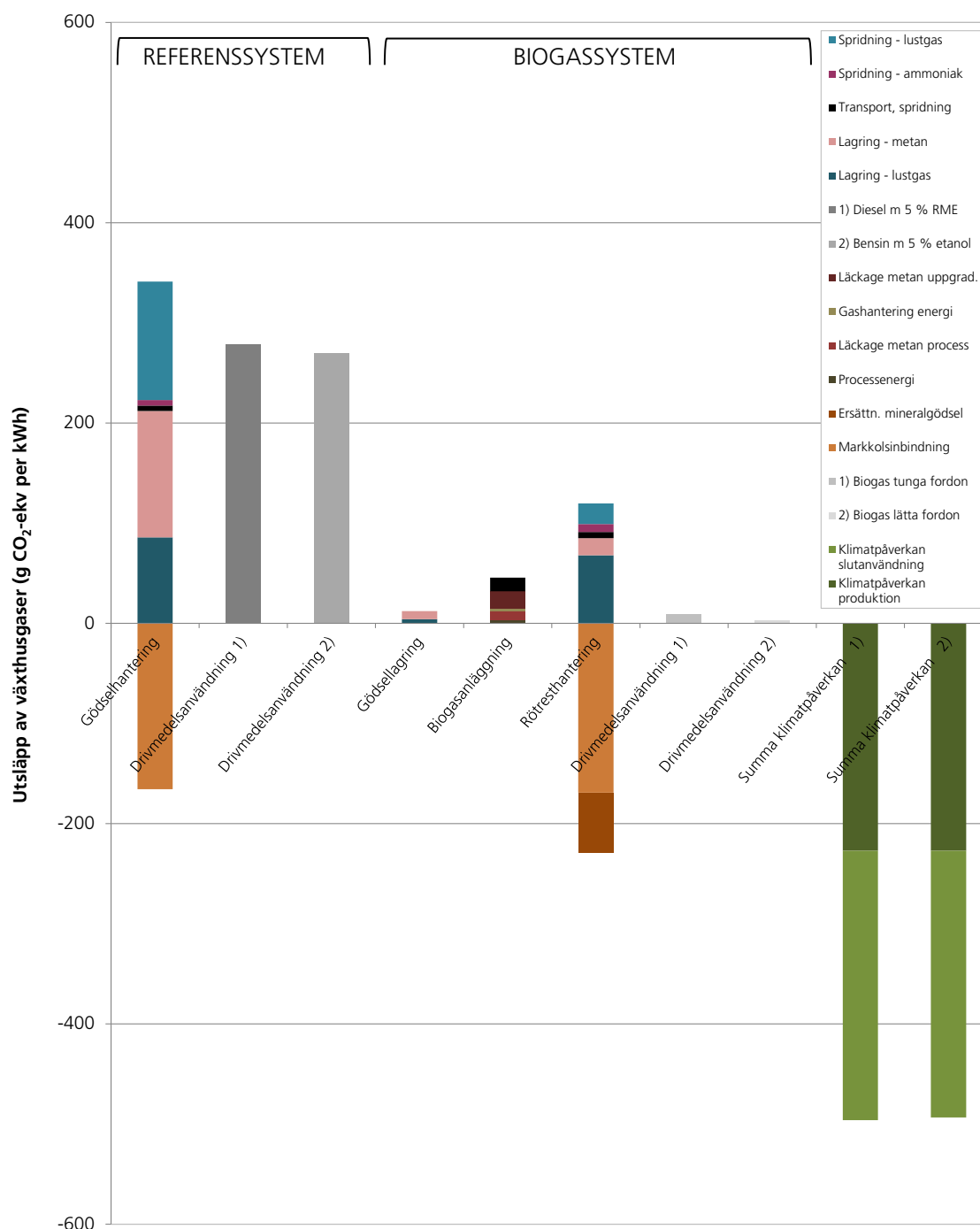
Vad gäller emission av växthusgaser ger minskade emissioner av biogen N_2O vid spridning av rötrest i fält stor positiv effekt på den sammanlagda klimatnyttan i produktionsledet. Att lustgasemissioner antas ske vid lagring av rötrest på samma sätt som vid lagring av flytgödsel med svämtäcke ger däremot en stor negativ effekt. Dessa variabler har därför beräknats med alternativa emissionsfaktorer för att visa effekten på den sammanlagda klimatnyttan.

Avseende lustgasemission efter spridning i fält har nya svenska studier visat att dessa under de undersökta förutsättningarna kan vara betydligt lägre än de schablonvärden som används i den nationella klimatrapporeringen. Rodhe et al. (2013) presenterar resultat som visar lustgasemissioner efter spridning för orötad och rötad flytgödsel från nöt som uppgår till 0,3 % respektive 0,2 % av tillfört N-tot. Detta kan jämföras med de 2,5 % respektive 1,0 % som används i basfallet. För flytgödsel från svin visar Rodhe et al. (2012) lustgasemissioner som i medeltal motsvarar 0,9 % av tillfört N-tot. Utfallet av en känslighetsanalys där dessa värden ersätter schablonvärdena visas i Figur 4.5.

Resultatet av dessa förändringar blir att klimatnyttan i produktionsledet minskar från 292 g CO_2 -ekv/kWh till 227 g CO_2 -ekv/kWh (Figur 4.5).

Vid lagring av flytgödsel och rötrest har de direkta biogena lustgasemissionerna satts till 0,5 % av N-tot i basfallet. Detta antagande skiljer från tidigare studier (Lantz et al., 2009) där det inte antagits att rötresten bildar svämtäcke, vilket innebär att de biogena lustgasemissionerna från rötrestslagret anses försumbart. Här samrötas dock flytgödsel med så stora mängder fastgödsel att TS-halten i rötresten blir lika hög som i flytgödsel från nöt, varför det i basfallet antas att biogena lustgasemissioner sker även vid lagring av rötrest på grund av att svämtäcke bildas. Detta skulle dock inte tillämpas vid konventionell samrötning där TS-halterna i rötresten normalt är mycket låga. Utfallet av ett sådant antagande i föreliggande studie har beräknats i en känslighetsanalys. Denna förändring visas inte i figur, men innebär att stapeln för "Lagring – lustgas" minskas från 68 till 5 g CO_2 -ekv/kWh i kategorin Rötresthantering i Biogasscenariot i Figur 4.1.

Utfallet av en sådan förändring blir att klimatnyttan i produktionsledet ökar från 292 g CO_2 -ekv/kWh till 356 g CO_2 -ekv/kWh.



Figur 4.5: Växthusgasemissioner vid känslighetsanalys av biogena lustgasemissioner från åkermark. Data från nationella studier ersätter schablonvärden för biogena lustgasemissioner från åkermark vid flytgödsel- och rötrestspridning.

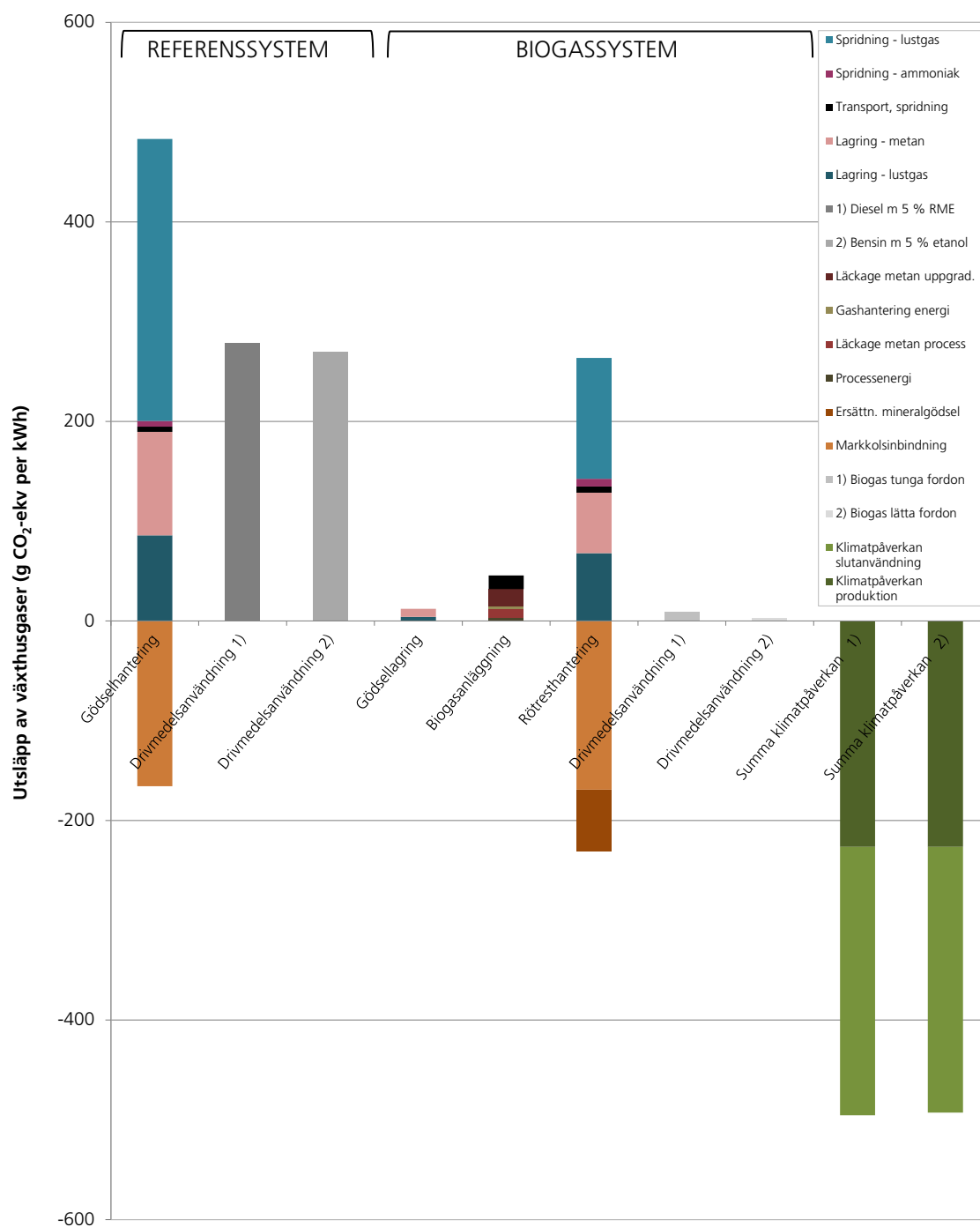
4.5.2 Metanemissioner

I basfallet motsvarar metanläckaget vid gödsellagring, över biogasprocessen, i uppgradering och i rötrestlagring 0,5, 0,5, 1,0 respektive 1,0 % av producerad fordonsgas. För metanläckaget i flytgödsel- och rötrestlager används en MCF på 3,5 % för både rötad och orötad gödsel. I en känslighetsanalys utvärderas även aktuella data från experimentella svenska studier av metanläckage från flytgödsel- och rötrestlagring.

Rodhe et al. (2013) har uppmätt en MCF vid lagring av flytgödsel från nöt på 2,2 % sommartid och 0,5 % vintertid (Rodhe et al., 2013). En viktning av dessa värden ger ett årsmedelvärde på 1,2 %, vilket utvärderas i känslighetsanalysen. För svinflytgödsel med svämtäcke anges en MCF på 3,6 % för sommarlagring och 2,3 % för vinterlagring vilka har viktats ihop till ett årsmedelvärde på 2,8 % (Rodhe et al., 2012a).

För rötrest presenteras en MCF på 28,6 % under sommartid och 0,1 % under vintertid (Rodhe et al., 2013). Dessa värden viktas ihop på samma sätt som för flytgödselmängderna, vilket ger en årsmedel på 12,4 %, dvs. 10 gånger högre än för orötad flytgödsel från nöt. Detta värde avviker till skillnad från ovan beskrivna experimentellt bestämda MCF för flytgödsel kraftigt från det antagna schablonvärdet på 3,5 % och kan antas representera ett "worst case" scenario. Att öka MCF för rötresten från 3,5 % till 12,4 % gör att metanemissionerna från rötrestlagren ökar från motsvarande 1,0 % till 3,6 % av producerad gas. Det totala metanläckaget uppgår därmed till 5,6 %.

Utfallet av ovan beskrivna förändringar blir sammantaget att klimatnyttan i produktionsledet minskar från 292 g CO₂-ekv/kWh till 226 g CO₂-ekv/kWh (Figur 4.6).



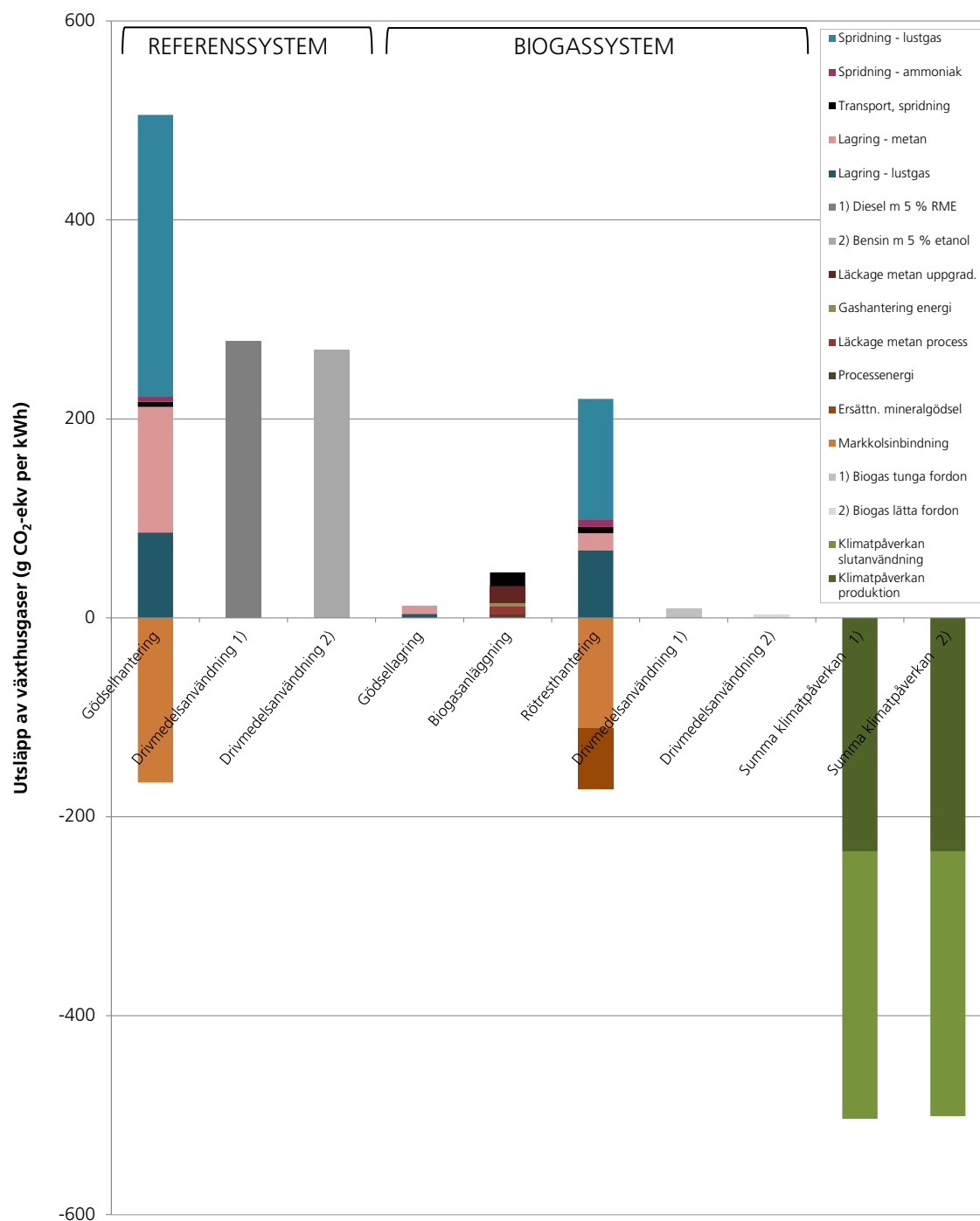
Figur 4.6: Växthusgasemission vid känslighetsanalys av metanemission vid lagring av nötflytgödsel, svinflytgödsel och rötrest. Data från nationella studier ersätter nationella schablonvärden.

4.5.3 Markkolsförändring

I basfallet är nivån på markkolsinbindningen densamma oavsett om gödseln rötas eller ej. En tredjedel av kolet i gödseln avgår vid rötning, men detta är den lättillgängliga delen som finns i lättnedbrytbara organiska föreningar. Detta motiverar att humifieringskoefficient i basfallet är högre för rötrest (41 %) än för stallgödsel (27 %). Den humifieringskoefficient som används är dock framtagen i odlingsförsök gödslade med rötslam, inte med rötrest från gödselrötning. I en känslighetsanalys används därför humifieringskoefficienten för stallgödsel även för rötrest för att utvärdera ett worst case scenario. Detta

ger en sänkning av markkolsinbindningen med en tredjedel, vilket omräknas till en emission av koldioxid i biogasscenariot jämfört med referensscenariot.

Utfallet av en sådan förändring blir att klimatnyttan i produktionsledet minskar från 292 g CO₂-ekv/kWh till 235 g CO₂-ekv/kWh (Figur 4.7).



Figur 4.7: Växthusgasemission vid känslighetsanalys av markkolsinbindning för rötrest. Humifieringsfaktor baserat på stallgödsel ersätter humifieringsfaktor baserat på rötslam.

4.5.4 Alternativ processenergi

I basfallet antas att den elektricitet som används i biogassystemet är svensk elmix vilket medför relativt låga emissioner av framförallt växthusgaser, se Bilaga J. I Tabell 4.1 visas hur resultatet påverkas om den elektricitet som används istället baserats på naturgas. Till exempel minskar utsläppsreduktionen av växthusgaser i produktionsledet från 292 till 267 g/kWh biogas.

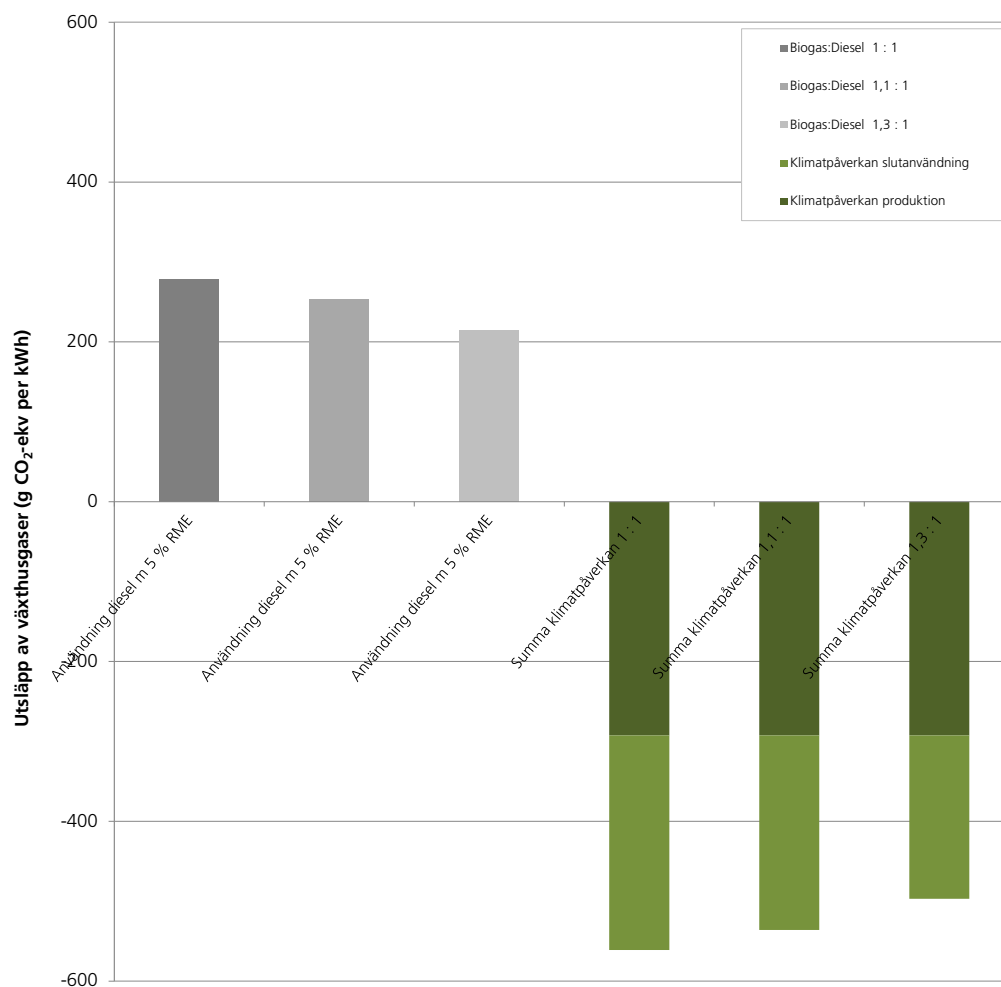
Tabell 4.1: Emissioner från biogassystemet vid alternativ processenergi.

Resultat produktion		Naturgasel	Basfall
GWP	g CO ₂ -ekv./kWh	-267	-292
AP	g SO ₂ -ekv./kWh	-2,44	-2,46
EP	g PO ₄ ³⁻ -ekv./kWh	-0,46	-0,46
Partiklar	g/kWh	0,0010	0,0007

4.5.5 Slutanvändning av biogas i fordon

Som beskrivits i kapitel 3 baseras beräkningarna i basfallet på att biogas kan ersätta bensin och diesel i förhållandet 1:1 i olika fordon. När biogas som används i ottomotorer ersätter diesel som används i dieselmotorer kan dock energiförbrukningen öka. Här visas resultatet om biogasen ersätter diesel i förhållandet 1,1:1 respektive 1,3:1 vilket innebär att bränsleförbrukningen ökar med 10 % respektive 30 %, se också Figur 4.8.

Utfallet av en dessa antaganden blir att den totala klimatnyttan minskar från cirka -561 g CO₂-ekv/kWh i basfallet till -536 g CO₂-ekv/kWh respektive -497 g CO₂-ekv/kWh.



Figur 4.8: Växthusgasemissioner när biogas ersätter diesel med olika effektivitet; 1 kWh diesel ersätts av 1 kWh biogas (1:1), 1,1 kWh biogas (1,1:1) eller 1,3 kWh biogas (1,3:1).

4.6 Produktion av kraftvärme i gårdsskala

I föreliggande studie har beräkningarna baserats på en större central biogasanläggning som rötar gödsel från flera gårdar och avsätter biogasen som fordonsbränsle. Som tidigare nämnts kan biogas dock produceras i olika skala och användas för olika ändamål. En alternativ lösning för gödselbaserad produktion av biogas är att bygga mindre gårdsbaserade anläggningar som rötar den gödsel som produceras på den egna gården, eventuellt tillsammans med någon eller några grannar. På dagens gårdsbaserade anläggningar används biogasen i huvudsak för att producera elektricitet och värme (Energimyndigheten, 2012a). Det finns visserligen mindre uppgraderingsanläggningar tillgängliga på marknaden som gör det möjligt att även här producera fordonsgas men detta är än så länge en ovanlig lösning. Här beräknas därför miljönyttan av att producera biogas från gödsel i gårdsskala där gasen avsätts för produktion av elektricitet och värme.

Den funktionella enheten sätts till produktion av 1 kWh rågas. Resultaten är därmed inte direkt jämförbara med vad som tidigare beräknats avseende uppgraderad biogas. Nedan presenteras de antaganden som görs för det gårdsbaserade biogassystemet med fokus på skillnaderna gentemot tidigare beräkningar:

- a) Konventionell gödselhantering. För en ökad jämförbarhet med tidigare beräkningar antas att biogasproduktionen baseras på samma typ av gödselblandning som i tidigare kapitel. Emissionerna från den konventionella gödselhanteringen är därmed de samma som tidigare.
- b) Lagring och transport av gödsel. Precis som i kapitel 3 antas att det sker en viss lagring av fastgödsel och djupströ på gården innan den matas in i biogasanläggningen. Beroende på utgödslingsintervall skulle lagringstiderna kunna bli längre på en enskild gård än vad som antagits i kapitel 3. Detta beaktas dock inte här utan emissionerna beräknas på samma sätt som beskrivits i kapitel 3. Eftersom anläggningen är gårdsbaserad antas att det inte sker några transporter av gödsel.
- c) Produktion av biogas. Den gårdsbaserade biogasanläggningen baseras på samma teknik som den större anläggningen som beskrivits i kapitel 2. Skillnaden är dock att gödseln inte behöver hygieniseras, se också Bilaga F. Biogasanläggningens behov av processenergi sätts till 30 kWh elektricitet och 5 kWh värme per ton gödselblandning. Dessutom antas ett metanläckage motsvarande 0,5 % av den producerade biogasen. För referenser och antaganden se Bilaga F.
- d) Lagring, transport och spridning av rötrest. Det antas att den producerade rötresten lagras på gården och att det därmed inte sker några transporter som ska belasta biogassystemet. Emissionerna vid lagring och spridning samt energianvändning vid spridning antas vara de samma som beskrivits i kapitel 3.
- e) Ersättning av mineralgödsel. Då gödselblandningen är den samma som i tidigare beräkningar används samma antagande som i kapitel 3.2.

Den producerade biogasen används i en gasmotor för att producera elektricitet och värme. Den elektriska och termiska verkningsgraden sätts här till 30 % respektive 50 %, se också Bilaga H.

Antagna emissioner från gasmotorn framgår av Tabell H1 i Bilaga H.

Slutligen antas att den elektricitet som produceras matas ut på elnätet och ersätter svensk elmix, se Bilaga J. Den värme som också produceras används för att värma biogasanläggningen. På vissa gårdar kan det också vara möjligt att använda stora delar av resterande värme i bostäder och ekonomibyggnader. På de flesta lantbruk antas dock att huvuddelen av värmen inte kan avsättas alternativt ersätter andra förnybara energibärare. Här antas därför att biogasanläggningen inte avsätter någon värme utöver den som används för att värma processen.

I Tabell 4.2 redovisas resultatet från miljöanalysen när biogasen används för att producera elektricitet i gårdsskala. Utfallet blir till exempel att klimatnyttan inklusive slutanvändning blir den samma som tidigare beräknad klimatnytta i produktionsledet. Gårdsbaserad produktion av kraftvärme är därmed ett sätt att minska emissionerna från konventionell gödselhantering. Klimatnyttan är dock endast hälften så stor som när biogasen används för att ersätta bensin och diesel.

Tabell 4.2: Emissioner vid biogasproduktion i gårdsskala inklusive slutanvändning.

Miljöeffektkategori		Emissioner
GWP	g CO ₂ -ekv./kWh biogas	-292
AP	g SO ₂ -ekv./kWh biogas	-2,1
EP	g PO ₄ ³⁻ -ekv./kWh biogas	-0,38
Partiklar	g/kWh biogas	-0,004

Kapitel 5 – Samhällsekonomisk analys

En reduktion av utsläppen av växthusgaser från jordbrukssektorn är ett prioriterat område i Sverige. En identifierad möjlighet för att minska utsläppen är att förändra dagens hantering av gödsel som idag leder till stora utsläpp av växthusgaser, framförallt metan och lustgas. Genom att använda gödseln som substrat i en biogasanläggning fås en förnybar energibärare med hög reduktion av växthusgaser jämfört med fossila bränslen (Börjesson et al., 2011; JCR, 2011). I dagsläget är dock de ekonomiska förutsättningarna för en sådan produktion begränsade (Lantz, 2013) och Energimyndigheten har därför föreslagit införandet av ett produktionsstöd för produktion av biogas från gödsel (Energimyndigheten, 2010). De samhällsekonomiska effekterna av ett sådant stöd kan även påverka andra miljöeffektkategorier positivt, till exempel minskad övergödning och försurning. En ökad biogasproduktion kan också ha en positiv effekt på sysselsättningen, främst i de regioner ökningen av biogasproduktionen kan antas bli störst. Även dessa effekter, som är svårare att kvantifiera är viktiga att ta i beaktande vid genomförande av samhällsekonomiska beräkningar avseende gödselbaserad biogas.

I detta kapitel kommer den samhällsekonomiska nyttan av att producera biogas från gödsel att kvantifieras. Även eventuella sysselsättningseffekter kommer att beaktas. Dessutom kommer aspekter som inte är möjliga att värdera monetärt att diskuteras. Resultaten kommer att ligga till grund för en bedömning av nyttan med en eventuell miljöersättning för biogasproduktion från gödsel. De beräknade miljöeffekterna som presenterats i föregående kapitel ligger till grund för beräkningarna.

5.1 Utsläpp av växthusgaser

Transportsektorns största bidrag till växthuseffekten är i form av koldioxid från förbränning av fossila bränslen. Inom lantbruket är det istället metan och lustgas som framförallt bidrar till växthuseffekten. Det finns idag stora osäkerheter när det gäller vilka effekter klimatförändringarna kommer att medföra på lång sikt, dels för att växthusgasutsläppen är av global karaktär, men även då själva skadan eller konsekvensen av ett utsläpp märks först långt senare. För att uppskatta kostnaden av en given utsläppsminskning av växthusgaser finns flera metoder och tillvägagångssätt.

I Sverige har Trafikverket i sina ASEK-rapporter (Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkyl- och analysmetoder inom transportområdet) återkommande försökt beräkna kostnaden av ett givet utsläpp av koldioxid eller andra växthusgaser (Trafikverket, 2012a). I dessa sammanställs flera olika metoder och tillvägagångssätt för att värdera kostnaderna för ett givet utsläpp.

I de tidigare samhällsekonomiska analyser som presenterats för biogasproduktion där gödsel används som substrat har flera olika metoder använts (Brännlund et al., 2010; WSP, 2011, WSP, 2012; Höjgård och Wilhelmsson, 2012).

Nedan följer en kort sammanställning över olika metoder och sist följer en presentation av de värden som valts för denna studie.

Att beräkna värdet av att undvika utsläpp av ett kg koldioxid utifrån den skadekostnad utsläppet har på marginalen kan sägas vara den i teorin mest riktiga ansatsen. Problemet är att det är omöjligt att säga vilka skador ett kg koldioxid kan leda till. Ett antal studier har genomförts och i dessa redovisas värden från 0,60 kr/kg CO₂ upp till 5 kr/kg CO₂ (Trafikverket, 2012a).

En annan typ av värdering kan göras utifrån de mål som satts upp på politisk nivå där värdet oftast baseras på undvikandekostnaden. Detta gjordes bland annat i ASEK 3 (SIKA, 2002). Ett problem med den här typen av värderingar inom en sektor är dock att målen och kostnaderna för att minska koldioxidutsläppen kan variera mellan olika sektorer och reduktionerna av växthusgaser kan då komma att utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv fördelas på ett icke optimalt sätt mellan olika sektorer (Trafikverket, 2012a).

Inom Extern-E, ett EU-projekt som försökt skatta kostnaden för att uppnå de åtaganden som finns i Kyotoprotokollet, beräknas kostnaden för koldioxidutsläpp till mellan 0,05 kr och 0,20 kr/kg CO₂. De låga värdena beror på de låga åtaganden som finns i Kyotoprotokollet och ligger alltså inte i nivå med den svenska regeringens uppsatta mål (Trafikverket, 2012a).

En annan värderingsmetod är att utgå från priset på utsläppsrätter i EU-ETS (EU Emission Trading System). Priset på utsläppsrätter är baserat på ett marknadspris och kan därför ligga till grund för en värdering. Detta gäller dock bara om marknaden är välfungerande där tillgång och efterfrågan bestämmer priset samt att tillgången är satt för att stämma överens med politiska mål. En svårighet med att utgå från handeln med utsläppsrätter är att dessa priser varierar mycket över tid (Höjgård och Wilhelmsson, 2012). I handeln med utsläppsrätter inkluderas inte heller transportsektorn (Trafikverket, 2012a).

En ytterligare metod är att utgå från den svenska skatten på koldioxid. Denna nivå speglar på många sätt beslutsfattarnas värdering av utsläppen. I dag ligger den svenska skatten på koldioxid runt 1 kr/kg CO₂. Inom transportsektorn finns också ett antal andra styrmedel som har för avsikt att minska utsläppen av koldioxid. Dessa är bland annat miljöbilspremien och den differentierade fordonsskatten. Dessa har dock inte, på samma sätt som koldioxidskatten, till syfte att påverka konsumenten att köra mindre bil, utan snarare att påverka individerna vid köp av ny bil (Trafikverket, 2012a).

Sammantaget är Trafikverkets rekommendation att koldioxid skall värderas till 1,45 kr/kg vid åtgärder av långsiktig karaktär och till 1,08 kr/kg vid åtgärder av mer kortsiktig karaktär. I känslighetsanalyser rekommenderas värdet 3,50 kr/kg (Trafikverket, 2012a).

I de samhällsekonomiska analyser som tidigare gjorts diskuteras svårigheterna med att uppskatta värdet av 1 kg minskat koldioxidutsläpp. I den analys som presenteras i AgriFoods rapport (Höjgård och Wilhelmsson, 2012) sätts det lägre värdet på koldioxid till 0,066 kr/kg baserat på priset på utsläppsrätter inom EU. Det högre värdet sätts till 1,22 kr/kg baserat på koldioxidskatten på diesel i Sverige.

I Brännlund et al. (2010) görs en litteraturgenomgång av internationella studier där man försökt uppskatta marginalskaadekostnaden av att släppa ut ytterligare 1 kg CO₂. Här ligger medelvärde på cirka 0,2 SEK/kg koldioxid (Brännlund et al., 2010). I sin analys väljer de detta värde som det lägre värdet och det högre värdet sätts till 1,00 kr/kg CO₂ baserat på den svenska koldioxidskatten.

I WSP:s analyser (2011, 2012) sätts värdet på undviken växthusgasemission då biogas ersätter bensen och diesel till 1,50 kr/kg CO₂, baserat på ASEK:s kalkylvärde. För övriga sektorer där utsläpp av växthusgaser sker, sätts ett värde på ett kilo CO₂ till 1,05 kr/kg baserat på den svenska koldioxidskatten.

Valda värden

I denna studie antas att vid storskalig produktion av biogas används denna för att ersätta bensen och diesel i transportsektorn. Då värdet på en given utsläppsminskning av växthusgaser kan beräknas på en mängd olika sätt, vilket diskuteras ovan, redovisas den samhällsekonomiska nyttan av att producera biogas från gödsel i ett intervall 0,2 kr/kg till 3,50 kr/kg CO₂-ekv. Detta intervall speglar skillnaden i tidigare värderingar av reduktion av 1 kg koldioxid.

5.2 Utsläpp av partiklar

Produktion av biogas från gödsel kan också bidra till minskade utsläpp av partiklar. Utsläpp av partiklar orsakar främst hälsoeffekter kopplade till hjärt- och kärlsjukdom. Partikelutsläppen är, till skillnad från utsläppen av växthusgaser som är av global karaktär, mer lokala. Detta gör att man mer specifikt måste definiera var utsläppen av partiklar sker och hur många människor som utsätts för dessa. Idag finns problem med partiklar främst i tätbebyggda områden med mycket trafik där många människor vistas. Flera försök har gjorts för att försöka minska utsläppen av partiklar i stadsmiljö, till exempel genom att köra med stadsbussar som drivs av biogas.

Eftersom den samhällsekonomiska nyttan av att minska emissionerna av partiklar skiljer mellan landsbygd och tätbebyggda områden behövs information om var biogasen produceras, var den används (landsbygd/mindre tätort/tätort), i vilka fordon (personbil/tunga fordon) samt vad den ersätter (bensin/diesel) för att kunna beräkna värdet på en given utsläppsminskning.

I ASEK 5 ger Trafikverket (2012b) rekommendationer på värdering av minskade partikelutsläpp. För landsbygd motsvarar det rekommenderade värdet kostnaden för regionala effekter medan kostnaden för tätortsmiljö består av summan för regional och lokal effekter. För lokala effekter sätts det rekommenderade värdet till 546 kr/exponeringsenhet för $PM_{2.5}$ ¹. Man listar också värdet i kr/kg för de lokala effekterna för ett antal olika orter i Sverige. Den högsta värderingen görs för Stockholms innerstad där partikelutsläppen värderas till 12 187 kr/kg. Lägst i värdering ligger Laholm med 1 185 kr/kg.

För långsiktiga mål rekommenderas värdet 732 kr/exp. enhet, istället för värdet 546 kr/exp. enhet. Här värderas också utsläppen i tätorter i Sverige högre. Ett utsläpp i Stockholms innerstad värderas till 16 331 kr/kg medan ett utsläpp av partiklar i Laholm värderas till 1 588 kr/kg (Trafikverket, 2012b).

I Höjgård och Wilhelmsson (2012) använder man sig av värden baserade på ASEK 4 (SIKA, 2009) samt värden hämtade från HEATCO², omräknat i 2011-års priser. Värdena från ASEK används som högre värden och sätts till 2 158 kr/kg i södra Sverige och 1 864 kr/kg i centrala Sverige om utsläppet antas ske på landsbygd. Som lägre värde används 505 kr/kg som hämtas från HEATCO.

I Brännlund et al. (2010) används tre olika värden för att värdera det samhällsekonomiska värdet av minskade partikelutsläpp. För landsbygd antas 400 kr/kg, för mindre tätort 2 000 kr/kg och för större tätort 4 000 kr/kg. Vid beräkningarna inkluderas tre olika alternativ. I det första fallet antas att den producerade biogasen ersätter bensin och diesel i stor tätort och partikelutsläppen värderas då till 4 000 kr/kg. Produktionen av biogas antas här ske på landsbygd och de partikelutsläpp som härrör från produktionen belastas därför med värdet 400 kr/kg. I det andra fallet antas biogasen också ersätta bensin och diesel i stor tätort, medan biogasen antas produceras i mindre tätort där partikelutsläppen värderas till 2 000 kr/kg. I det tredje fallet antas biogasen ersätta bensin och diesel i liten tätort medan biogasproduktionen antas ske på landsbygd.

WSP använder i sina analyser (2011, 2012) en liknande ansats som Brännlund et al. (2010). Man utgår från samma värdering av partiklar, baserat på landsbygd, mindre tätort och större tätort, men tittar sedan närmare på hur transportsektorn ser ut i det studerade området. I rapporten som beräknar samhällsnyttan i Biogas östs region (WSP, 2011) antas 28 % av transporterna ske med tungt fordon

¹ Exponeringsenhetsbegreppet bygger på försök att fastställa orsakssamband mellan halter av utsläpp-exponering-effekt för att i slutändan kunna värdera de effekter som i slutändan uppstår på grund av ett utsläpp. Med $PM_{2.5}$ avses partiklar mindre än 2,5 mikrometer (SIKA, 2009).

² HEATCO är ett EU-finansierat forskningsprojekt med syfte att ta fram verktyg och metoder så väl som harmoniserade ansatser för att bedöma kostnader inom transportsektorn.

och 72 % med personbil. Vidare antas att 10 % av transportarbetet sker på landsbygd, 45 % i mindre tätort och 45 % i tätort. Samma fördelning används också i WSP (2012).

I en förstudie av Eliasson (2012) görs också en samhällsekonomisk analys av biogas från gödsel. Denna studie fokuserar på området Österlen i Skåne och då mer av trafikarbetet där antas ske på landsbygd antas där 45 % ske på landsbygd, 45 % i mindre tätort och 10 % i tätort.

Valda värden

Ovanstående redovisning innebär att ett antal antagande behöver göras för att kunna ekonomiskt värdera den samhällsekonomiska nyttan som minskade partikelutsläpp leder till. I denna studie antas att biogasen produceras på landsbygden. Därmed värderas partikelutsläppen som härrör från biogasproduktionen till 400 kr/kg. Detta då lokaliseringen av en biogasanläggning där gödsel används som substrat är mest trolig på landsbygden. Av samma anledning används även samma värdering för de utsläpp som sker då mineralgödsel produceras.

Användning av biogas vid storskalig anläggning antas vara som fordonsgas i personbilar och i tunga fordon. Här inkluderas två fall som kan ses som ytterligheter. I det ena fallet antas den producerade biogasen ersätta diesel i tung trafik, vilket ger stora minskningar i partikelutsläpp. I det andra fallet antas den producerade biogasen ersätta bensin i en personbil, vilket ger relativt små minskningar av partikelutsläpp.

Då det är svårt att på nationell nivå avgöra var (landsbygd, mindre tätort, större tätort) transportarbetet kommer att ske och exakt hur fördelningen därmed ser ut används samma ansats som för utsläppen av växthusgaser. Vid beräkning av den samhällsekonomiska nyttan används följande tre olika fall: allt transportarbete antas ske på landsbygd, mindre tätort respektive större tätort. I kapitel 6 redovisas dessa värden som PART+, PART 0 och PART-. Detta ger ett resultat av den samhällsekonomiska nyttan i form av ett spann som i diagram visas tillsammans med värdet av en undviken växthusgasemission på x-axeln och den samhällsekonomiska nyttan på y-axeln.

Värde för utsläppsminskningar, beroende på var utsläppen sker, hämtades från Brännlund et al. (2010):

- Landsbygd: 400 kr/kg
- Mindre tätort: 2 000 kr/kg
- Större tätort: 4 000 kr/kg

5.3 Minskat kväveläckage från jordbruket

När man rötar gödsel blir andelen växttillgängligt kväve (ammoniumkväve) högre i rötresten än vad den var i gödseln före rötning. Detta innebär att gödsling med rötrest kan ske med större precision i förhållande till växternas kvävebehov, vilket i sin tur leder till minskad risk för kväveläckage. Därmed kan rötresten komma att ersätta en viss del mineralgödsel utöver den stallgödsel som också ersätts.

Den uppnådda nyttan som detta innebär är av regional karaktär och själva nyttan är beroende på var kväveläckaget sker. En utsläppsminskning på 1 kg kväve i Skåne värderas till exempel 7 gånger högre än motsvande minskning i Norrbotten (WSP, 2012). Minskat kväveläckage är oberoende av hur den producerade biogasen används, om den används som fordonsgas eller i ett kraftvärmeverk.

I Brännlund et al. (2010) görs en genomgång av studier där den samhällsekonomiska nyttan med minskat kväveläckage från jordbruket värderats. Baserat på dessa studier sätts det samhällsekonomiska värdet på minskat kväveläckage till 11-211 kr/kg N med ett schablonvärde på 74 kr/kg N. Brännlund et al. presenterar också ett intervall på 4-70 kr/kg N med en schablon på 31 kr/kg.

I WSP:s studier (2011, 2012) används samma värden som anges i Brännlund et al. (2010).

Höjgård och Wilhelmsson (2012) använder i sin samhällsekonomiska analys värden hämtade från Naturvårdsverket (2009). Dessa värden ligger i intervallet 4 kr/kg N till 70 kr/kg N. Dessa värden räknas sedan om till 2011-års prisnivå och ligger då på 4,70 kr respektive 82,4 kr.

Valda värden

I denna samhällsekonomiska analys väljs samma ansats som i Höjgård och Wilhelmsson (2012). Utsläppen som bidrar till övergödning räknas om till kg N och värderas sedan till mellan 4,7 kr/kg till 82,4 kr/kg N. Dessa värden är oberoende användningsområde för biogasen.

Då det är svårt att avgöra var i intervallet den exakta värderingen ligger, eftersom detta beror på den geografiska lokaliseringen, används samma ansats som för utsläppen av partiklar. Vid beräkning av den samhällsekonomiska nyttan används två olika fall, dels med det lägre, dels med det högra värdet för kväve. Dessa redovisas i figurerna i kapitel 6 som EP- och EP+. Detta ger ett resultat av den samhällsekonomiska nyttan i form av ett spann som i diagram visas tillsammans med värdet av en undviken växthusgasemission på x-axeln och den samhällsekonomiska nyttan på y-axeln.

5.4 Utsläpp av försurande ämnen

Det finns ytterligare utsläpp som reduceras då gödsel används som substrat för biogasproduktion samt då den producerade biogasen används som fordonsbränsle istället för bensin och diesel. Detta gäller bland annat försurande ämnen. Den enda studie som tar med svaveldioxid när man kvantifierar den samhällsekonomiska nyttan av biogas är den av Höjgård och Wilhelmsson (2012) som anger värden på SO₂. Författarna beräknar och anger i sin rapport både höga och låga värden för SO₂. Höga värden hämtas från Trafikverkets ASEK 4-rapport (SIKA, 2009) och är angivna för utsläpp på landsbygd. För södra Sverige sätts värdet till 63 kr/kg SO₂-ekvivalenter och för centrala Sverige, med något lägre befolkningstäthet sätts värdet till 54 kr/kg SO₂-ekvivalenter. Det lägre värdet för SO₂ sätts till 13 och är oberoende av var i Sverige man befinner sig och är hämtat och beräknat från HEATCO. Även detta värde är beräknat för landsbygd. För mer detaljerad information om hur värdena beräknats se Höjgård och Wilhelmsson (2012).

Författarna (Højgård och Wilhelmsson, 2012) anger själva att dessa värden är osäkra. I deras analys har dessa utsläpp en relativt liten påverkan på slutresultatet. I övriga studier som kvantifierat den samhällsekonomiska nyttan av att producera biogas från gödsel har därför inte effekterna av försurande emissioner inkluderats (WSP, 2011; WSP, 2012; Brännlund et al., 2010).

Valda värden

För att beräkna den samhällsekonomiska nyttan av minskade utsläpp av försurande ämnen används samma värden som i Höjgård och Wilhelmsson (2012). Som lägre värde används 13 kr/kg och som högre värde används 63 kr/kg SO₂-ekvivalenter. Dessa redovisas i figurerna i kapitel 6 som två fall, angivna som AP- och AP+.

5.5 Andra miljöeffekter

Produktion av biogas från gödsel påverkar också andra miljöeffekter än de ovan diskuterade. Dessa är bland annat utsläpp av utsläpp av kolmonoxid (CO) och buller. Det finns även andra mervärden som

kan fås genom ökad produktion av biogas från gödsel. Några av dessa diskuteras i Brännlund et al. (2010). Andra mervärden som lyfts i andra studier har varit bidrag till att uppnå politiska mål, hushållning med ändliga resurser och undviken avfallshantering (WSP, 2011; WSP, 2012).

5.6 Sysselsättningseffekter

Produktion och användning av biogas kan också ge upphov till olika sysselsättningseffekter. I WSP (2011) och WSP (2012) beräknas sysselsättningseffekterna med regionalt Analys- och prognosystem (rAps)-modellen som skiljer på direkta, indirekta och inducerade effekter. Direkta effekter inkluderar arbetstillfällen som har direkt anknytning till produktion och användning av biogas. Dessa återfinns bland annat hos biogasproducenter och myndigheter men även hos konsulter och branschorganisationer. Indirekta arbetstillfällen återfinns till exempel hos olika underleverantörer medan inducerade effekter inkluderar spridningseffekter i ekonomin baserat på en ökad inkomst i en viss region som till viss del också spenderas på varor och tjänster som producerats i regionen (Region Skåne, 2012). En liknande uppdelning av sysselsättningseffekter görs också av Västra Götalandsregionen (2012).

Baserat på nuvarande sysselsättning beräknas antalet helårssysselsättningar (HÅS) inom biogasbranschen till 1,1 – 1,4/GWh (WSP, 2011; WSP, 2012). Samtidigt beräknar Västra Götalandsregionen (2012) antalet sysselsatta till 3,7 – 3,9 HÅS/GWh. Den stora skillnaden i sysselsättningseffekter beror på att det högre värdet från Västra Götaland inkluderar samtliga HÅS och inte bara nytillkomna. Om den totala biogaspotential på 3 TWh som presenteras i kapitel 2 utnyttjas skulle därmed sysselsättningseffekterna kunna uppgå till mellan 3 300 och 11 700 helårssysselsättningar.

Dessa uppgifter gäller dock för den samlade biogasbranschen. Vi har i dagsläget inte funnit några specifika analyser för gödselbaserad biogas.

Kapitel 6 - Resultat samhällsekonomisk analys

Nedan presenteras resultatet av den samhällsekonomiska analysen. I de redovisade figurerna visas den samhällsekonomiska nyttan i kr/kWh biogas uppgraderad till fordonsgas på y-axeln. På x-axeln redovisas det samhällsekonomiska värdet av ett undviket utsläpp av växthusgaser i kr/kg CO₂-ekvivalenter (CO₂-ekv). Detta för att läsaren själv skall kunna se hur en värdering av växthusgaser direkt påverkar den samhällsekonomiska nyttan av att producera biogas från gödsel.

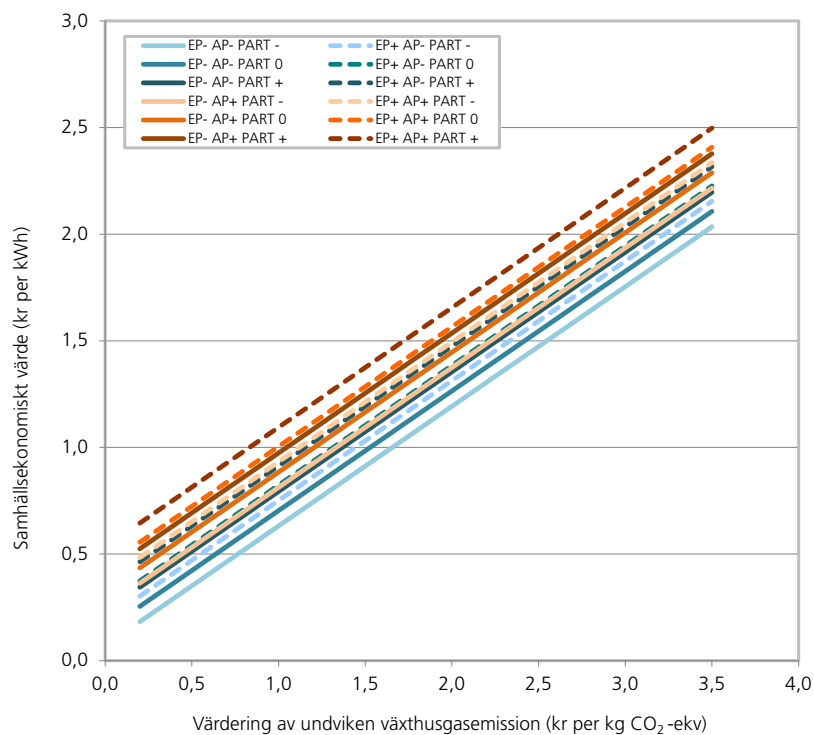
Figurtolkning

Figur 6.1 – 6.4 visar hur det samhällsekonomiska värdet i kr per kWh producerad fordonsgas från gödsel varierar med vilket värde man sätter på undviken växthusgasemission (kr per kg CO₂-ekv). Här visas resultatet om CO₂ värderas till 0,2 – 3,5 kr/kg CO₂. Figurerna innehåller linjer som visar beroendet av värderingen av miljöpåverkanskategorierna försurningspotential (AP), övergödningspotential (EP) och partiklar (PART) för de fall som beskrivs i kap 5.2–5.4.

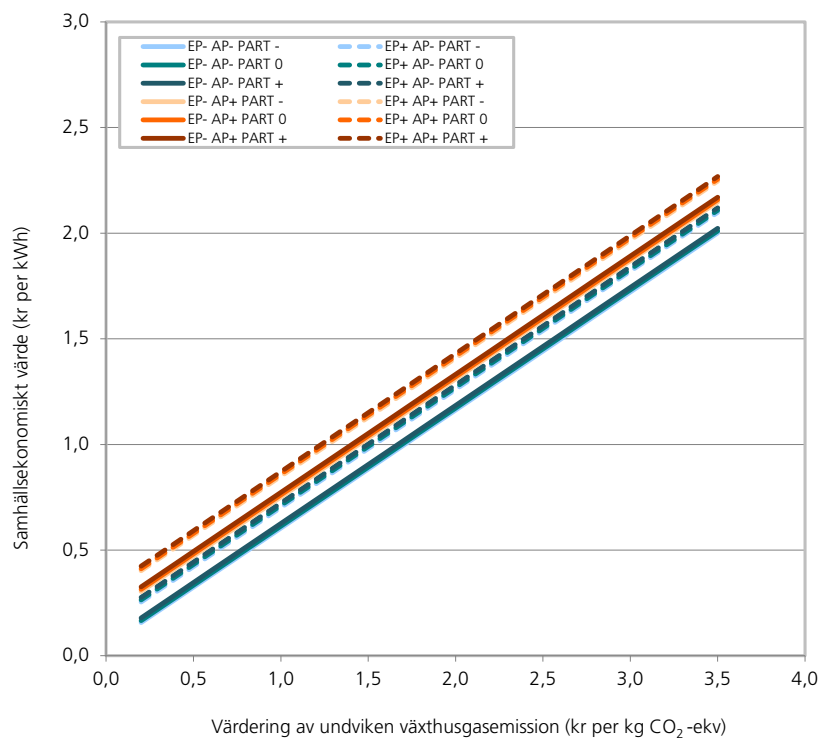
I Figur 6.1 – 6.4 visas den längsta värderingen för EP (EP -) med heldragna linjer och den högsta (EP +) med streckade linjer. Den lägsta värderingen för AP (AP -) visas i den blå färgskalan och den högsta (AP +) med den orange. Värdering av partiklar visas för tre fall och följer färgstyrkan inom varje grupp av linjer. T.ex. i gruppen heldragna linjer i blå färgton är ljusblå den lägsta värderingen (PART -), mellanblå den mellanliggande (PART 0) och mörkblå den högsta (PART +). I Figur 6.2 har de olika värderingarna av partikelemissioner liten eller ingen påverkan på resultatet, och de linjerna ligger då dolda. För linjer som visar enbart produktion (Figur 6.3 och 6.4) används endast det låga värdet för partikelutsläpp.

I figurerna som visar resultaten av känslighetsanalys (Figur 6.5, 6.6 och 6.7) visas två grupper av linjer som representerar ytterligheterna i värdering av miljöpåverkanskategorierna. I den ena gruppen har värdet för samtliga miljöpåverkanskategorier (AP, EP och PART) satts till sitt högsta värde (+) vilket indikeras med heldragna linjer, i den andra till sitt lägsta (-) vilket indikeras med streckade linjer.

I Figur 6.1 visas det samhällsekonomiska värdet av att fordonsgas producerad från gödsel ersätter diesel i tunga fordon. I Figur 6.2 visas istället det samhällsekonomiska värdet av att ersätta bensin i personbilar. De valda exemplen med diesel i tung trafik och bensin i personbilar kan ses som ytterligheterna i användningen av biogasen som drivmedel. Som kan ses i figurerna är den samhällsekonomiska nyttan större då diesel ersätts i tung trafik. Anledningen är att man erhåller större utsläppsminskningar vad gäller partiklar samt övergödande och försurande ämnen än om bensin i personbilar ersätts. I dag körs en stor andel av personbilarna på diesel, att ersätta denna hade gett en något större samhällsekonomisk nytta än att ersätta bensin i personbilar.

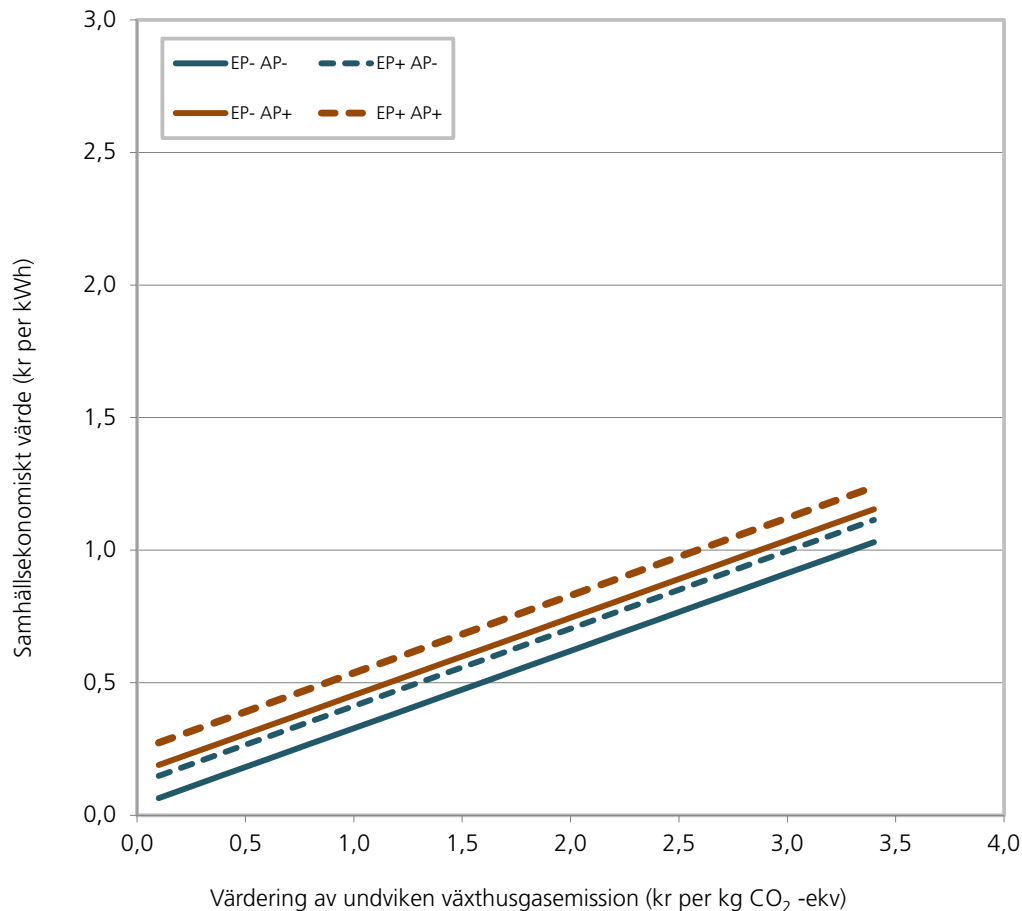


Figur 6.1: Totalt samhällsekonomiskt värde inklusive slutanvändning för gödselbaserad biogas beroende av värderingen av undviken växthusgasemission. Biogasen ersätter diesel i tunga fordon med slutanvändningseffektiviteten 1:1.



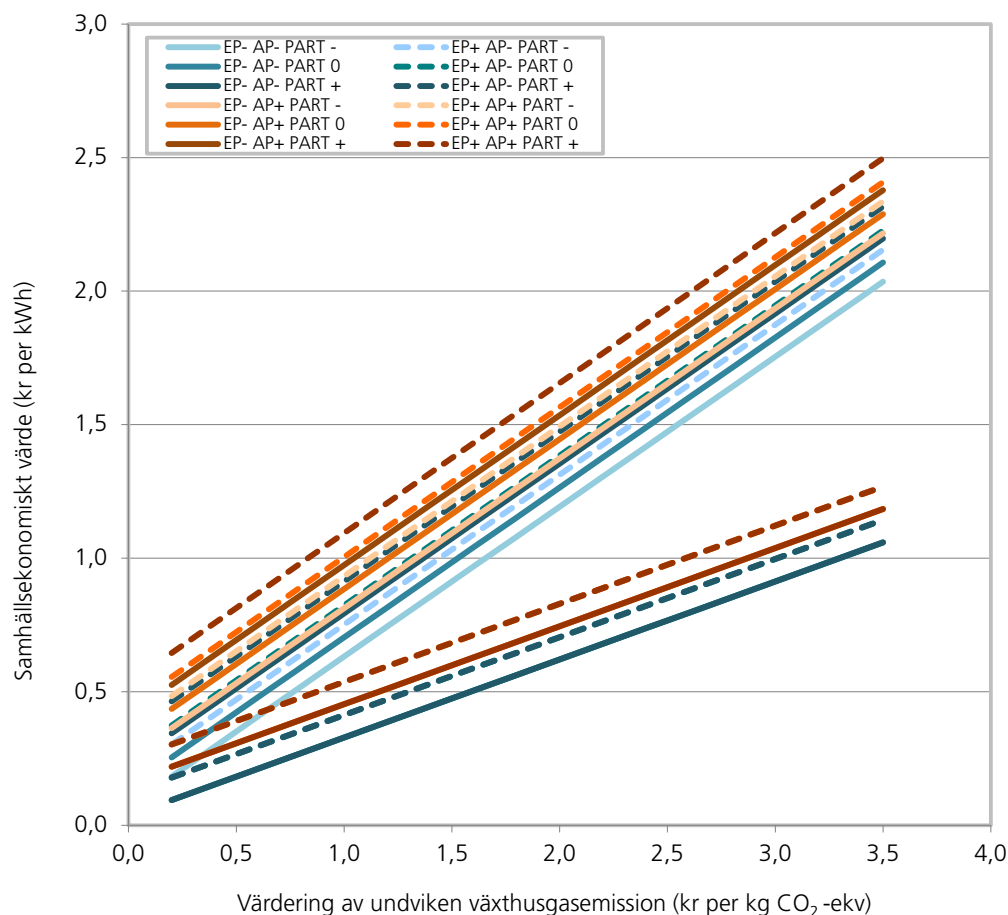
Figur 6.2: Totalt samhällsekonomiskt värde inklusive slutanvändning för gödselbaserad biogas beroende av värderingen av undviken växthusgasemission. Biogasen ersätter bensin i personbil.

I Figur 6.3 visas det samhällsekonomiska värdet av att producera biogas från gödsel exklusive slutanvändningen, det vill säga då endast framställning inkluderas i beräkningarna av det samhällsekonomiska värdet. Dock ingår miljöpåverkan från både uppgradering, komprimering och transport av färdig fordonsgas. Denna ansats påminner om den som Höjgård och Wilhelmsson (2012) använder i sin rapport. Detta resultat visar att även om slutanvändningen av fordonsgasen inte inkluderas är alla studerade fall ändå samhällsekonomiskt lönsamma.



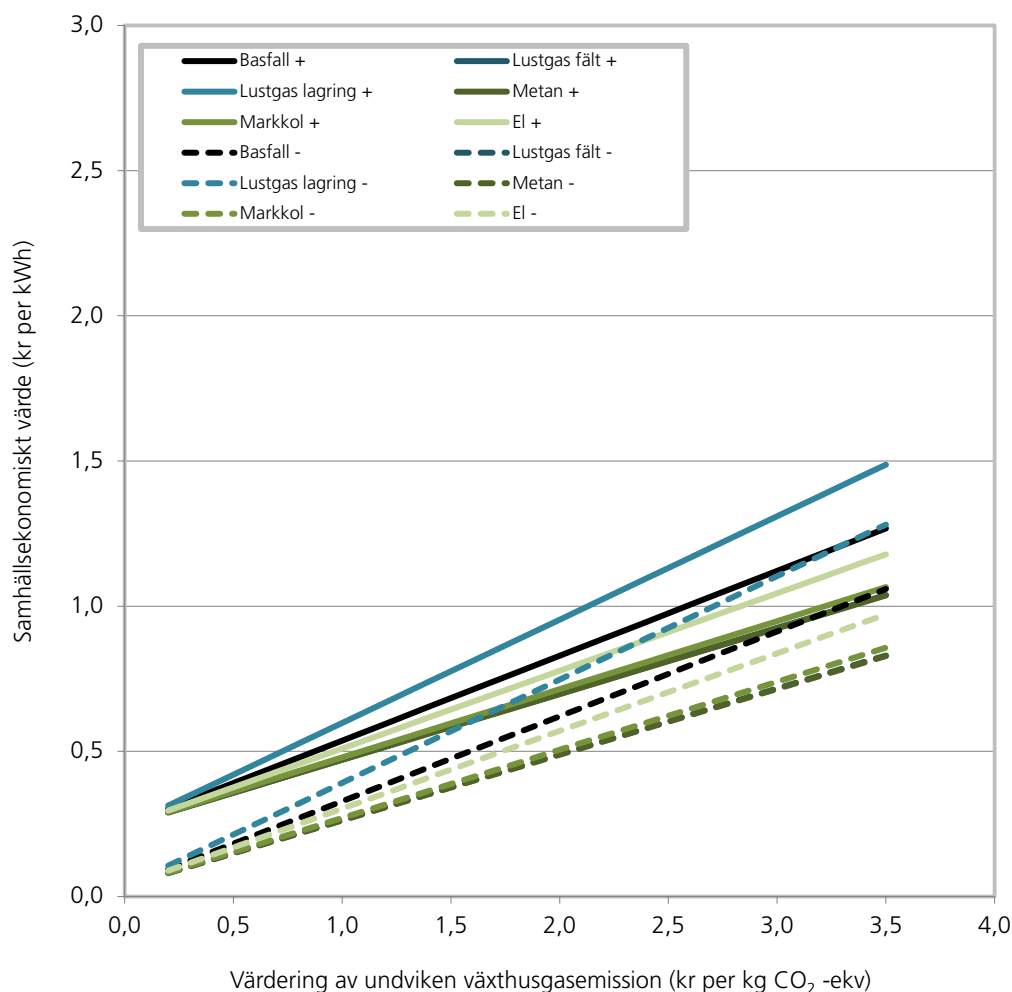
Figur 6.3: Samhällsekonomiskt värde av enbart produktion av biogas (inklusive uppgraderad och komprimerad fordonsgas vid tankstation).

I Figur 6.4 har slutligen Figur 6.1 och 6.3 kombinerats. Här visas alltså det samhällsekonomiska värdet av att producera biogas från gödsel, både med och utan slutanvändningen av biogasen när denna ersätter diesel med 5 % inblandning av RME. Här visar skillnaden mellan de sammanhörande undre och de övre linjerna det samhällsekonomiska värdet av själva användningen av biogas för att ersätta diesel med 5 % inblandning av RME.



Figur 6.4: Resultatet från Figur 6.1 och 6.3 kombinerat. Det nedre klustret av linjer visar intervallet för samhällsekonomiskt värde av enbart produktion, det övre inkluderar även slutanvändning. Skillnaden mellan linjerna visar det samhällsekonomiska värdet av slutanvändning då biogas ersätter diesel med 5 % RME-inblandning i tunga fordon (1:1).

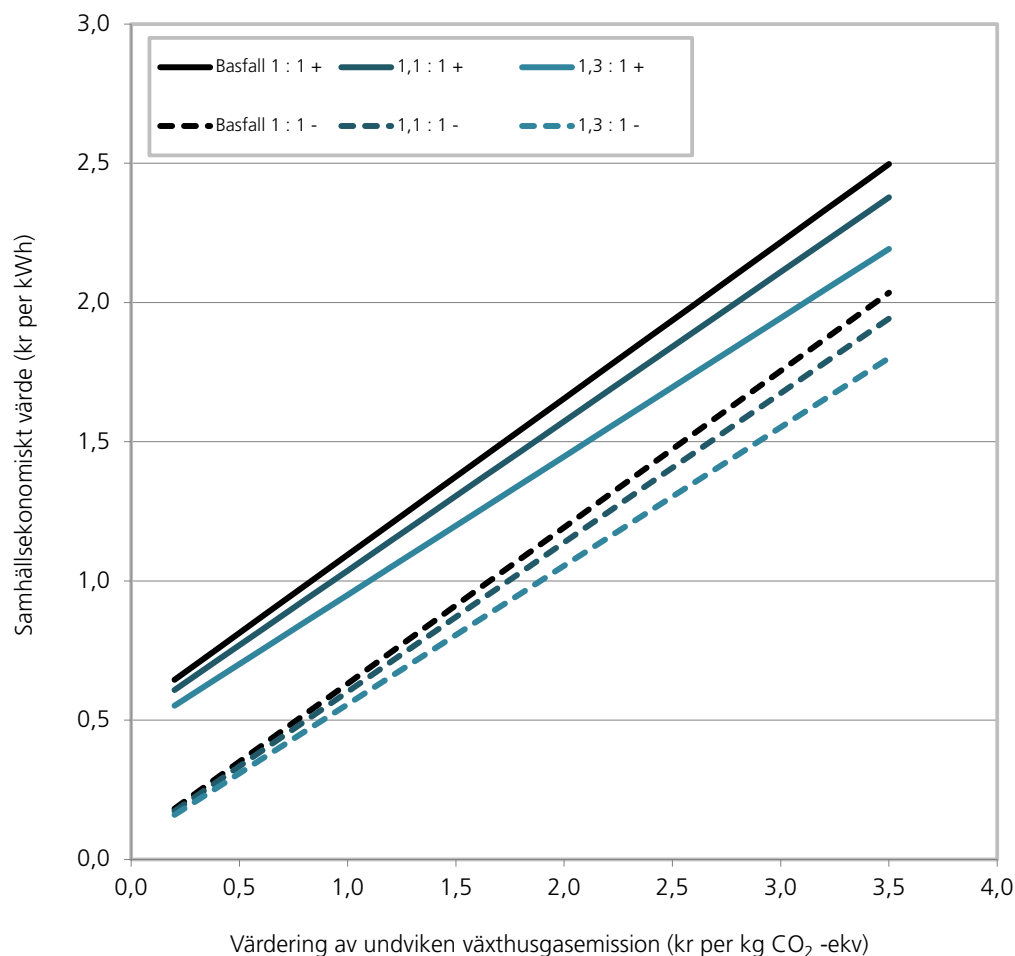
I Figur 6.5 visas hur de känslighetsanalyser som genomförts i miljödelen i studien (kap 4.6.1–4.6.4) påverkar det samhällsekonomiska värdet i produktionsledet. Här kan ses att förändrade emissioner av metan och lustgas, alternativa beräkningar av markolsinbindning samt alternativ processenergi leder till förändrad klimatnytta vid produktion av biogas från gödsel. Vid t ex ett värde på undviken växthusgasemission på 1 kr/kg CO₂ och när alla övriga värderingar är satta till högsta värdet (+) ökar det samhällsekonomiska värdet som mest med 11 % (minskade lustgasemissioner vid lagring av rötrest jämfört med basfallet) respektive minskar som mest med 12 % (ändrade lustgasemissioner i fält samt metanemissioner vid lagring jämfört med basfallet). Vid den lägsta värderingen av övriga bakomliggande miljöpåverkanskategorier är den procentuella förändringen av det samhällsekonomiska värdet istället som mest en ökning på 19 % respektive en minskning på 20 %. Samtliga scenarier ger dock fortfarande positiva samhällsekonomiska värden av produktion av biogas från gödsel.



Figur 6.5: Miljöanalysens basfall samt känslighetsanalys av emissioner av biogen lustgas från rötrestlager (Lustgas lagring), biogen lustgas från spridning i fält (Lustgas fält), metan från gödsel/rötrestlager (Metan), markkolsförändring (Markkol) samt el i biogasscenariot (El) omräknat till samhällsekonomiskt värde med övriga ingående värderingar satta till lägsta (-) eller högsta (+) värdet. Jämför Figur 6.3 där alla varianter visas för basfallet. (Linjen för "Lustgas fält" är identisk med och ligger dold bakom "Metan").

I Figur 6.6 visas det samhällsekonomiska värdet då biogas ersätter diesel med 5 % inblandning av RME vid olika slutanvändningseffektivitet (kap 4.6.5). I basfallet antas att biogaser ersätter diesel i förhållandet 1:1 men här visas även det samhällsekonomiska värdet om biogas ersätter diesel i förhållandet 1,1:1 och 1,3:1 vilket innebär att det krävs 10 % respektive 30 % mer energi i form av biogas för att ersätta en viss mängd diesel. Det samhällsekonomiska värdet visas med den lägsta (-) respektive högsta (+) värderingen av de olika emissionerna.

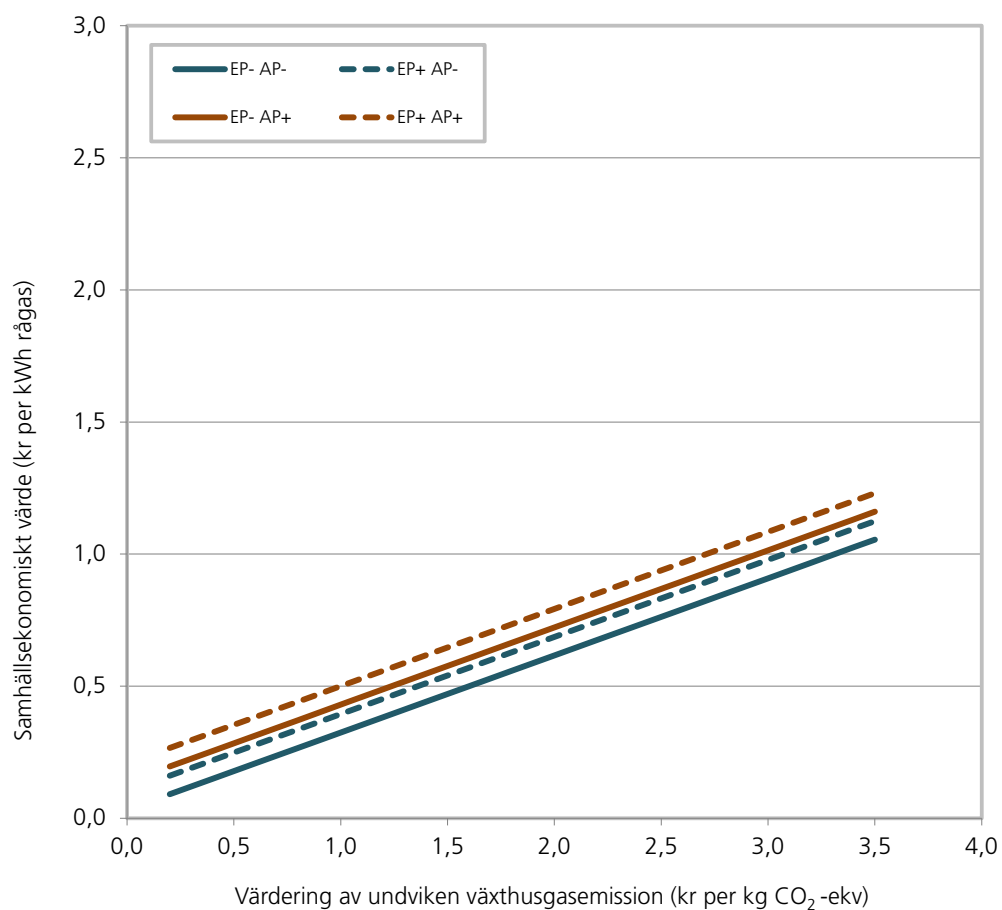
Vid ett värde på undviken växthusgasemission på 1 kr/kg CO₂ och när alla övriga värderingar är satta till högsta värdet (+) minskar det samhällsekonomiska värdet därmed med 5 – 13 % jämfört med basfallet. Vid den lägsta värderingen av övriga bakomliggande miljöpåverkanskategorier minskar det samhällsekonomiska värdet istället med 5 – 12 %.



Figur 6.6: Det samhällsekonomiska värdet av gödselbaserad biogas då den producerade fordonsgasen ersätter diesel med olika slutanvändningseffektivitet.

I Figur 6.7 visas slutligen det samhällsekonomiska värdet om produktionen av biogas istället sker i gårdsskala med kraftvärmeproduktion på gården enligt vad som presenterats i kapitel 4.7. Notera att resultatet presenteras per kWh rågas och att det därmed inte är helt jämförbart med övriga figurer som gäller per kWh uppgraderad fordonsgas för en storskalig anläggning. Även här har det antagits att alla utsläpp av partiklar sker på landsbygd och det lägre värdet för partikelemissioner på 400 kr/kg också används för slutanvändningen av gasen på gården. Diagrammet innehåller därför inte fall med olika värdering av partiklar i slutanvändning som i övriga figurer utan bara AP +/- och EP +/-.

Det samhällsekonomiska värdet kan också uttryckas per kWh elektricitet genom att använda den elektriska verkningsgraden som här satts till 30 %. Vid ett värde på undvikna emissioner av växthusgaser på 1 kr/kg uppgår det samhällsekonomiska värdet då till 1,1 – 1,7 kr/kWh elektricitet från biogas. Observera att här exkluderas nyttan av att använda spillvärme från produktionen av kraftvärme utöver till att värma biogasanläggningen.



Figur 6.7 Det samhällsekonomiskt värde av gödselbaserad biogasproduktion i gårdsskala med kraftvärmeproduktion. Notera att resultatet presenteras per kWh rågas och att det därmed inte är helt jämförbart med storskalig anläggning och fordonsgasproduktion och övriga figurer.

Kapitel 7 - Diskussion och slutsatser

I denna studie analyseras miljöeffekterna och det samhällsekonomiska värdet av att producera biogas från gödsel. Beräkningarna baseras på en större samrötningsanläggning som rötar gödsel från flera olika gårdar och där biogasen uppgraderas till fordonsgas. Utöver den insatsenergi och de emissioner som kan kopplas till biogasproduktionen som sådan inkluderas även den hantering av gödsel som sker på svenska gårdar idag och som förändras om gödseln används för att producera biogas. Därutöver beaktas effekterna av att rötresten kan ersätta en del mineralgödsel och att biogasen kan användas för att ersätta bensin och diesel.

Den svenska biogaspotentialen från gödsel beräknas uppgå till cirka 3 TWh varav 70 % återfinns i södra Sverige. Av den totala potentialen kommer cirka 85 % från nöt- och svingödsel. Beräkningarna baseras på en blandning av dessa gödselslag där andelen flyt-, fast- och djupströgödsel baseras på ett genomsnitt för den svenska gödselhanteringen.

7.1 Miljösystemanalys

7.1.1 Utsläpp av växthusgaser

Produktion av biogas från gödsel ger, oavsett hur biogasen används, minskade emissioner av växthusgaser jämfört med den gödselhantering som normalt sker på svenska gårdar. I huvudsak kan utsläppsminskningarna kopplas till lägre emissioner av lustgas vid spridning av rötad gödsel och lägre emissioner av metan vid lagring av rötad gödsel jämfört med orötad gödsel. Den högre andelen växttillgängligt kväve i rötad gödsel jämfört med i orötad leder till en minskad användning av mineralgödsel och detta har också relativt stor betydelse. Däremot har det drivmedel och den processenergi som används för att producera biogas begränsad betydelse.

Sammantaget beräknas produktionen av biogas minska växthusgasemissionerna med drygt 290 g CO₂-ekv./kWh uppgraderad biogas. Om biogasen används som drivmedel och ersätter bensin och diesel minskar emissionerna med ytterligare cirka 270 g CO₂-ekv./kWh. Precis som beräknats i Börjesson (2007) kan biogas från gödsel därmed sägas leda till en dubbel klimatnytta när den används för att ersätta bensin och diesel.

Analyser av det slag som genomförts här inkluderar olika antaganden med varierande betydelse för slutresultatet. I känslighetsanalyser provas antaganden som bedöms ha stor betydelse för resultatet samt antaganden med relativt stor osäkerhet.

I flera studier poängteras till exempel nödvändigheten i att minimera metanläckaget från biogassystemet för att inte riskera miljönyttan med att producera biogas (Börjesson et al., 2013; Energimyndigheten, 2010). I föreliggande studie har det totala metanläckaget från biogassystemet satts till motsvarande 3 % av den totala biogasproduktionen. Detta stämmer väl överens med läckagenivåerna i den kartläggning av svenska biogassystem som genomförts av Göthe (2013). I basfallet antas bland annat ett metanläckage på 1 % från rötrestlagret. Det finns dock studier som kommit fram till att läckaget kan vara mer än tre gånger så högt vilket också provats i en känslighetsanalys. Det totala metanläckaget uppgår då till 5,6 % vilket minskar klimatnyttan från produktionen av biogas med drygt 20 % (från 292 till 227 g CO₂-ekv./kWh). Läckaget av metan skulle

dock kunna uppgå till över 50 % innan biogassystemet inklusive slutanvändning inte längre medför någon klimatnytta jämfört med att använda bensin och diesel.

Andra faktorer som provats i känslighetsanalyser är bland annat emissioner av lustgas från lagring och spridning av gödsel och rötrest samt förändringar i markkolsuppbbyggnaden då rötad gödsel sprids istället för örötad.

I föreliggande analys har lustgasemissionerna från spridningen av gödsel baserats på de generella emissionsfaktorer som används av Naturvårdsverket i den svenska klimatrappporteringen. För rötresten saknas sådana emissionsfaktorer och istället används data från IPCC. Senare svenska studier visar dock att betydligt lägre emissioner av lustgas från såväl gödsel som rötrest kan förekomma. Dessa data används i känslighetsanalysen vilket minskar klimatnyttan i produktionen av biogas med drygt 20 % (från 292 till 227 g CO₂-ekv./kWh). Samtidigt antas att den relativt sett höga andelen torrsbstans i rötresten medför att det bildas ett svämtäcke på rötrestlagret och att det därmed också sker direkta emissioner av lustgas. Idag håller rötresten från större samrötningsanläggningar normalt en lägre andel torrsbstans och det bildas inget svämtäcke. Därmed uppstår inte heller några emissioner av lustgas. Detta skulle också kunna bli fallet om gödsel samrötas med andra typer av råmaterial. Därmed minskar emissionerna av lustgas och klimatnyttan med att producera biogas ökar med cirka 20 % (från 292 till 356 g CO₂-ekv./kWh).

En annan faktor som också beaktas i miljösystemanalysen är hur produktionen av biogas från gödsel påverkar uppbbyggnaden av markkol. Baserat på den litteraturstudie som genomförts här bedöms inbindningen i basfallet vara oförändrad. Underlaget är dock relativt osäkert eftersom långliggande odlingsförsök saknas för rötrest från gödselrötning. I känslighetsanalysen utvärderas därför som ett worst case hur resultatet påverkas om markkolsuppbbyggnaden beräknas på samma sätt som för örötad gödsel. Bidraget till ett långsiktigt stabilt markkol från gödsel skulle då på grund av biogasproduktionen minska med en tredjedel. Med ett sådant antagande minskar också klimatnyttan från produktionen av biogas med närmare 20 % (från 292 till 235 g CO₂-ekv./kWh).

I känslighetsanalysen testas även tillförsel av naturgasbaserad elektricitet samt förändrad bränsleeffektivitet när biogas ersätter diesel. Dessa faktorer har dock mindre betydelse för resultatet än de ovan beskrivna.

Sammantaget kan det konstateras att emissionerna av metan från biogassystemet har betydelse för den totala klimatnyttan. Andra faktorer så som lustgasemissioner från lagring och spridning av rötad och örötad gödsel samt effekter på uppbbyggnaden av markkol kan dock ha minst lika stor betydelse för resultatet. Ytterligare studier bör därför genomföras för att öka kunskaperna om dessa effekter och visa hur biogassystem bör utformas för att uppnå högsta möjliga klimatnytta.

Slutligen har en alternativ systemutformning också provats i känslighetsanalyser där biogasen används för att producera elektricitet i gårdsskala istället för att fordonsgas produceras i en större samrötningsanläggning. Ur klimatsynpunkt innebär detta att emissionerna från produktion och användning av biogas uppgår till -292 g CO₂-ekv./kWh biogas vilket motsvarar emissionsminskningen från enbart produktionen av biogas i den större samrötningsanläggningen. Produktion av kraftvärme i gårdsskala skulle därmed kunna vara en lösning för att minska emissionerna från konventionell gödselhantering. Däremot uppnås inte den dubbla klimatnytta som blir resultatet när biogas används för att ersätta fossila bränslen. I de fall det är möjligt bör därför produktion av fordonsgas prioriteras.

7.1.2 Övriga emissioner

När det gäller försurning och övergödning påverkas dessa miljöpåverkanskategorier framförallt av emissionerna av ammoniak från lagring och spridning av gödsel och rötrest. Vid en jämförelse mellan flytgödsel och rötrest ger rötresten något högre emissioner beroende på den högre andelen ammoniumkväve. Samtidigt medför biogassystemet att hanteringen av fastgödsel minskar avsevärt vilket leder till betydligt lägre emissioner av ammoniak. Sammantaget resulterar en gödselbaserad

produktion av biogas i att gödselhanteringens effekter på övergödning och försurning minskar även om slutanvändningen inte inkluderas.

Partiklar är däremot den enda miljöeffekt som inte påverkas positivt om endast produktionen av biogas inkluderas. Anledningen är att gödsel transporteras från respektive gård till en större samrötningsanläggning. Detta antagande innebär att dieselanvändningen ökar jämfört med referensscenariot där gödseln lagras på gården innan den transporteras till fältet för spridning. Denna ökade användning av diesel tillsammans med den processenergi som används på biogasanläggningen medför att emissionerna av partiklar ökar något i biogasscenariot jämfört med referensfallet. Ökningen blir dock begränsad eftersom produktionen av mineralgödsel också minskar vilket reducerar emissionerna av partiklar från dessa produktionsanläggningar. När slutanvändningen beaktas minskar dock även emissionerna av partiklar betydligt, i synnerhet om biogasen används för att ersätta diesel.

7.2 Samhällsekonomisk analys

Den samhällsekonomiska analysen visar att det finns en klar samhällsekonomisk nytta av att producera biogas från gödsel. Detta trots konservativa antaganden vid beräkning av biogassystemets miljöpåverkan. Det framräknade samhällsekonomiska värdet är positivt även då resultatet från de känslighetsanalyser som genomförts i miljödelen av projektet testats och då låga värderingar används för undvikna emissioner. Det samhällsekonomiska värdet är också positivt oberoende av om slutanvändningen av fordonsgasen inkluderas eller inte. Störst samhällsekonomiskt värde fås då den producerade biogasen ersätter diesel i tunga fordon. Till skillnad från vad som anges i Höjgård och Wilhelmsson (2012) visar vår analys därmed att produktion av biogas från gödsel ger en otvetydigt positiv miljöeffekt och en positiv samhällsnytta.

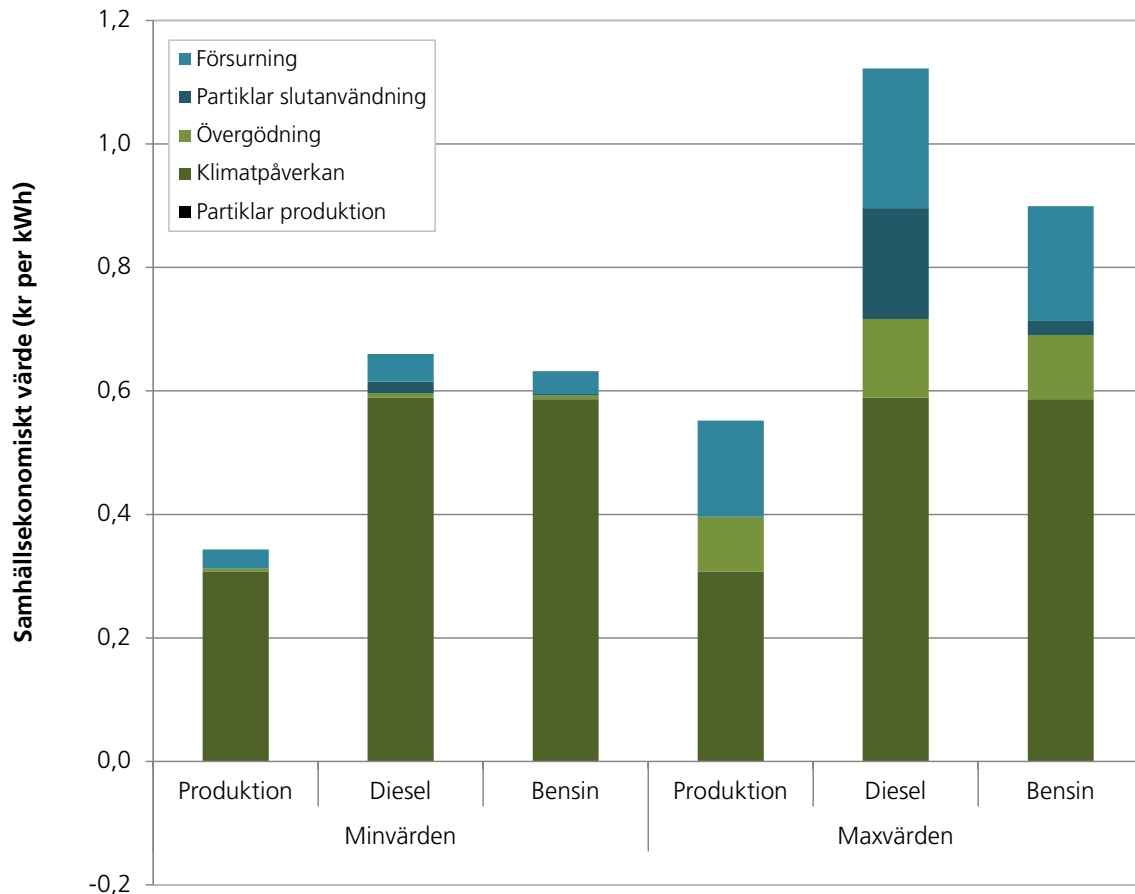
Det samhällsekonomiska värdet av att reducera olika typer av emissioner kan variera betydligt beroende på de antaganden och den metod som används vid beräkningarna men även beroende på var emissionerna sker. Detta speglas också i den litteraturstudie som genomförts i föreliggande studie där relativt stora intervall kunde identifieras. För att spegla denna osäkerhet har den samhällsekonomiska analysen lagts upp i intervall där max- och minvärden beräknats.

I Figur 7.1 visas det sammanlagda samhällsekonomiska värdet av produktion och användning av biogas från gödsel där undviken emission av växthusgaser har värderats till 1,05 kr/kg vilket motsvarar den svenska koldioxidskatten. Det samhällsekonomiska värdet av att producera biogas från gödsel och använda biogasen som fordonsbränsle uppgår därmed till 0,6 – 1,1 kr/kWh. Om övriga emissioner värderas till minvärdet, bidrar reduktionen av växthusgaser till cirka 90 % av det totala samhällsekonomiska värdet och skillnaden mellan att ersätta bensin och diesel är marginell. Används istället maxvärdet för övriga emissioner svarar reduktionen av växthusgaser för 53 – 65 % av det totala samhällsekonomiska värdet och nyttan av att ersätta diesel ökar betydligt. Beaktas enbart produktionen av biogas uppgår det samhällsekonomiska värdet av en sådan produktion till 0,34 – 0,55 kr/kWh. Detta kan till exempel jämföras med det metanreduceringsstöd på 0,20 kr/kWh som föreslagits av Energimyndigheten (2010).

Utöver det här presenterade samhällsekonomiska värdet av att producera biogas från gödsel tillkommer också positiva sysselsättningseffekter som i olika studier beräknas uppgå till 1,1 – 3,9 helårssysselsättningar per GWh biogas.

En systemanalys av det slag som genomförts här spänner över flera olika områden och inkluderar inte bara produktion och användning av biogas utan också miljöpåverkan och emissioner från lantbrukssektorn, från produktion av mineralgödsel och från produktion och användning av alternativa drivmedel. Baserat på det omfattande dataunderlag som finns tillgängligt idag kan det konstateras att produktion av biogas från gödsel är ett effektivt sätt att minska negativ miljöpåverkan från konventionell gödselhantering och från dagens användning av fossila drivmedel.

Den mängd gödsel från nöt och svin som utvärderats i systemanalysen skulle kunna bidra med en biogasproduktion på 2 600 GWh/år för användning som drivmedel där den företräddelsevis borde ersätta diesel. Den entydigt positiva sammanlagda samhällsekonomiska nyttan av en sådan produktion och användning uppgår till 1,6 - 2,9 miljarder kr per år om undvikna växthusgasemissioner värderas motsvarande dagens koldioxidskatt. Utifrån detta kan en ersättning för att producera biogas från gödsel motiveras ur ett miljömässigt och samhällsekonomiskt perspektiv.



Figur 7.1: Fördelning av det samhällsekonomiska värdet fördelat på de olika miljöeffektkategorierna för valda min- och maxvärden (klimatpåverkan värderas utifrån nuvarande nivå på den svenska koldioxidskatten).

Referenser

- Ahrne, M. (2010) Regionbussar i Sörmland – är biogas ett alternativ? Delstudie i projektet ”Kollektivtrafiken i Södermanland, en viktig aktör för en långsiktig biogasmarknad.” Biogas Öst.
- Amon B., Amon T., Boxberger, J., Alt, C. (2001) Emissions of NH_3 , N_2O and CH_4 from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall. *Nutrient Cycling in Agrosystems* 60: 103-113.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltstern, S. (2006a). Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112, 153-162.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Moitzi, G., Amon, T. (2006b). Greenhouse gas and ammonia emission abatement by slurry treatment. *International Congress Series* 1293, 295-298.
- Andrén O., Kätterer T. (1997) ICBM: The introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. *Ecological Applications* 7(4): 1226-1236.
- Andrén O., Kätterer T., Karlsson, T. (2004) ICBM regional model for estimations of dynamics of agricultural soil carbon pools. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70: 231-239.
- Andrén O., Kätterer T., Karlsson, T. Eriksson, J. (2008) Soil C balances in Swedish agricultural soils 1990–2004, with preliminary projections. *Nutr Cycl Agroecosyst* 81: 129-144.
- Avfall Sverige (2007) Frivilligt åtagande – inventering av utsläpp från biogas- och uppgraderingsanläggningar, reviderad 2011, Rapport 2007:02, Avfall Sverige.
- Avfall Sverige (2012) Sammanställning av mätningar inom frivilligt åtagande 2007 -2012, Rapport 2012:07, Avfall Sverige.
- Baky, A., Sundberg, M. och Brown, N. (2010) Kartläggning av jordbrukets energianvändning – Ett projekt utfört på uppdrag av Jordbruksverket, Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Bauer, F., Hultenberg, C., Persson, T. och Tamm, D. (2013) Biogas uppgradering – Review of commercial technologies, Rapport 2013:270, Svenskt Gastekniskt Center, Malmö.
- Benjaminsson, J. och Nilsson, R. (2009) Distributionsformer för biogas och naturgas i Sverige, Grontmij.
- Berglund, M. och Börjesson, P. (2003) Energianalys av biogassystem. Rapport 44, Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola.
- Berglund M., Börjesson P. (2006) Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass and Bioenergy*, 30:25466.
- Bioenergiportalen (2013) Grön el från gödsel på Odensviholm. Publicerad 2009-11-19, hämtad 2013-02-25, www.bioenergiportalen.se.
- Björnsson, L. och Lantz, M. (2011) Gödselbaserad biogasproduktion i Färs, Frosta och Albo Härad – Förstudie, Envirum, Lund.
- Brown J., Nizami A-S., Thamsiriroj T., Murphy J. (2011) Assessing the cost of biofuel production with increasing penetration of the transport fuel market: A case study of gaseous biomethane in Ireland. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15:4537-47.
- Brännlund R., Nilsson I., Söderholm P. (2010) Samhällsekonomiska värden av olika miljöeffekter vid ökat utnyttjande av biogas. Underlagsrapport till utredningen Förslag till sektorsövergripande biogasstrategi, Rapport ER 2010:14. Energimyndigheten.
- Börjesson P. (2007) Bioenergi från jordbruket – en växande resurs. Bilagedel. Statens offentliga utredningar, SOU 2007:36, Stockholm.
- Börjesson, P., Tufvesson, L. och Lantz, M. (2010) Livscykelanalys av svenska biodrivmedel. Rapport nr 70. Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola, Lund.

- Börjesson P., Lundgren J., Ahlgren S., Nyström I. (2013) Dagens och framtidens hållbara biodrivmedel. Underlagsrapport från f3 till utredningen om fossilfri fordonstrafik. Rapport f3 2013:13. The Swedish knowledge centre for renewable transportation fuels.
- Carlsson, M. och Uldal, M. (2009) Substrathandbok för biogasproduktion, Rapport 200. Svenskt Gastekniskt Center, Malmö.
- Clemens J., Trimborn M., Weiland P., Amon B. (2006) Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112, 171-177.
- Dahlgren S., Liljeblad A., Cerruto J., Nohlgren I., Starberg K. (2013) Realiserbar biogaspotential i Sverige år 2030 genom rötning och förgasning. WSP.
- Edström, M., Pettersson, O., Nilsson, L. och Hörndahl, T. (2005) Jordbrukssektorns energianvändning. Lantbruk och Industri, rapport 342. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Edström, M., Jansson, L-E., Lantz, M. Johansson, L-G., Nordberg, U. och Nordberg, Å. (2008) Gårdsbaserad biogasproduktion – System, ekonomi och klimatpåverkan. Kretslopp och avfall, Rapport 42, Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Energimyndigheten (2010) Förslag till en sektorsövergripande biogasstrategi – slutrapport. ER 2010:23, Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2012a) Produktion och användning av biogas 2011. ES 2012:08, Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2012b) Hållbara biodrivmedel och flytande biobränslen under 2011. ET 2012:12, Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Energimyndigheten (2013) Transportsektorns energianvändning 2012. Rapport ES 2013:02, Energimyndigheten, Eskilstuna.
- FNR (2006) Handreichung Biogasgewinnung und nutzung. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft and Verbraucherschutz, Gülzow-Prüzen, Tyskland.
- FNR (2010) Biogas- Messprogramm II, 61 Biogasanlagen im Vergleich. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft and Verbraucherschutz, Gülzow-Prüzen, Tyskland.
- Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J. och Palm, D. (2011) Miljöfaktaboken 2011 – Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter. Värmeforsk.
- Göthe L. (2013) Utsläpp av metan i den svenska fordonsgaskedjan – En sammanställning av nuläget. Ecoplan.
- Hanander, M. och Rosqvist, H. (2011) Skånetrafikens biogaskoncept – Marknadsanalys, vägval och strategiska rekommendationer. Rapport 2011:95. Trivector.
- Huang, G.F., Wu, Q. T., Wong, J.W. C., Nagar, B. B. (2006) Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. *Bioresource Technology*, 97: 1834-1842.
- Höjgård S., Wilhelmsson F. (2012) Biogas production from manure, AgriFood Economics Centre working paper 2012:1.
- IPCC [The Intergovernmental Panel on Climate Change] (2006) IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Institute for Global Environmental Strategies, Japan.
- ISO (2006) ISO 14044, Environmental management – Life cycle Assessment – Requirements and guidelines.
- Jobson, E. (2013) Miljöchef Volvo Bussar. Personlig kommunikation sommaren 2013.
- JRC (2011) Well-to-wheels Analysis of Future Automotive Fuels and Power trains in the European Context. Report Version 3c. European Commission Joint Research Centre, Institute for Energy, Luxembourg.
- Johnsson H., Larsson M., Lindsjö A., Mårtensson K., Persson K., Torstensson G. (2008) Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Rapport 5823, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Jordbruksverket (2008) Utformning av stöd till biogas inom landsbygdsprogrammet. rapport 2008:8, Jordbruksverket.

- Jordbruksverket (2009) Växthusgaser från jordbruket – en översikt av utsläppsmekanismer och möjliga åtgärdsområden inför arbete med ett handlingsprogram. Promemoria april 2009. Bioenergiheten. Jordbruksverket.
- Jordbruksverket (2011) Rötning av animaliska biprodukter. 2011-09-21, Enheten för foder och hälsa, Jordbruksverket.
- Jury C., Benetto E., Koster D., Schmitt B., J W (2010) Life cycle assessment of biogas production by monofermentation of energy crops and injection into the natural gas grid. *Biomass and Bioenergy* 34:54-66.
- Karlsson S., Rodhe L. (2002) Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Kasimir Klemedtsson Å. (2001) Metodik för skattning av jordbrukets emissioner av lustgas: underlag för Sveriges nationalrapport till Klimatkonventionen. Rapport 5170. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Kätterer T., Bolinder M. A., Andrén, O., Kirchmann, H., Menichetti, L. (2011) Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141: 184-192.
- Lantmännen (2013). Personal communication, Sofie Villman, Life cycle assessment specialist of food and feed products, Lantmännen, Stockholm.
- Lantz M., Ekman A., Börjesson P. (2009) Systemoptimerad produktion av fordonsgas. Rapport 69. Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola, Lund.
- Lantz, M. (2010) Gårdsbaserad och gårdsnära produktion av kraftvärme från biogas. Rapport 71. Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola, Lund.
- Lantz, M. och Börjeson, P. (2010) Kostnader och potential för biogas i Sverige. Underlagsrapport till utredningen Förslag till en sektorsövergripande biogasstareti, Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola, Lund.
- Lantz M. och Björnsson L. (2011) Biogas från gödsel och vall – analys av föreslagna styrmedel. Envirem, Lund.
- Lantz, M. (2012) Sävsjö Biogas – Systemanalys, Envirem, Lund.
- Lantz, M. (2013) Biogas in Sweden – Opportunities and challenges from a systems perspective. Doktorsavhandling. Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola, Lund.
- Lantz, M., Kreuger, E., och Björnsson, L. (2013) Impact of energy crop selection on process parameters and economy in the production of biogas as a vehicle fuel. (submitted) I Lantz, M. (2013) Biogas in Sweden – Opportunities and challenges from a systems perspective. Doktorsavhandling. Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola.
- Lantz, M. och Börjesson, P. (2013) Greenhouse gas and energy assessment of the biogas from co-digestion injected into the natural gas grid – A Swedish case-study including effects on soil properties (manuscrip). I Lantz, M. (2013) Biogas in Sweden – Opportunities and challenges from a systems perspective. Doktorsavhandling. Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola.
- Linné M., Ekstrandh A., Englesson R., Persson E., Björnsson L., Lantz M. (2008) Den Svenska biogaspotentialen från inhemska restprodukter. Rapport 2008:02. Avfall Sverige.
- Liebetrau J., Reinelt T., Clemens J., Hafermann C., Friehe J., Weiland P. (2013) Analysis of greenhouse gas emissions from 10 biogas plants within the agricultural sector. *Water Science and Technology* 67:6:1370-79.
- Mangino J., Bartram D., Brazy, A. (2002) Development of a methane conversion factor to estimate emissions from animal waste lagoons. US EPA 17th Annual Emission Inventory Conference. April 16-18, Atlanta GA, US.
- Murphy J., Braun R., Weiland P., Wellinger A. (2011) Biogas from Crop digestion. IEA Bioenergy Task 37, European Commission Joint Research Centre, Petten, The Netherlands.

- Möller K., Stinner W. (2009) Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *European Journal of Agronomy*, 30, 1-16.
- Naturvårdsverket (2009) Monetära schablonvärden för miljöförändringar. Rapport 6322. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2013) National inventory report Sweden 2013. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nielsen, M., Nielsen, O-K. och Thomsen, M. (2010) Emissions from decentralised CHP plants 2007 – Energined.dk, Environmental Project No. 07/1882, Project report 5 – Emission factors and emission inventory for decentralised CHP production. National Environmental Research Institute. Aarhus University.
- Norrman, J., Arnell, J., Belhaj, M. och Flodström, E. (2005) Biogas som drivmedel för bussar i kollektivtrafik. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- NSR (2013) En näringsrik lantbruksprodukt. <http://www.nsr.se/Default.aspx?ID=861>. Hämtad 2013-07-24.
- Greppa Näringen (2011) Stallgödselkalkyl version 2011-03-31. <http://www.greppa.nu/stallgodsels/varderadinstallgodsels.4.1c0ae76117773233f780001828.html>
- Petersson, A. och Wellinger, A. (2009) Biogas upgrading technologies – developments and innovations. Task 37 Energy from biogas and landfill gas. IEA Bioenergy.
- Pöschl, M., Ward, S. och Owende, P. (2010) Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways. *Applied Energy*, 87, 3305-3321.
- Rodhe L., Abubaker J., Ascue J., Pell M., Nordberg Å. (2012a) Greenhouse gas emissions from pig slurry during storage and after field application in northern European conditions. *Biosystems Engineering*, 113, 379-394.
- Rodhe L., Ascue Contreras J., Tersmeden M., Ringmar A., Nordberg Å. (2008) Växthusgasemissioner från lager med nötflytgödsel. Rapport R 370. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rodhe L., Ascue J., Nordberg Å. (2009) Emission of greenhouse gases (methane and nitrous oxide) from cattle slurry storage in Northern Europe. IPO conference series: Earth and Environmental Science, 8, 012019.
- Rodhe L., Ascue J., Tersmeden M., Willén A., Nordberg Å. (2013) Växthusgaser från rötad och orötad nötflytgödsel i lager och utspridd på mark. Rapport SLF projektnr V0930019. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rodhe L., Baky A., Olsson J., Nordberg Å. (2012b) Växthusgaser från stallgödsel - litteraturgenomgång och modellberäkningar. Rapport Lantbruk & Industri nr 402. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- SCB (2011) Husdjur i juni 2010 – slutlig statistik. Statistiska meddelanden JO 20 SM 1101, Statistiska Centralbyrån.
- SCB (2013) Karta över NUTS-indelningen i Sverige (fr.o.m. 2008-01-01). http://www.scb.se/Grupp/Hitta_statistik/Internationell_statistik/_Dokument/NUTS_1_2_3_20080101.pdf. Hämtad 2013-07-24
- SGC (2012) Basdata om biogas. Svenskt Gastekniskt Center AB.
- SIKA (2002) Översyn av samhällsekonomiska metoder och kalkylvärden på transportområdet. SIKA-rapport 2002:4.
- SIKA (2009) Värden och metoder för transportsektorn samhällsekonomiska analyser – ASEK 4. SIKA-rapport 2009:3.
- Sommer S., Möller H., Petersen S. (2001) Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling. DFJ rapport Nr 31, Danmarks jordbrugsforskning, Tejle.
- Sommer S. G., Olesen J. E., Petersen S. O., Weisbjerg M. R., Valli L., Rodhe L., Béline F. (2009) Region-specific assessment of greenhouse gas mitigation with different manure management strategies in four agroecological zones. *Global Change Biology*, 15: 2825-2837.
- Sommer S. G., Petersen S. O., Möller, H. B. (2004) Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutr Cycl Agroecosyst* 69: 143-154.

- Sommer S. G., Petersen S. O., Sögaard H. T. (2000) Greenhouse gas emissions from stored livestock slurry. *Journal of Environmental quality* 29: 744-751.
- SOU (2007) Bioenergi från Jordbruket – en växande resurs. SOU 2007:36.
- Takaya N., Catalan-Sakairi M.A.B., Sakaguchi Y., Kato I., Zhou Z., Shoun H. (2003) Aerobic denitrifying bacteria that produce low levels of nitrous oxide. *Appl Environ Microbiol*, 69, 3152-3157.
- Trafikverket (2012a) Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn. ASEK 5, kapitel 12 Växthusgaser.
- Trafikverket (2012b) Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn. ASEK 5, kapitel 11, Luftföroreningar; kostnader och emissionsfaktorer.
- Weier K.L., Doran J.W., Power J.F., Walters D.T. (1993) Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon and nitrate. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 66-72.
- WSP (2011) Biogas, tillväxt och sysselsättning – hur påverkar produktion och användning av biogas tillväxt och sysselsättning i Biogas Östs region? Författad åt Biogas Öst av Waluszewski D., Johansson J. och Torgnyson E.
- WSP (2012) Skånes färdplan för biogas: Biogas, tillväxt och sysselsättning – effekter av färdplanen på produktion och från användning. Författad av WSP på uppdrag av Region Skåne.
- Wulf S., Maeting M., Clemens J. (2002) Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide and methane emissions after spreading: I. ammonia volatilization. *J Environmental Quality*, 31, 1789-1794.

Bilaga A: Gödselinventering; mängder, egenskaper och biogaspotential

Gödselmängder och biogaspotential

I föreliggande studie baseras biogaspotentialen på den metodik och den statistik som beskrivs i Lantz och Björnsson (2011) vilket ger en total biogaspotential på cirka 3 TWh per år utan hänsyn till ekonomiska begränsningar. I Tabell A1 presenteras den där antagna gödselproduktionen för nöt och svin beroende på hur gödseln hanteras och hur mycket som antas hamna i stallet. Tabellen ska läsas som att gödseln hanteras som flytgödsel, fastgödsel eller djupströ. Mängderna ska alltså inte läggas samman. Antaganden om hur gödseln hanteras och metanutbyte framgår av Tabell A2. I Tabell A3 presenteras antagen gödselproduktionen för fjäderfä, häst och får samt metanutbyte. Då andelen torrsustans (TS) kan variera betydligt mellan olika gårdar (Linné et al., 2008) anges endast den antagna produktionen av TS. I Tabell A4 anges slutligen det totala antalet djur som beräkningarna baseras på.

Tabell A1: Antagen årlig gödselproduktion per djurslag (Lantz och Björnsson, 2011).

Djurslag	Flytgödsel		Fastgödsel		Djupströ		Stallgödsel (%)
	Våtvikt (t)	TS (%)	Våtvikt (t)	TS (%)	Våtvikt (t)	TS (%)	
Mjölkkor	26,5	9	10,8	20	15	25	80
Övriga kor	12,2	9	5,9	20	7	25	60
Kalvar < 1 år	6	9	2,7	20	3,4	25	65
Kvigor, stutar & tjurar > 1 år	10,3	9	4,4	20	6	25	60
Suggor	7,8	8	2,3	23	4,4	30	100
Slaktsvin (per plats)	2,6	6	0,5	23	–	30	100

Tabell A2: Fördelning mellan gödselslag och antaget metanutbyte¹ (Lantz och Björnsson, 2011).

Djurslag	Flytgödsel		Fastgödsel		Djupströ	
	Andel (%)	Metanutbyte (m ³ /t TS)	Andel (%)	Metanutbyte (m ³ /t TS)	Andel (%)	Metanutbyte (m ³ /t TS)
Mjölkkor	77	160	22	150	1	135
Övriga kor	33	160	36	150	31	135
Kalvar < 1 år	33	160	36	150	31	135
Kvigor, stutar & tjurar > 1 år	33	160	36	150	31	135
Suggor	61	200	30	180	9	135
Slaktsvin (per plats)	94	200	5	180	1	135

¹ Gasolymer anges som torr gas vid 101 kPa och 0 °C

Tabell A3: Antagen årlig produktion av gödsel och metanutbyte (Lantz och Björnsson, 2011).

Djurslag	Gödsel (t TS)	Stallgödsel (%)	Metanutbyte (m ³ /t TS)
Värphöns – 1 000 platser	11	100	150
Unghöns – 1 000 platser	3,3	100	150
Slaktkycklingar – 1 000 platser	5	100	150
Kalkoner – 1 000 platser	12	100	150
Häst	1,5	50	120
Tackor och baggar	0,25	50	120
Lamm	0,1	50	120

¹Gasvolymen anges som torr gas vid 101 kPa och 0 °C

Tabell A4: Antal djur som potentialberäkningarna baseras på (SCB, 2011).

Djurslag	Antal
Mjölkkor	348 100
Övriga kor	197 100
Kalvar < 1 år	478 900
Kvigor, stutar & tjurar > 1 år	512 600
Suggor	156 000
Slaktsvin	936 900
Värphöns	6 061 500
Unghöns	1 646 700
Slaktkycklingar	6 445 000
Kalkoner	129 600
Häst	117 000
Tackor och baggar	273 100
Lamm	291 800

Gödselns egenskaper

Som beskrivits i kapitel 2 baseras beräkningarna i föreliggande studie på gödsel från nötkreatur och svin. Vidare baseras emissionsberäkningarna i miljöanalysen, i de fall värdena skiljer sig för mjölkkor och andra nötkreatur/slaktsvin och andra svin, på gödsel från mjölkkor och slaktsvin eftersom dessa djur står för drygt 50 % respektive 70 % av den totala produktionen av nöt- respektive svingödsel.

Gödselns antagna sammansättning presenteras i Tabell A5. Värdena efter lagring är hämtade från Greppa Näringen (2011) och inkluderar lagringsförlusterna vid konventionell gödselhantering där flytgödsel antas vara lagrad under svämtäcke och fastgödsel och djupströ lagras på gödselplatta utan tak. Dessa förluster beskrivs närmare i Bilaga B och C och kvantifieras i kapitel 3. Förlusterna används också för att beräkna gödselns sammansättning före lagring. Detta är utgångsläget i både referensscenariot och biogasscenariot eftersom systemgränsen i båda fallen har satts då gödseln lämnar stallet. Värdena som anges före lagring i Tabell A5 avser gödselns sammansättning när den transporteras till biogasanläggningen. Dessa har beräknats utifrån de förluster som beskrivs i Bilaga B och C samt kapitel 3 med antagandet att flytgödsel lagras så kort tid på gården innan den transporteras till biogasanläggningen så att lagringsförlusterna är försumbara. För fastgödsel och djupströ antas däremot att gödseln kan bli liggande en kortare tid vid gården innan transport till biogasanläggning

sker, och därför antas att 10 % av lagringsläckaget vid konventionell gödselhantering kvarstår även i biogasscenariot. Därutöver antas också att en utspädning med 10 % regnvatten som antas ske vid lagring av flytgödsel i brunnar med svämtäcke kan undvikas då gödseln transporteras till biogasanläggningen.

I Tabell A6 sammanfattas slutligen de totala mängderna gödsel, organiskt material och kväve som beräkningarna i föreliggande studie baseras på.

Tabell A5: Egenskaper gödsel. vv: våtvikt.

	Nöt			Svin		
	Flytgödsel	Fastgödsel	Djupströ	Flytgödsel	Fastgödsel	Djupströ
<u>Efter lagring¹</u>						
TS (% av vv)	8	20	27	6	23	30
NH ₄ -N (g/kg vv)	1,8	1,4	0,5	2,4	2,3	0,4
N-tot (g/kg vv)	3,7	5,7	5,4	3,4	9,1	4,3
<u>Före lagring</u>						
TS (% av vv)	9	20	27	6	23	30
NH ₄ -N (g/kg vv)	1,9	2,9	2,9	2,6	4,6	2,3
N-tot (g/kg vv)	3,8	7,2	7,8	3,6	11,4	6,2

¹Baserat på Greppa Näringen (2011) Flytgödsel antas vara lagrat under svämtäcke och fastgödsel och djupströ lagras på platta utan tak.

Tabell A6: Totala årliga mängder gödsel i varje kategori samt innehåll av TS, VS, C och kväve som totalkväve (N-tot) och ammoniumkväve (NH₄-N).

	Nöt			Svin		
	Flyt	fast	djupströ	flyt	fast	djupströ
Mängd våtvikt (ton/år)	7 814 000	1 701 000	1 198 000	3 011 000	129 000	60 400
Mängd TS (ton/år)	721 000	340 000	327 000	194 000	29 100	18 100
Mängd VS ¹ (ton/år)	576 000	272 000	262 000	155 000	23 300	14 500
Mängd C ² (ton/år)	317 000	145 000	144 000	71 800	10 800	6 700
Mängd N-tot (ton/år)	33 200	11 900	9 090	11 900	1 440	365
Mängd NH ₄ -N (ton/år)	16 800	4 600	3 210	8 570	567	129

¹Andelen organiskt material av TS (angivet som volatile solids, VS) sätts för alla djur- och gödselslag till 80 % (Carlsson och Uldal, 2009).

² Mängden kol (C) har för flytgödsel från nöt angivits till 44 % (Rohde et al., 2013), och för svin till 37 % av TS (Huang et al., 2006). Dessa kolhalter används även för fast- och djupströgödsel för respektive djurslag.

Bilaga B: Kvävebaserade emissioner vid lagring och spridning av gödsel, rötrest och mineralgödsel

Flera av de undersökta miljöpåverkanskategorierna påverkas av mängden och formen av kväve som föreligger i de undersökta scenarierna. Både vid lagring och spridning sker emissioner av ammoniak och lustgas som beräknas utifrån mängd totalkväve (N-tot) eller ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$), där lustgasemissionen har stor effekt på växthusgasemissionen medan ammoniakemissionerna är det som dominerar när både försurnings- och övergödningspotential beräknas. Här sammanfattas den bakgrundsinformation som ligger till grund för föreliggande analys.

Ammoniakemissioner

Ammoniak finns i både gödsel och rötad gödsel, och förekommer både som ammoniak (NH_3) och i den protonerade formen ammonium (NH_4^+) beroende på främst vilket pH-värde som föreligger. Ammonium är den dominerande formen vid pH-värden kring 7-8, vilket är aktuellt här, och ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) används därför som övergripande beteckning när kväve i formen av ammonium eller ammoniak avses. Mellan 1-10 % kommer dock också kväve att föreligga som ammoniak, vilket är lättflyktigt. Andelen ökar med ökande pH, vilket gör att risken för ammoniakförluster ökar efter rötning, då pH normalt stiger. Andelen av totalkväve som föreligger som ammonium/ammoniak ökar också, vilket ytterligare ökar risken för förluster (Clemens et al., 2006; Wulf et al., 2002).

Ammoniakemissioner vid lagring

Ammoniakavgången vid lagring påverkas av gödselhanteringsmetod, och i denna studie används värden på ammoniakavgång från den svenska klimatrappporteringen (Naturvårdsverket, 2013). Dessa baseras i sin tur på en genomgång av Karlsson och Rodhe (Karlsson & Rodhe, 2002).

Flytgödsel antas här lagras under naturligt svämtäcke, och detsamma antas för rötad gödsel, som genom den samrötning med fastgödsel som här antas kommer att ha lika hög eller högre TS-halt än flytgödsel. För flytgödsel reducerar ett svämtäcke ammoniakavgången med cirka 50 % jämfört med för ett lager helt utan täckning (Karlsson & Rodhe, 2002). Ammoniakavgången för nötflytgödsel antas vara 3 % och från svinflytgödsel 4 % av mängden totalkväve (N-tot). Den högre emissionen, 4 %, antas även för rötad gödsel, som ligger högre än svinflytgödsel i halt ammoniumkväve (3,4 g/L mot 2,6 g/L), men har betydligt högre TS-halt (8,3 % mot 6,4 %). En experimentell studie på flytgödsel från nöt lagrad som obehandlad med svämtäcke och som rötad utan svämtäcke samt med ett täcke skapat genom tillförsel av halm visade på en minskad ammoniakavgång vintertid på 14 % (otäckt) respektive 32 % (halmtäcke) för rötad gödsel, medan lagring sommartid gav en ammoniakavgång som ökade med 102 % (otäckt) respektive 14 % (halmtäcke) (Clemens et al., 2006). För de fasta gödselslagen är ammoniakavgången mycket hög. Här presenteras ingen skillnad på djurslag, och avgången anges vara 20 % respektive 30 % för fastgödsel och djupströgödsel (Karlsson & Rodhe, 2002). Baserat på dessa

genomsnittsvärden och de mängder kväve som föreligger i de olika gödselkategorierna kommer en stor andel av ammoniakavgången vid konventionell gödselhantering, 79 %, ske från de fasta gödselfraktionerna. Vinsten av en övergång till lagring i flytande fas är därför stor.

Ammoniakemissioner vid spridning

Ammoniakförlusten vid spridning varierar väldigt mycket beroende på gödselslag, spridningstidpunkt, spridningsmetod mm. I den svenska klimatrappporteringen (Naturvårdsverket, 2013) återges en sammanställning från Karlsson och Rodhe (2002), som visar att den kan variera mellan 3 och 70 % av tillfört $\text{NH}_4\text{-N}$. Fastgödselspridning medför alltid en högre förlust än flytgödselspridning och nedbrukning minskar alltid förlusten. Ingen skillnad görs för gödsel från olika djurslag (Karlsson & Rodhe, 2002). I föreliggande studie antas att emissionerna vid spridning uppgår till 10 % av tillfört ammoniumkväve för flytgödsel och 20 % för fastgödsel. Variationen kan som sagt vara mycket stor. Rötad gödsel sprids endast i flytande form. Clemens et al. (2006) presenterar experimentella data där avgången av kväve i form av ammoniak ($\text{NH}_3\text{-N}$) efter spridning i fält för örötad flytgödsel från nöt var 12 % av tillförd $\text{NH}_4\text{-N}$, medan den för rötad gödsel var 13 %. En dansk studie av vårspridning i stråsäd av rötad och örötad flytgödsel visade en i absoluta tal högre ammoniakavgång för rötad gödsel (Möller & Stinner, 2009). Angivet som procentandel av $\text{NH}_4\text{-N}$ var avgången dock densamma. Här görs samma antagande; samma procentuella ammoniakemission tillämpas för rötad gödsel som för flytgödsel (10 % av $\text{NH}_4\text{-N}$), vilket gör att ammoniakavgången i absoluta tal ökar.

De antagna kväveförlusterna vid spridning i fält innebär att kväveavgången för rötad gödsel i absoluta tal blir 11 % högre än för referensscenariot med örötad gödsel. Amon et al. (2006b) visar i en studie med rötad och örötad flytgödsel från mjölkkor att avgången av ammoniak i spridning ökade med 18 %. Detta är i samma storleksordning som de antagna förändringarna för gödselblandningen i föreliggande studie.

I systemutvidgningen används data för emissioner för mineralgödsel efter spridning i fält. Ammoniakavgången vid spridning av mineralgödsel motsvarar 0,91 % av tillförd mängd N för den mix av olika mineralgödselmedel, baserat på försålda mängder 2011, som används i Sverige (Naturvårdsverket, 2013).

Biogena lustgasemissioner

Biogena lustgasemissioner sker på grund av mikrobiell aktivitet hos naturligt förekommande mikroorganismer. Produktionen av lustgas (N_2O) sker genom processerna nitrifikation och denitrifikation. Nitrifikation är en aerob (tillgång på syre krävs) process där i en tvåstegsprocess ammonium (NH_4^+) via nitrit (NO_2^-) oxideras till nitrat (NO_3^-). Aktiviteten hos nitrifierande mikroorganismer har visats vara starkt temperaturberoende, dvs. nitrifikation sker mycket långsamt i kalla miljöer. Denitrifikation är en anaerob reduktionsprocess som sker i frånvaro av syre (anoxisk miljö, inget syre är närvarande, men andra elektronacceptorer som nitrit och nitrat finns närvarande) där nitrat reduceras via nitrit till lustgas eller kvävgas (N_2). Lustgas är en mellanprodukt i denna nedbrytning och gynnas av att syre finns närvarande i låg koncentration (Takaya et al., 2003). Denna typ av syrebegränsade miljö kan skapas då markporerna är vattenfyllda (Rodhe et al., 2012b). En förutsättning för att denitrifikation ska kunna ske är också att en lättillgänglig kolkälla finns närvarande. Man har visat att även vid mycket hög kvävetillgänglighet i mark blir denitrifikationsgraden mycket låg om inte ett lättnedbrytbart organiskt material finns närvarande (Weier et al., 1993). Ett pH-värde lägre än 7 ökar också risken för lustgasproduktion. Biogen lustgas bildas alltså i miljöer där;

- Kväve i olika former finns närvarande

- Varierande aeroba och anaeroba förhållanden förekommer
- Lättnedbrytbart organiskt material finns närvarande

Lustgasemissioner vid lagring

IPCCs schablonvärden för lustgasemission vid lagring skiljer inte för olika djurslag, men för gödselhanteringssystem, och anges vara 1 % av N-tot för djupströbäddar och 0,5 % av N-tot för fastgödsel och flytgödsel (IPCC, 2006). För flytgödsel är förutsättningen att ett svämtäcke förekommer, eftersom det är i den omväxlande aeroba/anaeroba miljön i det porösa svämtäcket som lustgasen anses uppkomma. IPCCs schablonvärden används i den svenska klimatrapporeringen, och används även i basfallet i denna studie (Naturvårdsverket, 2013). För gödsel utan svämtäcke anges lustgasemissionen vara noll. Detta har även observerats experimentellt av Rodhe et al. (2009) under svenska förhållanden, där flytgödsel från nöt lagrad med ett tunt eller tidvis obefintligt svämtäcke gav lustgasemissioner nära noll. I tidigare miljöanalyser av biogassystem har antagits att rötresten inte bildar svämtäcke och att det därmed inte bildas några biogena lustgasemissioner från rötrestlagret (Lantz et al., 2009). Här antas dock att det bildas ett svämtäcke även vid lagring av rötad gödsel och att emissionerna av N_2O , på samma sätt som för flytgödsel, uppgår till 0,5 % av N-tot.

Lustgasemissioner vid spridning på åkermark

Emissionen av lustgas från åkermark efter spridning av gödsel bidrar med en stor andel av den totala växthusgasemissionen i referensscenariot. IPCCs anger som schablonvärde att 1 % av allt tillfört kväve i fält, dvs. oberoende av källa, avgår i form av lustgas (IPCC, 2006). Här har dock en genomgång av studier genomförda i klimat likande det svenska lett till att en högre nationell emissionsfaktor på 2,5 % av tillfört kväve föreslagits för kväve som tillförs i form av stallgödsel (Kasimir Klemedtsson, 2001). Detta värde används i den svenska klimatrapporeringen och utgör underlag för emissionsberäkningen i basfallet i föreliggande studie (Naturvårdsverket, 2013). Emissionsfaktorn på 2,5 % omfattar inte studier av rötad gödsel, utan rötad gödsel beskrivs ha potential att ge lägre emissioner (Kasimir Klemedtsson, 2001). I genomgången från 2001 (Kasimir Klemedtsson, 2001) påpekades också att dataunderlaget bitvis var bristfälligt. Nyare data från nationella studier av lustgasavgång i fält vid gödsling med flytgödsel från nöt och svin samt rötad gödsel utvärderas därför i känslighetsanalyser. För flytgödsel från svin presenterar Rodhe et al. (2012a) lustgasemissioner efter bandspridning i fält med och utan efterföljande harvning. Medelemissionen med/utan harvning är både vår och höst 0,9 % av tillfört N-tot. Rodhe et al. (2013) har även tagit fram värden på lustgasemissioner efter spridning för dels orötad flytgödsel från nöt, dels för en rötrest från rötning av denna nötflytgödsel ihop med fastgödsel och foderrester (Bioenergiportalen, 2013). De angivna emissionerna för spridning vår och höst har räknats om som angivna som procent av tillfört totalkväve i enlighet med IPCCs beräkningsmodell. Emissionsfaktorn skiljer sig mycket mellan vår- och höstspridning, då 0,19 respektive 0,59 % av tillfört kväve avgår som N_2O-N för orötad nötflytgödsel medan emissionen för rötrest är längre, 0,08 respektive 0,44 %. Trots lägre temperatur vid höstspridning var lustgasemissionen betydligt högre då, vilket kan vara en följd av den högre markfukthalten (Rodhe et al., 2013). Höst- och vårvärden har viktats ihop baserat på hur stor andel av den svenska arealen som stallgödselas på hösten (Johnsson et al., 2008), vilket i genomsnitt i Sverige är 34 %. Detta ger en emissionsfaktor för lustgas på 0,3 % av tillfört N-tot för nötflytgödsel och 0,2 % för rötrest jämfört med 2,5 % respektive 1,0 % som används i basfallet. Att emissionsfaktorn är lägre för rötad gödsel är rimligt med tanke på att en av förutsättningarna för biogen lustgasproduktion är att en lättnedbrytbar kolkälla ska finnas tillgänglig. Valda data på metanutbyten innebär att 40 % av det organiska materialet (VS) bryts ned och avgår i biogasprocessen. Härmed har också den mest lättnedbrytbara delen av den kolkälla som krävs för att denitrifikation ska ske tagits bort.

I systemutvidgningen används data för emissioner för mineralgödsel efter spridning i fält. Lustgasavgången för mineralgödsel i den svenska klimatrappporteringen anges vara 0,8 % av tillfört N, vilket är ett värde som är framtaget på nationell nivå baserat på nordiska data (Kasimir Klemetsson, 2001; Naturvårdsverket, 2013). IPCCs schablonvärde ligger här på 1 % (IPCC, 2006).

Indirekta lustgasemissioner

Indirekta lustgasemissioner beräknas baserat på de ammoniakemissioner som sker. Dessa antas ge upphov till lustgasproduktion efter deponering i andra ekosystem, och denna lustgasemission uppgår till 1 % av $\text{NH}_3\text{-N}$ som konverteras till $\text{N}_2\text{O-N}$ (IPCC, 2006).

Kväveläckage till vatten

Läckage av kväve till vatten har beräknats till 18 kg N/ha i medeltal för Svensk åkermark vid en uppskattning 2005 (Johnsson et al., 2008). Skillnaden mellan olika regioner är dock stor, med en variation på 5-47 kg N/ha. Kväveläckagen varierar även för de arealer som enbart gödslas med handelsgödsel, och arealer där stallgödsel tillförs med kompletterande handelsgödselgiva, där läckaget ligger 0-10 kg N/ha högre för det senare alternativet. 0-10 kg N/ha ska alltså tillskrivas biogödslingen. Det är dock svårt att säga hur detta läckage påverkas av om gödsel är rötad eller ej. Den högre andelen lättillgängligt kväve i rötad gödsel skulle kunna innebära ett snabbare kväveupptag i växterna och ett lägre läckage. Variationen beroende på andra faktorer som gröda, spridningstillfälle och spridningssätt är dock troligen mycket stor. Eftersom totalkvävemängden som tillförs genom biogödsel i de båda scenarierna skiljer sig mycket lite (6,6 % mer N-tot tillförs i fält i biogasscenariot, se Bilaga I) antas i denna studie att läckaget av kväve till vatten blir oförändrat när gödseln rötas före spridning.

Bilaga C: Metanemissioner vid lagring och spridning av gödsel och rötrest

Konventionell gödselhantering bidrar till metanemissioner när det organiska materialet i gödseln bryts ned under syrefria förhållanden. Likaså finns i rötresten, alltså restprodukten efter biogasproduktion från i detta fall gödsel, kvar onedbrutet organiskt material som likaså kan ge metanemissioner. I denna studie används den beräkningsmodell som föreslås av IPCC (Tier 2) för beräkning av metanemissioner från gödsel av olika slag och rötrest (IPCC, 2006), men med den förenkling som visas i Ekvation 1. Mängden VS före och efter biogasproduktion kan bestämmas med god noggrannhet. B_0 representerar det teoretiskt maximala metanproduktionen för ett visst gödselslag. MCF är den procentandel av den teoretiskt maximala metanproduktionen som faktiskt produceras och läcker från lagringen av gödsel eller rötrest. Formeln som visas i Ekvation 1 används för att beräkna mängden metan som läcker både från lagring av de olika gödselslagen och från rötrestlagring. De olika värden på M_{VS} , B_0 och MCF som används för beräkningarna presenteras nedan.

$$M_{CH_4} = M_{VS} \times B_0 \times 0,72 \times MCF \quad (\text{Ekvation 1})$$

M_{CH_4} = emissionen av metan (kg CH_4)

M_{VS} = mängden organiskt material (VS) i gödsel eller rötrest (kg)

B_0 = maximal metanproduktion ($m^3 CH_4/kg VS$)

MCF = methane conversion factor, metankonverteringsfaktorn (%)

0,72 är densiteten för metan (kg/m^3) vid torr gas, 101 kPa, 0 °C.

Mängd organiskt material

Organiskt material karakteriseras som volatile solids (VS). Mängden VS av de olika gödselslagen före rötning presenteras i Bilaga A. Nedbrytningen av VS i biogasprocessen beror av metanutbyte och metanhalt i biogasen, och beräknas som beskrivet i Bilaga F. De metanutbyten som används i denna studie omfattar uppsamlad metan i biogasanläggning och efterrötning, och ger en total VS-reduktion på 40 %. Mängden VS som kan återfinnas i rötrestlager efter biogasproduktion är alltså 60 % av den mängd VS som tillförs biogasanläggningen (Bilaga F).

Maximal metanproduktion

För varje gödselslag finns ett teoretiskt maximalt metanutbyte, vilket används för beräkningar av metanläckage enligt IPCCs beräkningsmodell (IPCC, 2006), och då betecknas B_0 . Här används IPCCs schablonvärde för nöt respektive svin, vilka är 0,24 respektive 0,45 $m^3 CH_4/kg VS$. IPCC anger dessa B_0 -värden tillsammans med en konverteringsfaktor mellan volym och vikt för metan på 0,67 kg/m^3 , vilket gäller vid 101 kPa och 19 °C. I denna studie anges dock alla gasvolymmer som normaliserade till

101 kPa and 0°C, och konverteringsfaktorn blir då 0,72 kg CH₄/m³. Normaliserade till 101 kPa and 0°C blir IPCCs B₀ värden då istället 0,225 respektive 0,421 m³ CH₄/kg VS, och alla gasvolymmer i föreliggande studie anges vid dessa normaliserade förhållanden. IPCCs B₀-värden används av Naturvårdsverket i den svenska klimatrapporeringen (Naturvårdsverket, 2013), och används för gödsel med strö i denna studie. B₀-värden för mjölkkor används för hela kategorin nötkreatur och dominerar med 50 % av all gödsel i kategorin nöt. Ett B₀-värde för ”övriga nötkreatur” finns också angivet (IPCC, 2006), men det bedöms realistiskt lågt (0,17 m³ CH₄/kg VS normaliserat till 0 °C) och används inte. IPCCs B₀-värden anges vara för gödsel, utan strö. I denna studie innehåller dock de fasta gödselfraktionerna en del strö, vilket måste ingå i beräkningarna av klimatpåverkan från metanemissioner före och efter rötning av gödsel. IPCCs schablonvärden kan jämföras med experimentellt bestämda metanutbyten vid rötning i laboratorieskala som presenterats i svenska studier. Prov på flytgödsel från mjölkko- och ungdjursstallar har givit metanutbyten på 239 och 270 m³ CH₄/t VS höst respektive vår (Rodhe et al., 2013). Flytgödsel från nöt provtaget vid tre olika tillfällen gav i en annan studie i medeltal 294 m³ CH₄/t VS (Rodhe et al., 2009). Alla experimentellt bestämda värden är högre än det av IPCC angivna schablonvärdet för mjölkkor på 225 m³ CH₄/t VS. Flytgödsel från slaktsvin i stallar där spån använts som strö gav 388 ± 14 m³ CH₄/t VS (Rodhe et al., 2012a), vilket är något lägre än IPCCs schablonvärde. Samma B₀-värde (0,225 m³ CH₄/kg VS) används i föreliggande studie för flyt-, fast-, och djupströgödsel från nöt och 0,421 m³ CH₄/kg VS används för flyt-, fast-, och djupströgödsel från svin.

Maximal metanproduktion från rötresten kan beräknas utifrån B₀-värden på ingående gödselslag och metanutbyte och VS-reduktion i biogasprocessen (Bilaga F). Med de metanutbyten som valts i föreliggande studie (Bilaga A) och IPCCs schablonvärden som ingångsvärden blir det beräknade B₀-värdet för rötresten 95 m³ CH₄/t VS. Experimentellt bestämt B₀-värde för rötrest efter rötning av flytgödsel från nöt (som sannolikt har samrötats med fastgödsel och foderrester, vilket dock inte anges i rapporten) har angivits till 121 m³ CH₄/t VS (Bioenergiportalen, 2013; Rodhe et al., 2013). Metanutbytet i biogasprocessen anges inte, vilket inte gör det möjligt att använda presenterade data för att validera beräkningsmodellen som använts i föreliggande studie. I föreliggande studie ger de metanutbyten som visas i Tabell F1 ett medelmetanutbyte för alla gödselslag på 158 m³/t TS. TS-nedbrytningsgraden är då i snitt endast 32 %, med en VS-nedbrytningsgrad på 40 %. En sänkning av alla metanutbyten med 10 % skulle ge ett medelmetanutbyte på 142 m³/t TS, och det beräknade B₀-värdet för rötresten skulle då öka till 119 m³/t VS, dvs. i samma storleksordning som det experimentellt bestämda B₀-värde som anges av Rodhe et al. (Rodhe et al., 2013). TS-nedbrytningsgraden skulle dock då sjunka ytterligare, till 29 %. Bedömda metanutbyten (Tabell F1) anses dock rimliga, och konservativt valda för att inte riskera att överskatta biogassystemets miljönytta.

Temperaturzoner

I IPCCs beräkningsmodell korreleras metanemissioner till i vilket temperaturzon (vid vilket årsmedeltemperatur) gödsel och rötrest produceras och lagras. I Ekvation 1 ovan är dock beräkningen förenklad till att bara gälla en temperaturzon eftersom hela Sverige enligt IPCCs klassificering befinner sig i samma temperatorkategori, med en årsmedeltemperatur på ≤ 10 °C (IPCC, 2006). Detta är också angreppssättet i den nationella klimatrapporeringen (Naturvårdsverket, 2013). Tidigare studier har visat på metanemissioner i Danmark som varit högre än emissioner från studier genomförda i östra Sverige (se zonindelning i Tabell 2.1), vilket använts som ett argument för att metanemissionerna i södra Sverige skulle kunna vara högre än i övriga landet (Sommer et al., 2001; Rodhe et al., 2008; Höjgård och Wilhelmsson, 2012; Börjesson et al., 2013). Temperaturen påverkar emissionerna då t.ex. svenska försök (östra Sverige) med lagring av flytgödsel från nöt med svämtäcke vid en årsmedeltemperatur i lager på 8,6 °C visar på metanemissioner från sommarlagring som är 2,5 ggr högre per kg VS än emissioner vid vinterlagring (Rodhe et al., 2008). Årsmedeltemperaturen i lager har dock visats inte variera lika mycket som i luft mellan olika landsändar. Svenska studier av lagring av

flytgödsel från nöt på platser i södra Sverige, östra Sverige och norra Sverige (se Tabell 2.1) visar att när årsmedeltemperaturen i luft är 7 (Halland), 6 (Uppland) och 2 °C (Jämtland) är årsmedeltemperaturen i flytgödsellagret 10, 8 och 6 °C, där snötäcket ger isolering i norra Sverige (Rodhe et al., 2009). Årsmedeltemperaturvariationen i gödsellagring är alltså att betrakta som liten inom landet. Den stora majoriteten av den totala gödselmängden, 85 %, finns också i den varmare delen av Sverige (se Figur 2.1). Effekten av ökad årsmedeltemperatur vid lagring från 4 till 8 °C har visats ha liten betydelse för metanemissioner från lagring av flytgödsel från nöt, medan effekten var större vid lagring av flytgödsel från svin (Sommer et al., 2004). I en nyare studie med jämförelser av växthusgasemissioner från gödsellagring mellan olika Europeiska länder visar att metanemissionerna från nötflytgödsellagring var desamma i Danmark och Sverige trots lägre vintertemperaturer i Sverige (Sommer et al., 2009). För svinggödsel var de totala metanemissionerna från djurhållningen högre i Danmark, men detta var beroende på längre lagringstid för gödsel inne i uppvärmda stallar, alltså inte på grund av temperaturskillnader i lager. Metanemissionspotentialen för svinggödsel likställs därför för de skandinaviska länderna (Sommer et al., 2009).

De metankonverteringsfaktorer som används i denna studie är viktade för att ta hänsyn till årstidsvariation, dvs. den entydiga skillnad i emissioner som i flera studier har observerats mellan sommar och vinter (detta gäller även lustgasemissioner vid spridning vår/höst). Inga skillnader görs dock på metanemissioner som årsmedelvärde mellan olika delar av landet.

Metankonverteringsfaktorer

Metankonverteringsfaktorn, MCF, beror på en mängd faktorer såsom gödselslag, temperatur och lagringstid. IPCCs schablonvärde på MCF för flytgödsellagring (både för nöt och svin) är 10 % (lagring under svämtäcke) vid omgivande årsmedeltemperatur på ≤ 10 °C. För de fasta gödselfraktionerna anges MCF till 2 % för fastgödsellagring och 17 % för djupströbäddar för både nöt och svin om bädden lagras mer än en månad, vilket antas här. Osäkerheten i dessa värden anges vara $\pm 30\%$. MCF för fasta gödselslag baseras på Österrikiska data för gödsel från mjölkkor (Amon et al., 2001) medan MCF för flytgödsel baseras på en dansk (Sommer et al., 2000) och en amerikansk (Mangino et al., 2002) publikation från hantering av flytgödsel från svin. Svenska Naturvårdsverket har dock valt en nationell MCF för flytgödsel i den svenska klimatrappporteringen baserat på svenska mätningar genomförda av Rodhe et al. (Naturvårdsverket, 2013; Rodhe et al., 2008). Mätningarna visar på MCF för flytgödsel från nöt på maximalt 2,5 %. Naturvårdsverket använder MCF för flytgödsel på 3,5 %, vilket beskrivs som en konservativ tolkning av resultat som visat på lägre värden (Naturvårdsverket, 2013). I föreliggande studie används en MCF på 3,5 % för flytgödsel, och IPCCs schablonvärden används för de fasta gödselslagen. För rötad gödsel anger IPCC att metanläckaget ska beräknas baserat på specifika data på mängd uppsamlad metan, förluster i processen samt lagringen av rötresten. Metanförluster i biogasproduktionen beskrivs i Bilaga F. För emissioner av metan vid lagring av rötresten (lagring som flytande biogödsel under naturligt svämtäcke) används samma MCF som för flytgödsel, 3,5 %.

Aktuella data från svenska studier av metanläckage från flytgödsel- och rötrestlagring utvärderas också i en känslighetsanalys. Rodhe et al. (2012b) visar en MCF på 3,8 % respektive 1,5 % vid lagring av flytgödsel från nöt med svämtäcke sommar respektive vinter. Dessa viktas ihop baserat på att 43 % av den lagrade årsmängden av VS finns i lager under sommaren och 57 % under vintern, vilket ger en sammantagen MCF på 2,5 % på årsbasis. För nötflytgödsel med svämtäcke vid årsmedeltemperatur i lager på 8 °C (14,2 °C sommar och 2,3 °C vinter) har Rodhe et al. (2013) angivit experimentellt bestämda MCF-värden på 2,2 % sommartid och 0,5 % vintertid. En konstant mängd gödsel har här legat i lager 3 månader. En viktning av dessa senare värden på samma sätt som i Rodhe et al. (2012b) ger ett årsmedelvärde för MCF på 1,2 %, och detta lägre värde utvärderas i känslighetsanalysen. För svinflytgödsel med svämtäcke vid en årsmedeltemperatur i lager på 8,2 °C anges för sommarlagring

MCF till 3,6 % och för vinter 2,3 % vilka har viktats ihop till ett årsmedelvärde på 2,8 % som utvärderas i känslighetsanalysen (Rodhe et al., 2012a). MCF för rötrest från rötning presenteras för samma flytgödsel från nöt som används för studier av emissioner vid lagring av orötad flytgödsel (Rodhe et al., 2013). MCF för rötresten anges till 28,6 % sommartid och 0,1 % vintertid. Dessa värden viktas ihop på samma sätt som för flytgödselmängderna, vilket ger en årsmedel för MCF på 12,4 %, dvs. 10 gånger högre än för orötad flytgödsel från nöt, vilket också utvärderas i känslighetsanalysen.

Att öka MCF för rötresten från 3,5 % till 12,4 % ger metanemissioner från rötrestlagring som ökar från att motsvara 1,0 % till 3,6 % av producerad fordonsgas. Detta kan jämföras med en tysk utvärdering av 61 gårdsbiogasanläggningar där energigrödor samrötas med gödsel i olika förhållande (FNR, 2010). De 13 anläggningar som har högst andel gödsel (56-90 %) visar en restmetanpotential på i medeltal 2,3 m³ CH₄/t rötrest. Detta är den metanmängd som produceras från rötresten vid rötning vid 20-22 °C i laboratorieskala, dvs. den maximala teoretiska metanmängden som kan bildas i rötrestlager om lagring skedde genomgående vid denna temperatur. Som andel av producerad och uppsamlad metan i biogasanläggningarna utgör detta 4,6 %, dvs. metanläckaget vid rötrestlagring bör ligga en bra bit därunder. I en annan tysk studie presenteras data från rötning av energigrödor i samrötning med 0-94 % gödsel. Restmetanpotential angiven på samma sätt som ovan (vid 20 °C) var i denna studie 2,6 m³ CH₄/t rötrest. Samtidigt angavs även uppmätt metanläckage från olika delar av processen. Metanläckaget från rötrestlagring angavs i medeltal till 6,25 g CH₄/kWh_{el}, vilket motsvarar 3,5 % av producerad metan (Liebetrau et al., 2013). Mätningarna har genomförts på väldigt olika typer av anläggningar och emissionen från rötrestlagring varierar mycket, mellan 0,2 och 10 % av producerad metan, och i studien påpekas att resultaten baseras på korttidsmätningar, vilket gör att resultaten inte kan användas som långtidssuppskattningar av läckage.

Metanemissioner vid spridning

Metanemissioner i fält efter spridning av gödsel och rötrest förekommer, men har visats vara mycket låga, 0,1 – 0,03 % för rötad och orötad flytgödsel från mjölkkor i förhållande till emission vid lagring (Amon et al., 2006a). Inga metanemissioner från gödsel/rötrest i fält efter spridning har därför inkluderats i denna studie.

Bilaga D: Markkolseffekter

Beräkning av tillförd mängd organiskt kol

Metoden för beräkning av mängden organiskt kol i gödsel respektive kvarvarande mängd organiskt kol i rötad gödsel beskrivs i Bilaga F. Den totala årliga mängden organiskt kol i de gödselmängder som ingår i beräkningarna är för hela Sverige 700 000 ton och den mängd som är kvar efter biogasproduktion är 470 600 ton, dvs. 33 % av kolet i gödsel avgår i biogasen med här antagna metanutbyten.

Stabilt markkol

Organiskt material som tillförs åkermark i olika former har olika potential att bilda stabilt markkol. I en markkolsmodell, *introductory carbon balance model* (ICBM) som introducerats av Andrén och Kätterer (1997), hanteras detta genom en så kallad humifieringskoefficient som används för att vikta kol tillfört i olika former. Humifieringskoefficienterna är beräknade utifrån förändringar i markkolshalter i svenska långliggande odlingsförsök där bland annat stallgödsel och rötslam, alltså slam från reningsverk efter biogasproduktion, tillförts. Humifieringskoefficienten visar hur stor andel av tillfört kol som går över i markens så kallade gamla kolpol, dvs. som inte direkt bryts ned. Andelen av detta kol som sedan på lång sikt bildar stabilt markkol avgörs av en mängd faktorer som påverkar nedbrytningen i marken, som t ex klimat och marktyp (Andrén et al., 2004), vilket i ICBM korrigeras med en nedbrytningsfaktor. Med Ulltunaförsöken som referens har denna nedbrytningsfaktor i medeltal under perioden 1990-2004 visats vara 30 % högre i södra Götaland och 30 % lägre i norra Norrland (Andrén et al., 2008). Ingen modellering baserad på växtföljd, markkolshalter, tillförsel av övriga kolkällor, markegenskaper eller klimat för de arealer där gödsel eller rötad gödsel tillförts har genomförts i föreliggande studie. Istället används en skattning baserad på data som presenteras av Kätterer et al. (2011) där en årlig tillförsel på ett ton kol som viktats med hjälp av humifieringskoefficienten visats ge ett årligt bidrag på runt 0,6 ton stabilt markkol. Här används dessa data som en grov skattning av andelen tillfört kol som bidrar till uppbyggnad av stabilt markkol, som beräknas med en faktor på 60 % av den viktade mängden årligen tillfört kol per hektar. Denna faktor används för både gödsel och rötad gödsel. Humifieringskoefficienterna som ursprungligen presenterades av Andrén och Kätterer (1997) baserat på 35 års svenska odlingsförsök var 31 % för gödsel och 47 % för rötslam. En uppdatering baserad på samma odlingsförsök efter 50 år visar baserat på linjär regression 27 % för gödsel och 41 % för rötslam (Kätterer et al., 2011). Dessa senare värden används i föreliggande studie för att vikta den tillförda kolmängden för gödsel respektive rötad gödsel. Effekten av att tillämpa humifieringskoefficienten för gödsel (27 %) även för rötad gödsel utvärderas också i en känslighetsanalys.

Sammantaget beräknas alltså inbindningen som stabilt markkol utgöra totalt 16 % av årligen tillfört kol för orötad gödsel och 25 % för rötad gödsel. I känslighetsanalysen utvärderas även en inbindning på 16 % för rötad gödsel.

Bilaga E: Transport av gödsel och rötrest

Transport av gödsel och rötrest

I det biogassystem som analyseras i föreliggande studie antas att gödsel transporteras från flera gårdar till en gemensam biogasanläggning. Det antas också att den rötrest som produceras på biogasanläggningen primärt transporteras tillbaka till respektive gård. För flytgödsel och rötrest kan denna transport ske med lastbil eller genom pumpning även om det senare är ovanligt idag. Ett exempel är dock NSR i Helsingborg som pumpar cirka 20 000 ton rötrest i en 10 km lång pipeline (NSR, 2013). För att det ska vara kostnadseffektivt att pumpa gödsel och rötrest krävs det dock relativt stora volymer som ska transporteras på samma sträcka vilket kan vara svårt att uppnå om många gårdar ska leverera till en anläggning. Det är inte heller givet att pumpning är mer energieffektivt (Lantz et al., 2009). Här baseras därför beräkningarna på att gödsel och rötrest transporteras med lastbil.

Drivmedelsförbrukningen kan variera beroende på vilken typ av ekipage som används och förarens körsätt. I Lantz et al. (2009) redovisas till exempel att drivmedelsförbrukningen kan variera från 3 – 5,5 kWh/km för ekipage som lastar 7,5 – 40 ton. Här antas att flytgödsel och rötrest transporteras med ekipage som lastar 35 ton och har en drivmedelsförbrukning på 4 respektive 5 kWh/km vid tom respektive full transport (Lantz et al., 2009; Lantz, 2012).

Därutöver tillkommer drivmedelsförbrukningen för att lasta och lossa som antas uppgå till 0,5 kWh/ton (Lantz et al., 2009; Lantz, 2012).

För fastgödsel och djupströbäddar antas att transporten sker med fordon som lastar 15 ton och har en drivmedelsförbrukning på 3,5 kWh/km inklusive tomma returer (Lantz, 2012). Energinbehovet för lastning sätts till 0,3 kWh/ton (Baky et al., 2010).

Hur långt gödseln måste transporteras kan variera betydligt mellan olika platser beroende på gödseldensitet och vilka volymer som eftersträvas. I en förstudie för en större gödselbaserad biogasanläggning i Sjöbo kommun beräknas till exempel ett medeltransportavstånd på mindre än 9 km (Björnsson och Lantz, 2011). Sjöbo kommun är dock mycket gödseltät och för att göra beräkningarna mer generellt tillämpbara baseras beräkningarna här på ett antaget transportavstånd på 20 km enkel väg.

När det gäller rötresen är det inte givet att den måste tillbaka till de gårdar som levererat gödsel men här antas att rötresten primärt transporteras i returtransporterna till flytgödselleverantörerna och att överskjutande volym transporteras med tomma returer. Transportavståndet sätts dock även här till 20 km enkel resa.

Spridning av gödsel och rötrest

Energinbehovet för spridning av flytgödsel, inklusive lastning och fälttransport, uppges i litteraturen variera mellan 2,5 – 7 kWh diesel/ton (Edström et al., 2005; Berglund och Börjesson, 2003; Baky et al., 2010). Här baseras beräkningar på en drivmedelsförbrukning på 3 kWh/ton vilket är samma antagande som i Lantz et al. (2009) och Börjesson et al. (2010). Det antas också att energibehovet för att sprida rötresten är det samma som för flytgödsel. När det gäller fastgödsel sätts energibehovet till 3,6 kWh/ton inklusive lastning och fälttransport (Baky et al., 2010).

Bilaga F: Produktion av biogas från gödsel

Beräkningsmodell biogasprocess

Som beskrivits i kapitel 2 baseras beräkningarna i föreliggande studie på en process av typen *continuous stirred tank reactor* (CSTR), som drivs under mesofila förhållanden. I den beräkningsmodell som tillämpas här används massförlusten genom biogasavgång som utgångspunkt för att beräkna rötrestens mängd och sammansättning (TS, VS och $\text{NH}_4\text{-N}$) på samma sätt som presenteras av Lantz et al. (2013). Rötrestens sammansättning speglar också sammansättningen i reaktorn. Indata är de gödselmängder och den sammansättning som redovisas i Tabell A5 och A6, Bilaga A. Avgången av biogas beräknas baserat på de metanutbyten som redovisas i Tabell F1 med antagandet att biogasen innehåller 60 % CH_4 och 40 % CO_2 . Övriga förluster som till exempel vatten, ammoniak och svavelväte försummas. Massan i biogasen antas utgöra 95 % av den mängd organiskt material (C, H och O) som metaboliserats i nedbrytningsprocessen. Resterande 5 % antas ha assimilerats i mikrobiell biomassa. Anledningen till att den mängd biomassa som först bryts ned från gödsel och sedan assimileras i ny cellbiomassa beräknas är att den ligger till grund för beräkningen av mängden organiskt bundet kväve i gödseln som omsätts (mineraliseras) till $\text{NH}_4\text{-N}$. Samma metod används för att beräkna mängden organiskt kol som andel av rötrestens TS vilket används för att beräkna hur biogassystemet påverkar halten av markkol, se också Bilaga D. Slutligen beräknas rötrestens teoretiskt maximala metanutbyte, B_0 , baserat på de B_0 -värden för ingående gödselslag som anges i Tabell F1 tillsammans med den beräknade avgången av metan och VS. Baserat på dessa antaganden beräknas den totala mängden rötrest uppgå till 13,4 miljoner ton per år med den biogaspotential för Sverige som anges i kapitel 2 och de egenskaper som presenteras i Tabell F2.

Tabell F1. Teoretiskt maximal metanutbyte samt de praktiska metanutbyten som används beräkningarna.

		B_0 ¹ ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{t VS}$)	Metanutbyte ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{t TS}$)
Nöt	Flytgödsel	225	160
	Fastgödsel	225	150
	Djupströ	225	135
Svin	Flytgödsel	421	200
	Fastgödsel	421	180
	Djupströ	421	135

¹ Källa IPCC (2006) normaliserat till 101 kPa och 0 °C.

Tabell F2: Rötrestens beräknade egenskaper.

TS	8,3 %
VS	5,9 %
N-tot	5,1 kg/ton
$\text{NH}_4\text{-N}$	3,4 kg/ton
C	35 kg/ton
B_0	95 $\text{dm}^3/\text{kg VS}$

Processenergi

Vid produktion av biogas används elektricitet för att driva pumpar, omrörare och ventilation med mera samt värme för att upprätthålla en processtemperatur på cirka 37 °C respektive 52 °C. Värme används också för att hygienisera animaliska biprodukter som gödsel vilket normalt sker vid 70 °C även om också andra lösningar kan accepteras (Jordbruksverket, 2011). Behovet av processenergi kan variera mellan olika anläggningar beroende på skala, utformning och vilka substrat de hanterar.

När det gäller värme påverkas behovet till exempel av processtemperatur, isolering och värmeväxlare men också av vilken temperatur inkommande substrat håller. Värmebehovet kan därför variera betydligt och i litteraturen finns det också uppgifter om ett värmebehov från cirka 20 – 90 kWh/ton substrat (Berglund och Börjesson, 2006; Brown et al., 2011; FNR, 2006; FNR, 2010; Jury et al., 2010; Murphy et al., 2011). Samtidigt uppger svenska moderna samrötningsanläggningar ett värmebehov på cirka 24 – 34 kWh/ton (Lantz et al., 2009; Lantz, 2012; Lantz och Börjesson, 2012) vilket för dessa anläggningar motsvarar cirka 7 – 11 % av den producerade biogasen. För en mindre gårdsanläggning beräknar Edström et al. (2008) och Lantz (2010) värmebehovet till 30 – 35 kWh/ton substrat vilket motsvarar drygt 20 % av den producerade biogasen. Det kan jämföras med antagandet i Pöschl et al. (2010) om att värmebehovet uppgår till 9,6 % av den producerade biogasen i en stor anläggning och 12,5 % i en mindre anläggning. Här baseras produktionen dock på flera olika typer av substrat med högre biogasutbyte än gödsel.

Här sätts värmebehovet för en större samrötningsanläggning, med värmeväxling och hygienisering, till 25 kWh/ton. För en mindre gårdsanläggning sätts värmebehovet till 30 kWh/ton.

Precis som för värme varierar det angivna behovet av elektricitet i litteraturen. I en nyligen genomförd litteraturstudie identifieras till exempel ett angivet elbehov på 5 – 41 kWh/ton i olika studier. Skillnaden mellan olika anläggningar beror dels på vilka substrat som används och dels på hur anläggningen utformas. Detta illustreras till exempel i Lantz et al. (2009) och Lantz och Börjesson (2013) där behovet av elektricitet beräknas till 8 respektive 15 kWh/ton substrat baserat på den uppmätta elförbrukningen trots att det är samma anläggning som undersökts. Anledningen till den ökade elförbrukningen är bland annat att anläggningen utrustats med fler och starkare omrörare (Knutsson, 2013). Som jämförelse uppgår elförbrukning till cirka 7 kWh/ton för en nyare samrötningsanläggning huvudsakligen baserad på gödsel (Lantz, 2012). Detta ligger också i linje med antagandena i Berglund och Börjesson (2006) där elförbrukningen sätts till 8 kWh/ton för en större biogasanläggning.

För mindre gårdsbaserade anläggningar som i huvudsak baseras på flytgödsel antar Berglund och Börjesson (2006) och Lantz (2010) ett elbehov på 4 – 5 kWh/ton substrat. Detta ligger i linje med antagandena i Pöschl et al (2010) där elbehovet i en liten anläggning antas vara mindre än hälften av behovet i stor anläggning (1,3 % respektive 3 % av den producerade biogasen). Det kan jämföras med den beräknade elförbrukningen på 2,5 – 3,5 % av den producerade biogasen som anges av Edström et al. (2008). Då den gårdsbaserade biogasanläggningen i föreliggande studie också använder fastgödsel och djupströ antas dock att elförbrukningen är den samma som för den större samrötningsanläggningen.

Här sätts därför elförbrukningen till 7 kWh/ton gödsel.

Metanläckage

Vid produktion av biogas finns det också en risk för läckage av metan från biogasanläggningen. Metanläckaget kan till exempel uppstå i mottagningshallen där substratet hanteras och även från otätheter vid axeltätningar, bräddavlopp och säkerhetsventiler med mera (Avfall Sverige, 2007).

Avfall Sverige driver sedan ett antal år tillbaka ett projekt kallat *Det frivilliga åtagandet* där metanläckaget mäts på ett antal olika anläggningar. För de anläggningar som deltog i systemet rapporterar Avfall Sverige (2012) ett metanläckage på 1,9 % i genomsnitt inklusive läckage från rötrestlager. Dessa emissioner har dock i många fall inte kunnat mätas utan beräknats med en modell. Med hänsyn till den producerade mängden biogas uppgår medianvärdet dock till 0,9 %.

I en studie av metanläckaget från 10 tyska biogasanläggningar konstateras att de största läckagen av metan kommer från rötrestlager, uppgraderingsanläggningar och vid produktion av kraftvärme (Liebetrau et al., 2013). Dessa utsläppspunkter hanteras dock separat i föreliggande studie. Läckaget från biogasreaktorn som sådan uppmättes till 0 – 0,03 % av den producerade biogasen. Vid inmatningen av substrat uppmättes ett läckage på i genomsnitt 0,086 % av den producerade biogasen. Detta kan jämföras med mätningar för en svensk samrötningsanläggning där läckaget från mottagningshallen uppmätts till 0,27 % av den producerade biogasen (Lantz och Börjesson, 2013).

Här sätts metanläckaget från en större samrötningsanläggning till 0,5 % av den producerade mängden biogas exklusive eventuellt läckage från rötrestlager.

Några mätningar av metanläckage från mindre gårdsbaserade anläggningar har inte identifierats inom ramen för föreliggande studie. Kunskapsnivån om metanläckage från dessa anläggningar bedöms också vara lägre än för större anläggningar (Göthe, 2013).

Här används därför samma metanläckage som för den större samrötningsanläggningen.

Bilaga G: Produktion och distribution av fordonsgas

När biogasen lämnar rötkammaren innehåller den cirka 60 – 65 % CH₄, 35 – 40 % CO₂ samt vatten och olika föroreningar som till exempel svavelväte. För att uppfylla svensk standard för fordonsgas krävs bland annat en metanhalt på 95 – 99 % (SGC, 2012). Denna så kallade uppgradering kan genomföras med olika tekniska lösningar (Bauer et al., 2013).

År 2011 användes vattenskrubber, kemisk skrubber och PSA (Pressure Swing Adsorption) för att uppgradera biogas på svenska biogasanläggningar (Energimyndigheten, 2012). Vattenskrubbern är den vanligaste tekniken och användes på 70 % av anläggningarna. Därutöver användes kemisk skrubber och PSA på 15 % av anläggningarna vardera (Energimyndigheten, 2012).

Här baseras beräkningarna på att biogasen uppgraderas med en vattenskrubber.

Processenergi

Behovet av processenergi kan variera mellan olika anläggningar beroende på lokala förutsättningar. En vattenskrubber har ett elbehov på cirka 0,2 – 0,3 kWh/Nm³ biogas (Bauer et al., 2013; Petersson och Wellinger, 2009). Här sätts användningen av elektricitet till 0,25 kWh/Nm³ biogas.

Det är också möjligt att plocka ut betydande mängder spillvärme som kan användas för att värma biogasanläggningen (Bauer et al., 2013). Denna möjlighet har dock inte inkluderats här.

Läckage av metan

Vid uppgraderingen kan det också uppstå ett visst metanläckage. Hur mycket som läcker beror bland annat på vald uppgraderingsteknik och anläggningens ålder och skick. Det kan därför vara stora skillnader mellan olika anläggningar. För vattenskrubbar redovisar Avfall Sverige (2012) till exempel ett metanläckage på 2 % i genomsnitt. Som jämförelse redovisar Lantz et al (2013) resultatet från en litteraturstudie där läckaget sägs variera från <1 % - 4,7 %. Samtidigt anger Bauer et al. (2013) att tillverkarna kan garantera att läckaget från en modern vattenskrubber är mindre än 1 %. Det är också möjligt att oxidera metanläckaget eller på något annat sätt minska emissionerna (Lantz et al., 2009; Bauer et al., 2013). I Sverige är denna åtgärd dock denna åtgärd ovanligt i dag och har därför inte beaktats här.

Här antas att metanläckaget från uppgraderingen uppgår till 1,0 % av metanproduktionen.

Distribution

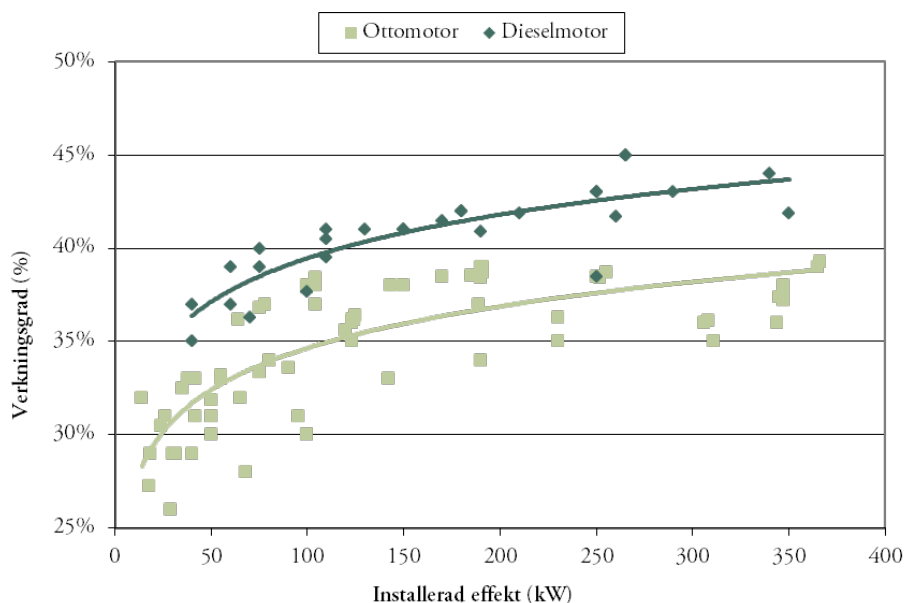
Efter att biogasen uppgraderats så att den uppfyller svensk standard för fordonsgas ska den transporteras till slutanvändare. Transporten kan ske via ett gasnät eller på lastbil. År 2011 transporterades cirka 25 % av all uppgraderad biogas via naturgasnätet (Energimyndigheten, 2012). Det finns också ett antal lokala biogasnät som används för att transportera biogasen från uppgraderingsanläggningen till tankstationer. Därutöver transporteras gasen komprimerad på lastbil till tankstationen. För att vara så allmängiltiga som möjligt baseras beräkningarna i föreliggande studie på att den uppgraderade biogasen transporteras komprimerad på lastbil. Därmed komprimeras biogasen i anslutning till uppgraderingsanläggningen. Här antas att elförbrukningen är 0,25 kWh/Nm³ uppgraderad gas vid (Lantz, 2013; Bauer et al., 2013).

När det gäller lastbilstransporten beror energiförbrukningen bland annat på vilken typ av gasflaskor som gasen transporteras i. Om flaskorna är tillverkade av stål kan ett ekipage transportera cirka 6 000 Nm³ uppgraderad biogas. Det finns också flaskor i komposit som väger mindre vilket gör att mängden gas per ekipage kan öka med mer än 50 % (Benjaminsson och Nilsson, 2009). Av ekonomiska skäl används dessa framförallt vid längre transportavstånd. Här baseras beräkningarna på att ett lastbilekipage lastar 6 000 Nm³ och att drivmedelsförbrukningen är 5 kWh/km (Lantz, 2012). Med ett antaget transportavstånd på 60 km tur och retur blir drivmedelsförbrukningen därmed 0,05 kWh/Nm³ uppgraderad gas. Slutligen sätts elförbrukningen till 0,07 kWh/Nm³ för drift av tankstationer (Benjaminsson och Nilsson, 2009).

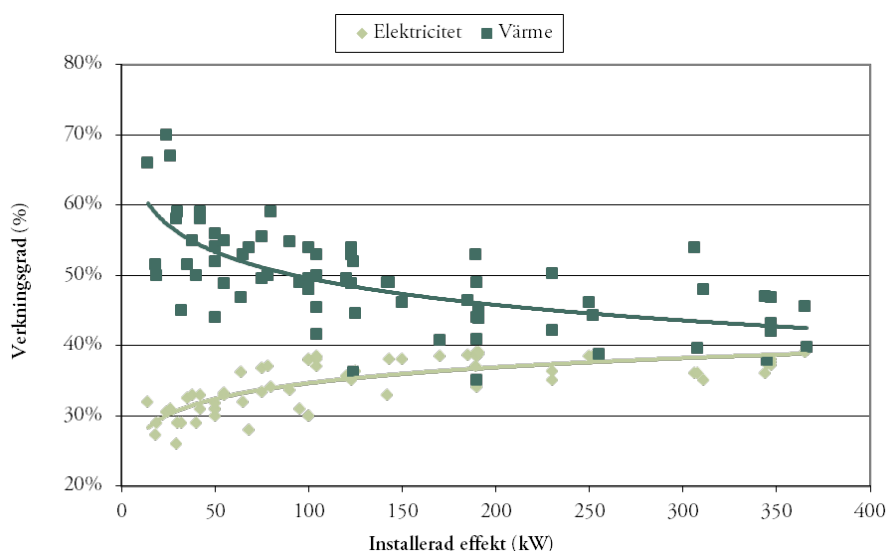
Den totala energianvändningen för distribution av fordonsgas uppgår därmed till 0,033 kWh elektricitet och 0,005 kWh diesel per kWh uppgraderad gas. Därutöver tillkommer ett visst metanläckage vid inkoppling och bortkoppling av lastväxlarflak, service och tankning. Dessa bedöms dock vara mycket marginella (Göthe, 2013) och inkluderas därför inte här.

Bilaga H: Produktion av kraftvärme

Produktion av kraftvärme innebär samtidig produktion av elektricitet och värme. Kraftvärme kan produceras i olika skala men anläggningar som baseras på biogas är ofta i mikroskala ($< 50 \text{ kW}_{\text{el}}$) eller liten skala ($< 1 \text{ MW}_{\text{el}}$) (EU, 2004; Lantz, 2013). De flesta anläggningarna som använder biogas baseras på dieselmotorer eller ottomotorer. I mindre utsträckning används också gasturbiner, stirlingmotorer och bränsleceller (Lantz, 2013). Den elektriska och termiska verkningsgraden varierar beroende på vilken teknik som används och i vilken skala, se också Figur H1 och H2. Här baseras beräkningarna på en ottomotor med en elektrisk verkningsgrad på 30 %.



Figur H1: Elektrisk verkningsgrad för dieselmotorer och ottomotorer (Lantz, 2013).



Figur H2: Elektrisk och termisk verkningsgrad för ottomotorer (Lantz, 2013).

Emissioner

Vid produktion av kraftvärme ger förbränningen av biogas upphov till olika emissioner. Mätningar på danska och tyska anläggningar visar till exempel att emissionerna av metan kan variera mellan 0,3 – 2,9 gram CH₄/kWh biogas. Som medelvärde för anges dock 1,6 respektive 1,2 gram/kWh biogas (Liebetrau et al., 2013; Nielsen et al., 2010). I Tabell H1 anges de emissionsvärden som beräkningarna i föreliggande studie baseras på. Här baseras beräkningarna på de emissionsfaktorer som redovisas av Nielsen et al. (2010) eftersom den studien inte begränsats till CH₄ och N₂O, se också Tabell H1.

Tabell H1: Emissioner vid produktion av kraftvärme från biogas (Nielsen et al., 2010).

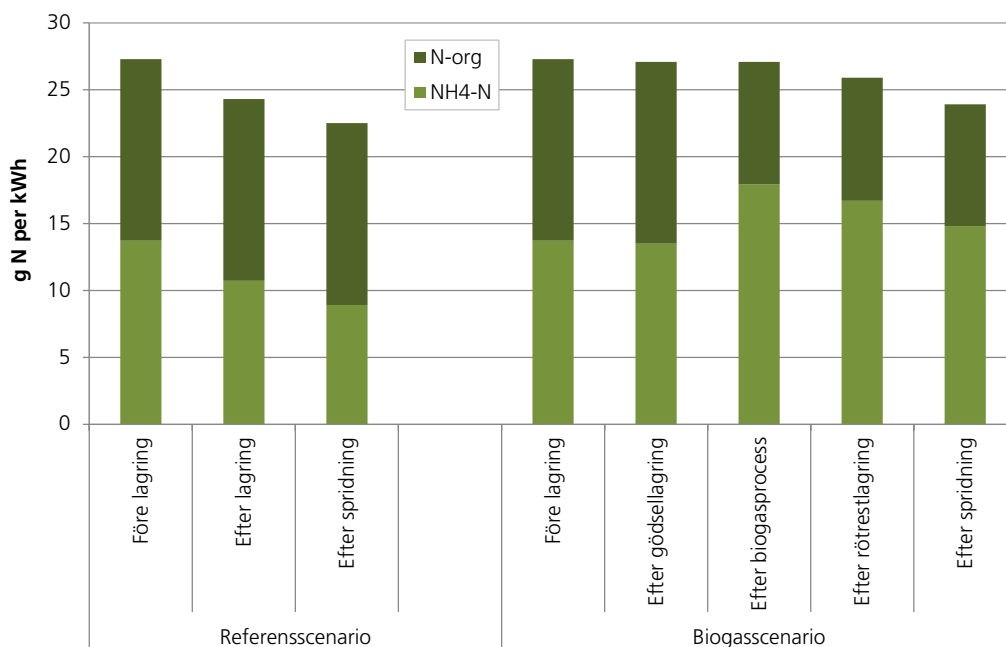
Utsläpp	Emissioner (g/kWh biogas)
CH ₄	1,56
N ₂ O	0,006
NO _x	0,727
Partiklar*	0,001

* Börjesson och Berglund (2006).

Bilaga I: Mineralgödselsättning

Växttillgängligt kväve

Mer kväve i form av ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) finns kvar efter spridning i fält vid rötning av gödsel än vid konventionell stallgödselhantering. Detta beror i huvudsak på den mineralisering av organiskt bundet kväve (N-org) som sker i biogasprocessen, men även på att förlusterna både vid lagring och spridning minskar. Förändringarna i mängd $\text{NH}_4\text{-N}$ och N-org i referensscenariot med konventionell gödselhantering och i biogasscenariot visas i Figur I1. Förlusterna av kväve vid konventionell gödsellagring sker i huvudsak genom ammoniakavgång, och en stor del, 79 % sker vid lagring av fastgödsel och djupströ. Här ger alltså biogassystemet med kort lagringstid för fasta gödselfraktioner vid gården och övergången till flytande hantering av rötrest en fördel. Trots att avgången av ammoniak i absoluta tal sedan är något högre vid spridning av rötrest än vid konventionell gödselhantering är den totala förlusten av kväve genom ammoniakavgång lägre i biogasscenariot. Bakgrundsdata och emissioner beskrivs i kapitel 3 samt i Bilaga C. Den största orsaken till den ökade mängden $\text{NH}_4\text{-N}$ i fält i biogasscenariot är dock den kvävemineralisering som sker i biogasprocessen. Mängden $\text{NH}_4\text{-N}$ ökar med drygt 30 % vid rötning, och beräkningsmodellen för mineraliseringsgrad för det organiskt bundna kvävet beskrivs i Bilaga F. Den totala mängden $\text{NH}_4\text{-N}$ tillgängligt i fält efter alla förluster är i referensscenariot 8,9 g per kWh, i biogasscenariot 14,8 g per kWh. Skillnaden häremellan, 5,9 g N per kWh, beräknas i en systemutvidgning ersätta mineralkväve.



Figur I1: Förändringar i mängden ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) och organiskt budet kväve (N-org) vid lagring, biogasproduktion och spridning i fält i referensscenario och biogasscenario. Alla mängder visas per kWh uppgraderad fordonsgas.

Emissioner vid tillverkning av mineralgödsel

Emissioner vid tillverkning av mineralgödsel sammanfattas i Tabell I1. När det gäller emissionerna av växthusgaser påverkas dessa betydligt av emissionerna av N_2O från produktionen av mineralgödsel och om denna sker med katalytisk lustgasrening eller inte (Börjesson et al., 2010). Här antas att 40 % av allt mineralgödsel som används i Sverige idag är producerat utanför Europa (Lantmännen, 2013). För dessa anläggningar kan antas att lustgasreduktion saknas. Inom Europa är ett konservativt antagande att cirka 50 % av anläggningarna hade lustgasrening år 2010 (Lantmännen, 2013). För anläggningar utan lustgasrening antas utsläppen vara 15 g N_2O /kg N medan anläggningar med rening släpper ut ungefär 3 g N_2O /kg N. Detta ger ett medelvärde på 11,5 kg N_2O /kg N, vilket är det värde som använts i beräkningarna.

Tabell I1: Miljöpåverkan från konventionell mineralgödsetillverkning (Börjesson et al., 2010).

	Emissioner i g/kg mineral-N					
	CO_2	NO_x	SO_2	Partiklar	CH_4	N_2O
Tillverkning av mineralgödsel	3200	8	4,6	0,82	3,1	11,5

Emissioner vid spridning av mineralgödsel

Förutom emissioner vid produktion ger även mineralgödsekväve upphov till emissioner vid spridning, som undviks då rötrest istället sprids. Detta ingår också i den ersättning av mineralgödsel som redovisas i resultaten i kapitel 4. Emissionerna vid rötrestspridning beskrivs i kapitel 3.2. De emissioner som undviks då rötrest ersätter mineralgödsekväve motsvarande 5,9 g N per kWh beskrivs nedan. Emissionsfaktorer beskrivs mer ingående i Bilaga B.

Ammoniakavgången vid spridning av mineralgödsel motsvarar 0,9 % av tillförd mängd N för den typiska mineralgödseksamansättning som används i Sverige (Naturvårdsverket, 2013). Ammoniakavgången till luft uppgår därmed till 0,06 g NH_3 per kWh.

Ammoniakemission till luft ger även upphov till en indirekt lustgasemission, vilket motsvarar 1 % av det kväve som avgår i form av ammoniak (IPCC, 2006). Indirekt lustgasemission från ammoniak till luft uppgår till 0,001 g N_2O per kWh.

Den direkta emissionen av lustgas från åkermark efter spridning av mineralgödsekväve anges i den nationella klimatrappporteringen till 0,8 % av tillförd mängd N (Naturvårdsverket, 2013). Denna schablon används även här. Direkt lustgasemission uppgår därmed till 0,07 g N_2O per kWh.

Bilaga J: Generell bakgrundsdata

I följande bilaga presenteras de generella bakgrundsdata som använts vid beräkningarna.

Tabell J1: Karakteriseringsfaktorer som används vid aggregering av emissionsdata till respektive miljöeffektkategori.

	GWP	AP	EP	Partiklar
Koldioxid, CO ₂	1			
Kväveoxider, NO _x		0,7	0,13	
Svaveldioxid		1		
Metan, CH ₄	23			
Lustgas, N ₂ O	296			
Partiklar				1
Ammoniak		1,88	0,35	

Tabell J2: Emissioner från insatsenergi (elektricitet och värme).

	Emissioner/kWh					
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	NO _x	SO ₂	Partiklar
	g	mg	g	mg	mg	mg
Flispanna ¹	14,0	21,2	-	423,5	169,4	12,7
Svensk medel ²	36,0	180,0	-	72,0	36,0	10,8
Elektricitet från naturgas ^{1,3}	255,6	57,6	-	338,4	8,6	12,6

¹ Värme från en flispanna med en antagen årsverkningsgrad på 85 % (Börjesson et al. (2010).

² Börjesson et al. (2010).

³ Baserat på Börjesson et al. (2010) med en antagen totalverkningsgrad på 85 % vid produktion av kraftvärme.

Tabell J3: Emissioner från drivmedel¹.

	Emissioner/kWh bränsle					
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	NO _x	SO ₂	Partiklar
	g	g	mg	g	mg	mg
Tungt fordon – diesel m. 5 % RME ²	273,3	0,1	8,1	2,23	60,8 ²	46,7
Tungt fordon – biogas ³	0	0,41 ⁴	0	0,720	0	1,8
Lätt fordon – bensin m. 5 % etanol ²	273,7	0,2	9,0	0,613	52,3	7,8
Lätt fordon – biogas ³	0	0,14 ⁴	0	0,036	0	1,8

¹ Avser representativa värden för den befintliga fordonsflottan.

² Emissionerna avser hela bränslecykeln (Gode et al., 2011).

³ Emissionerna avser endast slutförbränning (Börjesson et al., 2010).

⁴ Metanutsläpp är hämtade från Göthe (2013) och är uppskattat medelvärde för befintlig fordonspark.

Miljönytta och samhällsekonomiskt värde vid produktion av biogas från gödsel

Klimatnyttan med att ersätta konventionell gödselhantering med ett system där gödsel används som råvara för produktion av biogas är sedan tidigare känd. Med dagens energipriser är det dock svårt att hitta lönsamhet i en sådan produktion och ett stödsystem har därför diskuterats. Den samhällsekonomiska nyttan av ett sådant stöd har emellertid ifrågasatts, och likaså nettoeffekten på miljön. I denna studie visas att produktion av biogas från en blandning av flyt- och fastgödsel från nöt och svin ger minskade utsläpp av växthusgaser jämfört med dagens gödselhantering, oavsett hur biogasen används. Andra miljöeffekter som utvärderas är bidrag till försurning och övergödning samt partikelemissioner. Den samhällsekonomiska analysen visar att det alltid finns ett positivt samhällsekonomiskt värde av att producera biogas från den undersökta gödselblandningen, oberoende av om biogasens slutanvändning som fordonsgas inkluderas eller inte. Det samhällsekonomiska värdet är också positivt även med den lägsta värderingen av samtliga miljöeffekter. Utifrån detta kan en ersättning för att producera biogas från gödsel motiveras ur ett miljömässigt och samhällsekonomiskt perspektiv.

Mer information om författarna hittar du på www.miljo.lth.se. Där hittar du också samtliga publikationer från Miljö- och energisystem.



LUNDS
UNIVERSITET

www.miljo.lth.se

LUNDS UNIVERSITET

Miljö- och Energisystem
Rapport Nr 86, 2013
ISBN 978-91-86961-12-1
ISSN 1102-3651