



LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA
Lunds universitet

Institutionen för teknik och samhälle
Avdelningen för miljö- och energisystem

Miljöanalys av biogassystem

Pål Börjesson och Maria Berglund

Rapport nr 45

Maj 2003

ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--03/3038--SE + (1-80)
ISBN 91-88360-64-4

© Pål Börjesson och Maria Berglund, 2003

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA vid Lunds universitet Institutionen för teknik och samhälle Avdelningen för miljö- och energisystem Gerdagatan 13 223 62 Lund Telefon: 046-222 00 00 Telefax: 046-222 86 44	Dokumentnamn
	Rapport
	Utgivningsdatum
	Maj 2003
	Författare
	Pål Börjesson Maria Berglund

Dokumenttitel och undertitel

Miljöanalys av biogassystem

Sammandrag

Syftet med denna studie är att analysera olika biogassystem ur miljösynpunkt. Analyserna bygger på systemanalys och utgår från ett energiperspektiv. Ett antal olika biogassystem inkluderas som bygger på olika kombinationer av substrat och användningsområden för biogasen (värme, kraftvärme och drivmedel). Målsättningen är att beräkna bränslecykelemmissioner, kvantifiera indirekta miljöeffekter när olika referenssystem ersätts (d v s aktuella avfallshanterings-, jordbruksproduktions- och energiproduktionssystem), respektive presentera indata, beräkningar och resultat på ett tydligt sätt för att göra studien användbar i andra miljösystemanalyser. En generell slutsats som kan dras är att biogassystemens miljöprestanda kan variera betydligt utifrån faktorer som val av substrat, energitjänst och referenssystem samt om indirekta miljöeffekter respektive behov av systemutvidgning beaktas.

En introduktion av biogassystem leder oftast till ett minskat bidrag av *växthusgaser*, men med några undantag när t ex biogas används för värme och alternativet är förbränning av biomassan. Biogas från gödsel kan leda till särskilt stora minskningar tack vare indirekta miljövinster i form av minskade spontana metanemissioner jämfört med konventionell gödselhantering. En förutsättning är dock att metanförlusterna hålls relativt små alternativt att metan facklas till koldioxid. Här beräknas metanförlusterna kunna uppgå till mellan 8-26 % beroende på vilket biogassystem som studeras innan bidraget av växthusgaser blir lika stort som för aktuella referenssystem med fossila bränslen.

Utsläpp av *övergödande* och *försurande ämnen* minskar så gott som alltid när biogassystem införs. Undantag är vallbaserad biogas när alternativet är träda och användning av fossila bränslen. Stora indirekta miljövinster fås när betblast, gödsel samt organiskt avfall från livsmedelsindustri och hushåll utnyttjas och när alternativen är att lämna kvar blasten på fält, lagra och hantera gödseln på konventionellt sätt respektive kompostera avfallet. Storleken av minskade ammoniakemissioner och nitratläckage kan dock variera betydligt utifrån lokala förutsättningar. Eventuella utsläpp av metan ger endast mindre indirekta effekter på övergödning och försurning genom ökad användning av fossila bränslen som kompenserar de energiförluster som metanläckage medför.

Biogas som drivmedel leder till minskade utsläpp av ämnen som kan bilda *fotokemiska oxidanter*, framför allt när bensin ersätts. Samma sak gäller när biogas används för värmeproduktion, men med några undantag där den största minskningen fås när halm-baserad biogas ersätter halmeldning i liten panna. Däremot kan biogasbaserad kraftvärmeproduktion i gasturbiner leda till ökat bidrag av fotokemiska oxidanter när naturgas ersätts. När indirekta effekter beaktas fås signifikanta vinster med gödselbaserad biogas samtidigt som eventuella utsläpp av metan ger signifikanta negativa effekter.

Utsläpp av *partiklar* minskar i alla analyserade fall när biogas utnyttjas för värme men när biogas utnyttjas för kraftvärme kan både ökade och minskade utsläpp fås. När biogas utnyttjas som drivmedel fås nästan alltid minskade utsläpp av partiklar, framför allt när diesel ersätts i lastbilar.

Resultaten från denna studie visar tydligt på betydelsen av att optimera utformning och lokalisering av biogassystem för att maximera de stora potentiella miljövinster som dessa kan ge upphov till samt för att minimera potentiella negativa effekter.

Nyckelord

Biogassystem, miljösystemanalys, bränslecykelemmissioner, indirekt miljöpåverkan, systemgränser

Sidomfång	Språk	ISRN
80	Svenska Sammandrag på engelska	LUTFD2/TFEM--03/3038--SE + (1-80)
ISSN		ISBN
1102-3651		91-88360-64-4

Intern institutionsbeteckning

Rapport nr 45

Organisation, The document can be obtained through LUND UNIVERSITY Department of Technology and Society Environmental and Energy Systems Studies Gerdagatan 13, SE-223 62 Lund, Sweden Telephone: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Type of document
	Report
	Date of issue
	May 2003
	Authors
	Pål Börjesson Maria Berglund

Title and subtitle

Environmental analysis of biogas systems

Abstract

The purpose of this study is to analyse various biogas systems from an environmental point of view. The analyses are based on a systems analysis approach and an energy perspective. Biogas systems included are based on various combinations of substrates and final use of the biogas (heat, power and transportation fuel). The overall aims are to calculate fuel cycle emissions, quantify indirect environmental effects when various reference systems are replaced (e.g. current systems for waste treatment, agricultural production and energy generation), and to present data, calculations and results in a clear and transparent way, making the study useful for other environmental systems analyses. A general conclusion is that the environmental impact from biogas systems can vary significantly due to such factors as which substrate, energy service and reference system are chosen, and if indirect environmental effects and the need of systems enlargement are considered.

The introduction of biogas systems normally leads to a reduced contribution of *greenhouse gases*, with some exceptions such as when biogas is used for heat and the alternative is combustion of the biomass. Biogas from manure seems to result in particularly large reductions due to indirect benefits in the form of reduced leakage of methane compared with conventional methods for handling and storing manure. A prerequisite is, however, that the losses of methane are small or that methane is combusted and thus converted into carbon dioxide. This study shows that the losses of methane can be up to 8-26%, due to what kind of biogas system is studied, before the contribution of greenhouse gases exceeds the contribution from reference systems based on fossil fuels.

The contribution of emissions that leads to *eutrophication* and *acidification* is almost always reduced when biogas systems are introduced. The indirect environmental benefits could be significant for biogas based on sugar beet tops when leaving the beet tops at the fields, from manure when handling and storing it in conventional ways, and from organic waste from municipalities and food industries when composting the organic wastes. The size of the reduction of emission of ammonia and leakage of nitrate could, however, vary due to local conditions. Losses of methane would only have minor impact on eutrophication and acidification through somewhat higher emissions from fossil fuels which are assumed to be used to compensate for the energy losses that methane leakage leads to.

Biogas as transportation fuel leads to reduced emissions of compounds that can create *photochemical oxidants*, especially when gasoline is replaced. The same situation occurs when biogas is used for heat production, with a few exceptions, where the largest reduction is achieved when biogas from straw replaces combustion of straw in small-scale boilers. Biogas-based combined heat and power production in gas turbines may, however, result in an increased contribution when natural gas is replaced. When indirect environmental effects are considered, biogas from manure will give significant benefits, while losses of methane will give significant negative effects.

Emissions of *particles* will be reduced in all analysed cases when biogas is used for heat production. Biogas for combined heat and power production may, however, result in both reduced and increased emissions. When biogas is utilised as transportation fuel, a reduction of emission of particles is almost always achieved, especially when diesel in trucks is replaced.

The results from this study clearly show the importance of optimising both the performance and localisation of biogas systems in order to maximise the significant potential environmental benefits they can generate and to minimise the potential negative effects.

Keywords

Biogas systems, environmental systems analysis, fuel cycle emissions, indirect environmental impact, systems borders

Number of pages	Language	ISRN
80	Swedish, English abstract	LUTFD2/TFEM--03/3038--SE + (1-80)
ISSN		ISBN
1102-3651		91-88360-64-4

Department classification

Report No. 45

Förord

Denna rapport har tagits fram inom projektet ”Energi- och miljösystemstudier av biogassystem” vid Avdelningen för miljö- och energisystem, Lunds Tekniska Högskola. Inom projektet har också rapporten ”Energianalys av biogassystem” (Berglund & Börjesson, 2003) publicerats. Projektet har finansierats av Göteborg Energi AB, till vilka vi vill rikta vårt varma tack.

Lund maj 2003

Pål Börjesson och Maria Berglund

Innehållsförteckning

1	Bakgrund	1
2	Syfte	1
3	Metoder och antaganden	2
4	Emissioner från olika biogassystem	4
4.1	<i>Tillförsel av substrat och återföring av rötrest</i>	4
4.1.1	Odling och skörd av grödor och skörderester	4
4.1.2	Insamling av organiskt hushållsavfall	5
4.1.3	Transport av substrat	5
4.1.4	Transport och spridning av rötrest	6
4.2	<i>Drift av biogasanläggning och uppgradering av biogas</i>	7
4.2.1	Drift av anläggning.....	7
4.2.2	Uppgradering av biogas	8
4.3	<i>Framställning av biogas - summering</i>	9
4.4	<i>Förluster och utnyttjandegrad</i>	9
4.5	<i>Slutanvändning av biogas</i>	11
4.6	<i>Bränslecykelemissioner - summering</i>	12
4.7	<i>Jämförelser med tidigare studier över bränslecykelemissioner för biogas</i>	14
5	Indirekta miljöeffekter jämfört med referenssystem	15
5.1	<i>Hantering och lagring av substrat och rötrest</i>	15
5.1.1	Emissioner av metan från rötd respektive orötd flytgödsel	15
5.1.2	Emissioner av ammoniak och lustgas vid spridning av rötrest respektive flytgödsel samt vid hantering av betblast	16
5.2	<i>Förändrat växtnäringsläckage</i>	17
5.3	<i>Förändrat växtnäringsutnyttjande</i>	18
5.4	<i>Indirekta miljöeffekter - summering</i>	20
5.5	<i>Behov av systemutvidgning</i>	20
6	Förändrad miljöpåverkan vid introduktion av olika biogassystem	22
6.1	<i>Växthuseffekt</i>	24
6.2	<i>Övergödning</i>	27
6.3	<i>Försurning</i>	31
6.4	<i>Fotokemiska oxidanter</i>	34
6.5	<i>Partiklar</i>	37

7	Identifiering av kritiska faktorer	41
7.1	<i>Förluster av metan.....</i>	<i>41</i>
7.2	<i>Förändrad energieffektivitet i biogassystem.....</i>	<i>46</i>
7.3	<i>Storleken av indirekta miljöeffekter</i>	<i>50</i>
8	Slutsatser och diskussion	51
9	Referenser	54

BILAGOR

- Bilaga 1. Emissioner från alternativa bränslekedjor - referenssystem**
- Bilaga 2. Emissioner från traktoroperationer och lastbilstransport**
- Bilaga 3. Emissioner från elproduktion**
- Bilaga 4. Emissioner från tillverkning av handelsgödsel**
- Bilaga 5. Emissioner vid kompostering av organiskt avfall**
- Bilaga 6. Karakteriseringsfaktorer**

1 Bakgrund

Intresset för rötning av organiskt material och biogasproduktion kommer idag från många olika håll då biogassystem kan ge ett flertal olika miljöfördelar som berör olika aktörer. Biogassystem kan betraktas som s k multi-funktionella bioenergisystem som, genom optimal design och lokalisering, samtidigt kan generera olika miljötjänster. Exempel är, förutom generering av förnybar energi, även effektivare näringsutnyttjande, minskat näringsläckage och minskade emissioner av luftföroreningar. Ett hinder mot en utbyggnad av biogassystem i Sverige idag är höga kostnader i förhållande till intäkterna som begränsas till försäljning av biogas och ibland mottagningsavgifter för avfall. Intäkterna speglar normalt inte de extra miljövinster som biogassystem kan generera. Det är därför viktigt att försöka identifiera och kvantifiera dessa miljövinster som ett komplement till strikt företagsekonomiska kalkyler. Dåligt designade biogassystem kan dock leda till negativa miljöeffekter som utsläpp av växthusgaser i form av metan. Det är med andra ord lika viktigt att försöka kvantifiera eventuella miljökostnader som mindre optimala biogassystem kan ge upphov till.

Biogassystem är komplexa till sin natur då dessa kan se mycket olika ut utifrån lokala förutsättningar. Beroende på vilka biomasseresurser som utnyttjas, användningsområden för gasen samt vilka befintliga energi-, avfallshanterings- och jordbruksproduktionssystem som ersätts kan miljönyttan med biogassystemen variera. Långtgående generaliseringar kan därför inte göras vad gäller biogassystems miljöprestanda, utan varje system bör analyseras och betraktas separat. Denna komplexitet innebär också att ett tvärvetenskapligt angreppssätt behöver tillämpas när biogas jämförs med andra energibärare och att dessa jämförelser bör utgå från ett systemperspektiv.

2 Syfte

Syftet med denna studie är att analysera olika biogassystem ur miljösynpunkt. Studien inkluderar ett antal olika biogassystem som bygger på olika kombinationer av biomasseresurser (substrat) och användningsområden för biogasen. En första målsättning är att beskriva vilka bränslecykelemissioner olika biogassystem ger upphov till, dvs emissioner från såväl framställning som användning av biogas. Dessa definieras här som direkta miljöeffekter. En andra målsättning är att kvantifiera de miljöeffekter som fås när biogassystem ersätter olika system för avfallshandling, jordbruksproduktion och energiproduktion, s k referenssystem. I dessa fall kan dessutom indirekta miljöeffekter uppstå som t ex förändrat växtnäringsläckage, växtnäringsutnyttjande och förändrade emissioner från lagring och hantering av restprodukterna. Därefter kan de biogassystem som är särskilt fördelaktiga ur miljösynpunkt, liksom bakomliggande faktorer, identifieras samt de fall respektive faktorer som kan leda till att biogassystem medför en negativ miljöpåverkan. En tredje målsättning är att presentera indata, beräkningar, uppskattningar och resultat på ett så tydligt sätt att läsaren ska kunna använda denna studie som underlag för egna beräkningar och analyser.

3 Metoder och antaganden

Denna studie bygger på systemanalys där biogassystem och referenssystem studeras ur ett livscykelperspektiv där såväl direkta som indirekta miljöeffekter i systemens olika delsteg inkluderas. I Tabell 3.1 beskrivs översiktligt vilka biogassystem som studeras samt vilka referenssystem dessa jämförs med. Anledningen till att de aktuella substraten valts är att de utgör en betydande andel av den uppskattade biogaspotentialen i Sverige (se t ex Nordberg m fl, 1998). Data över miljöpåverkan från referenssystemen redovisas i Bilaga 1.

Tabell 3.1. Beskrivning av de biogassystem respektive referenssystem som inkluderas i denna studie.

Substrat		Biogassystem		Referenssystem
		Gårdsbaserad	Central	
<i>Energigrödor</i>	Vall	Odling - skörd	Odling - skörd - transport	1) Träda + fossilbaserad bränslekedja 2) Energiskogsodling: a) förbränning b) metanoltillverkning
<i>Skörderester</i>	Halm	Balning	Balning - transport	1) Lämnas på fält + fossilbaserad bränslekedja 2) Balning - transport - förbränning
	Betblast	Insamling	Insamling - transport	Lämnas på fält + fossilbaserad bränslekedja
<i>Gödsel</i>	Flytgödsel: - nöt		Transport	Lagring + fossilbaserad bränslekedja
	Flytgödsel: - svin		Transport	Lagring + fossilbaserad bränslekedja
<i>Avfallsprodukter</i>	Livsmedels-industri	e.a. ¹	Transport	1) Transport- kompostering + fossilbaserad bränslekedja 2) Transport-förbränning
	Organiskt hushållsavfall	e.a. ¹	Insamling - transport	1) Insamling - transport - kompostering + fossilbaserad bränslekedja 2) Insamling - transport - förbränning

¹ Ej analyserat

Analysen utgår från ett energiperspektiv. Data över energiinsatser och biogasutbyte för biogassystem baseras på Berglund och Börjesson (2003). Övriga data har hämtats från litteraturstudier, d v s den data som används i denna analys baseras inte på några specifika biogasanläggningar. Rapportens första del behandlar emissioner från framställning och slutanvändning av biogas, s k bränslecykelemissioner, vilka uttrycks per energienhet biogas. Studiens andra del behandlar hur såväl direkta som indirekta emissioner påverkas när olika biogassystem ersätter olika referenssystem (se Tabell 3.2). Dessa förändringar i utsläpp uttrycks per energitjänstenhet (jämför funktionell enhet inom LCA). De energitjänster som inkluderas är värmeproduktion, elproduktion (kraftvärme) respektive fordonstransport. Ersättningsbränslet i referenssystemen utgörs av eldningsolja för värmeproduktion, naturgas för kraftvärmeproduktion respektive bensin och diesel för fordonstransport. Värmeproduktion innefattar små pannor (gårdsnivå) samt stora pannor (fjärrvärmesystem). Kraftvärmeproduktion innefattar små gasturbiner (mikroturbiner på gårdsnivå) samt stora gasturbiner (fjärrvärmesystem). Bensin antas användas för personbilar medan diesel antas användas för tunga fordon. Genom att uttrycka miljöeffekterna per energitjänstenhet beaktas

eventuella skillnader mellan de olika energibärarna vad gäller omvandlingsförluster vid slutanvändning (se Bilaga 1).

Vid behov kompletteras de analyserade biogassystemen med aktuellt ersättningsbränsle om dessa inte tillhandahåller en motsvarande energitjänst som referenssystemet. Detta kan bli aktuellt när bioenergisystem jämförs med varandra och skillnader finns i energiutvinning per ton biomassa eller energiskörd per hektar åkermark (jämför systemutvidgning inom LCA). Alla energiinsatser som redovisas avser primärenergi, d v s energiåtgången för framställning av respektive energibärare har inkluderats och hänsyn har tagits till eventuella omvandlingsförluster. Den el som används antas vara naturgasbaserad. Anledningen till detta är att emissioner från naturgasbaserad el ungefär motsvarar ett genomsnitt av emissionerna från en elmix baserat på svensk medel (vattenkraft och kärnkraft) samt marginalel (kolkondens).

Tabell 3.2. Beskrivning av de miljöaspekter, i form av emissioner till luft och vatten, som inkluderas i studien.

Miljöaspekt	Tillförsel av substrat och återföring av rötrest	Rötning och uppgradering av biogas	Slutlig användning av biogas
Direkt miljöpåverkan			
Emissioner från använd insatsenergi vid framställning av biogas	CO ₂ , CO, NO _x , SO ₂ , HC, partiklar	CO ₂ , CO, NO _x , SO ₂ , HC, partiklar	
Emissioner vid användning av biogas			CO ₂ , CO, NO _x , SO ₂ , HC, CH ₄ , partiklar
Indirekt miljöpåverkan			
Emissioner vid hantering och lagring av substrat och rötrest	CH ₄ , NH ₃ , N ₂ O	CH ₄	
Förändrat växtnärläckage	NO ₃ ⁻		
Förändrat växtnärlutnyttjande ¹	N, P		

¹ Medför förändrat behov av handelsgödsel och därmed minskade/ökade emissioner av CO₂, CO, NO_x, SO₂, HC, CH₄ samt partiklar från tillverkning av kväve- och fosforgödselmedel.

I studiens första del presenteras resultaten i form av bränslecykelemissioner, d v s här ingår enbart ”direkt miljöpåverkan”, och de olika emissionerna redovisas var för sig. I studiens andra del, där såväl ”direkt” som ”indirekt miljöpåverkan” ingår, har en aggregering av utsläppsdata gjorts för att få mer lättöverskådliga resultat (jämför ”Miljöpåverkansbedömning” i LCA). Detta är möjligt att göra eftersom ett flertal emissioner kan bidra till samma miljöeffekt. Olika emissioner medför dock olika grad av miljöpåverkan varför dessa behöver multipliceras med sk karakteriseringsfaktorer innan emissionerna kan aggregeras och uttryckas som ekvivalenter (se Bilaga 6). De miljöeffektkategorier som inkluderas här är: (i) växthuseffekt, (ii) övergödning, (iii) försurning, (iv) bildning av fotokemiska oxidanter, samt (v) utsläpp av partiklar (se Tabell 3.3).

Tabell 3.3. Beskrivning av de miljöeffektkategorier som inkluderas i denna studie samt vilka emissioner som ingår i respektive kategori.¹

Miljöeffektkategori	Ingående emissioner	Uttrycks som
Växthuseffekt	CO ₂ , CO, NO _x , HC, CH ₄ , N ₂ O	Koldioxidkvivalenter
Övergödning	NO _x , NH ₃ , NO ₃	Fosfatekvivalenter
Försurning	SO ₂ , NO _x , NH ₃ , NO ₃	Svaveldioxidkvivalenter
Bildning av fotokemiska oxidanter	CO, HC, CH ₄	Etenekvivalenter
Utsläpp av partiklar	partiklar	Partiklar

¹ Se Bilaga 6.

I Tabell 3.4 beskrivs de substrat som ingår i analysen. Kvävehalt (N-halt) respektive fosforhalt (P-halt) avser totalmängderna i substraten. Olika substrats biogasutbyte kan skilja betydligt utifrån vilken rötningsteknologi som utnyttjas, uppehållstid, belastning och temperatur vid rötning, sammansättning av substratblandning etc (se Berglund och Börjesson, 2003). Här antas att respektive substrat rötas på ett effektivt sätt genom att substraten blandas på ett optimalt sätt utifrån vattenhalt, näringsammansättning etc samt att denna substratblandning värms upp till lämplig temperatur. De värden som anges i Tabell 3.4 för biogasutbytet ska ses som genomsnittliga, variationer kan dock förekomma. Generellt kan sägas att mellan de olika substraten skiljer biogasutbytet med drygt en faktor 2 per ton ts, där gödsel har lägst biogasutbyte och organiskt avfall har högst. När biogasutbytet uttrycks per ton substrat, dvs när hänsyn tas till substratens varierande vatteninnehåll, ökar skillnaderna i biogasutbyte till en faktor 10-12.

Tabell 3.4. Beskrivning av de substrat som ingår i denna studie.¹

Substrat	TS-halt ¹	N-halt ²	P-halt ²	Biogasutbyte ¹	
	%	% av ts	% av ts	GJ/ton ts	GJ/ton substrat
Vall (klöver-gräsvall)	23	2,7	0,21	10,6	2,4
Halm	82	0,70	0,10	7,1	5,8
Betblast	19	2,5	0,27	10,6	2,0
Gödsel: - nöt	8	3,9	0,75	6,2	0,50
Gödsel: - svin	8	5,1	1,9	7,0	0,56
Avfall: - livsmedelsindustri ³	8	4,0	1,0	16	1,3
Organiskt hushållsavfall	30	2,0	0,4	12,4	3,7

¹ Data från Berglund och Börjesson (2003).

² Data från Steineck m fl (2000), Hessel m fl (1998) och Sundqvist m fl (1999).

³ Till exempel blandat slakteriavfall. Stora variationer kan förekomma vad gäller såväl biogasutbyte som ts-halt beroende på vilka olika typer av restprodukter som ingår i substratsammansättningen (se Berglund och Börjesson, 2003).

4 Emissioner från olika biogassystem

I följande avsnitt beskrivs vilka emissioner som uppkommer vid olika delmoment vid framställning av biogas, samt vid slutlig användning av biogasen. Dessa totala emissioner, s k bränslecykelemissioner, summeras i slutet av kapitlet. Dessutom beskrivs hur eventuella läckage och förluster av biogas påverkar bränslecykelemissionerna.

4.1 Tillförsel av substrat och återföring av rötrest

4.1.1 Odling och skörd av grödor och skörderester

Odling och skörd av vallgrödor samt bärgning av skörderester som halm och betblast leder till miljöpåverkan i form av emissioner från traktorer och andra jordbruksmaskiner som används. Dessutom har tillverkningen av de insatsvaror som krävs (konstgödsel, drivmedel, maskiner etc) medfört emissioner i ett tidigare skede. I Tabell 4.1 redovisas summan av dessa totala emissioner.

Tabell 4.1. Emissioner och enenergianvändning vid odling och skörd av vall, balning och bärgning av halm samt bärgning av betblast.¹

Utsläpp (per ton substrat)	Energigrödor		
	Vall	Halm	Betblast
<i>Energiinsats (MJ)</i>	440	230	100
CO ₂ (kg)	33	18	7,7
CO (g)	84	59	27
NO _x (g)	380	220	99
SO _x (g)	9,0	4,8	2,2
HC (g)	33	20	8,8
Partiklar (g)	5,2	2,8	1,2

¹ Avser livscykelemissioner och primärenergi. Data över energiinsatser baseras på Berglund och Börjesson (2003) och emissionsnivåer på Hansson m fl (1998) samt Blinge m fl (1997). Fördelning mellan olika traktoroperationer baseras på Börjesson (1994). Beräkningarna inkluderar transport från fält till gård.

4.1.2 Insamling av organiskt hushållsavfall

Insamling av organiskt hushållsavfall antas ske med traditionell sopbil. Energiinsatsens storlek för insamling av hushållsavfall beror framför allt på två faktorer, dels körsträckan som krävs för att fylla lastbilen, dels antalet stopp som krävs för pålastning. Energiinsatsen per tonkilometer är t ex högre för insamling i tätorter än på landsbygd p g a tätare stopp. Å andra sidan är körsträckan för att fylla sopbilen betydligt kortare i tätorter (cirka 10 km) än på landsbygd (cirka 70 km) (Berglund och Börjesson, 2003). Detta resulterar i en energiinsats för insamling kring 120 MJ per ton avfall i tätort respektive 330 MJ per ton på landsbygd. Energiinsatsen vid insamling i villaförort motsvarar den på landsbygd, cirka 330 MJ per ton avfall. Tabell 4.2 baseras på en genomsnittlig energiinsats för insamling i tätort, villaförort och på landsbygd.

Tabell 4.2. Emissioner och enenergianvändning vid insamling av organiskt hushållsavfall.¹

Utsläpp (per ton substrat)	Organiskt hushållsavfall
<i>Energiinsats (MJ)</i>	250
CO ₂ (kg)	19
CO (g)	38
NO _x (g)	150
SO _x (g)	5,0
HC (g)	17
Partiklar (g)	2,5

¹ Avser livscykelemissioner och primärenergi. Genomsnittlig energiinsats vid insamling i tätort, villaområde samt på landsbygd (Berglund och Börjesson, 2003). Emissionsdata baseras på Sundqvist m fl (1999) och Blinge m fl (1997). Exklusive transport till biogasanläggning (se avsnitt 4.1.3).

4.1.3 Transport av substrat

Transport av substrat antas ske med lastbil till en central biogasanläggning. För flytande substrat som flytgödsel och slakteriavfall utnyttjas tankbil medan traditionell sopbil utnyttjas

för insamling och transport av hushållsavfall (se avsnitt 4.1.2). Transport av vallgräs, halm och betblast från gård antas ske med vanlig lastbil. Transport inom gården antas ske med traktor och är redan inkluderade i delmomentet ”odling, skörd och bärning” (se avsnitt 4.1.1). Uppskattningar av genomsnittliga transportavstånd för olika substrat baseras på existerande och projekterade anläggningar där transportavstånden oftast varierar mellan 3 till 15 km och i vissa speciella fall upp till 25 km (Berglund och Börjesson, 2003). Här antas att det genomsnittliga transportavståndet för alla substrat är 10 km (Tabell 4.3). För flytgödsel som transporteras till central biogasanläggning med tankbil inkluderas ingen tom returtransport då tankbilen antas transportera rötrest i retur till gården (se avsnitt 4.1.4). För övriga substrat inkluderas tom returtransport.

Tabell 4.3. Emissioner och energianvändning vid transport av substrat till central biogasanläggning.¹

Utsläpp (totalt per ton substrat)	Vall	Halm	Betblast	Flytgödsel ²	Livsmedels- ind.avfall	Org. hus- hållsavfall
<i>Energiinsats (MJ)</i>	11	29	11	10	16	24
CO ₂ (kg)	0,84	2,2	0,84	0,76	1,2	1,8
CO (g)	0,14	0,38	0,14	0,13	0,21	0,36
NO _x (g)	8,4	22	8,4	7,6	12	15
SO _x (g)	0,23	0,61	0,23	0,21	0,34	0,50
HC (g)	0,48	1,3	0,48	0,44	0,70	1,6
Partiklar (g)	0,13	0,35	0,13	0,12	0,19	0,24

¹ Avser livscykelemissioner och primärenergi. Data över energiinsats och genomsnittligt transportavstånd, här satt till 10 km, baseras på Berglund och Börjesson (2003). Emissionsdata baseras på Sundqvist m fl (1999) och Blinge m fl (1997).

² Exklusive tom returtransport då lastbilen antas ta rötrest i retur till gården.

4.1.4 Transport och spridning av rötrest

Tabell 4.4. Emissioner och energianvändning vid transport och spridning av rötrest.¹

Utsläpp (per ton rötrest)	Transport ²	Spridning	Transport & spridning
	Central anläggning	Gårds- & central anläggning	Central anläggning
<i>Energiinsats (MJ)</i>	16	28	44
CO ₂ (kg)	1,2	2,1	3,3
CO (g)	0,21	4,6	4,8
NO _x (g)	12	26	38
SO _x (g)	0,34	0,59	0,93
HC (g)	0,70	1,9	2,6
Partiklar (g)	0,19	0,34	0,53

¹ Avser livscykelemissioner och primärenergi. Data över energiinsats och genomsnittligt transportavstånd, här satt till 10 km, baseras på Berglund och Börjesson (2003). Emissionsdata baseras på Sundqvist m fl (1999), Blinge m fl (1997) och Hansson m fl (1998). Ett ton substrat antas generera ett ton rötrest.

² Inklusive tom returtransport.

Transport av rötrest från central biogasanläggning till gård antas ske med tankbil. Spridning av rötrest på gård antas ske med traktor och traditionell flytgödselspridare med nedmyllningsaggregat. I Tabell 4.4 redovisas emissioner från transport och spridning av rötrest. Det genomsnittliga transportavståndet från central biogasanläggning till gård antas

vara 10 km (Berglund och Börjesson, 2003). I detta fall antas ett ton substrat generera ett ton rötrest, d v s hänsyn till de olika substratens spädande effekt har inte beaktats vid uppskattningen av energiåtgången vid transport och spridning av rötrest (till skillnad från när energiåtgången vid drift av biogasanläggningen beräknas, se avsnitt 4.2).

4.2 Drift av biogasanläggning och uppgradering av biogas

4.2.1 Drift av anläggning

En biogasanläggning förbrukar hjälpenergi i form av el till pumpning, omrörning mm samt en del av den producerade biogasen till uppvärmning, hygienisering etc. Emissioner som uppkommer från denna energianvändning redovisas i Tabell 4.5. Värmebehovet i uppvärmda gårdsbaserade anläggningar bedöms normalt vara större än i centrala anläggningar på grund av sämre isolering och sämre möjligheter till värmeväxling. Torra substrat som hushållsavfall och vallgräs kräver mer förbehandling (sönderdelning etc) jämfört med blöta substrat som flytgödsel, vilket medför ökad elförbrukning.

Energiåtgången som redovisas i Tabell 4.5 har beräknats per ton substrat. När energiåtgången för drift av biogasanläggningen uttrycks per ton substrat i stället för per ton substratblandning kommer automatiskt hänsyn tas till att blöta substrat (ts-halt <10 %) har en spädande effekt, d v s energiinsatsen kommer att bli något lägre än när den uttrycks per ton substratblandning. Däremot belastas torra substrat (ts-halt >10 %) för att dessa behöver spädas, d v s energiinsatsen kommer här att bli något högre än när den uttrycks per ton substratblandning. En utförlig beskrivning av vilken betydelse dessa två olika beräkningsmetoder har på energibalansen ges i Berglund och Börjesson (2003).

Tabell 4.5. Emissioner och energianvändning vid drift av biogasanläggning.¹

Utsläpp (per ton substrat)	Vall		Halm		Betblast		Flytgödsel		Livsmedels- ind. avfall	Org. Hus- hållsavfall
	Gård. anl.	Cent. anl.	Gård. anl.	Cent. anl.	Gård. anl.	Cent. anl.	Gård. anl.	Cent. anl.	Central anläggning	Central anläggning
<i>Energiinsats:²</i>										
- el (MJ) ³	76	170	270	620	63	140	26	53	53	230
- biogas (MJ) ⁴	580	250	2050	900	470	210	200	88	88	330
CO ₂ (kg)	12	14	41	48	9,5	11	4,0	4,2	4,2	18
CO (g)	12	10	44	34	10	8,0	4,3	3,1	3,1	13
NO _x (g)	64	46	230	160	53	38	22	14	14	60
SO _x (g)	2,8	1,4	9,8	5,2	2,3	1,2	0,96	0,49	0,49	1,9
HC (g)	2,7	3,5	9,6	12	2,2	2,9	2,2	1,1	1,1	4,5
CH ₄ (g)	3,5	3,5	12	12	2,8	2,8	1,1	1,1	1,1	4,5
Partiklar (g)	2,1	1,4	7,4	4,8	1,7	1,1	0,72	0,45	0,45	1,8

¹ Avser livscykelemissioner och primärenergi. Data över energiinsats baseras på Berglund och Börjesson (2003). Metanförlosterna antas vara marginella.

² Baserad på en energiinsats, uttryckt per ton substratblandning med 10 % genomsnittlig torrsbstanshalt, om 250 och 33 MJ värme respektive el för en gårdsanläggning samt 110 och 66 MJ värme respektive el för en central anläggning (med en något ökad elanvändning för torra substrat p g a utökad förbehandling).

³ Naturgasbaserad el (se Kapitel 3). Emissioner baseras på Bilaga 3.

⁴ Biogasbaserad värme inklusive 30 % insatsenergi för att producera biogasen. Denna insatsenergi (och emissioner) baseras på en genomsnittlig substratblandning och en viktad genomsnittlig fördelning av diesel för insamling och transport av substrat, transport och spridning av rötrest samt el och biogas för drift av anläggningen (baserat på data från detta kapitel).

De emissionsdata som redovisas i Tabell 4.5 förutsätter att eventuella förluster av metan från t ex efterlagring av rötrest är marginella. Vid efterlagring av rötrest kan en betydande biogasproduktion ske vilket kan leda till stora metanutsläpp om inte denna biogas samlas upp och utnyttjas för energiändamål. Betydelsen av metanförluster beskrivs mer utförligt i avsnitt 4.4.

4.2.2 Uppgradering av biogas

Om biogasen ska användas för fordonsdrift eller distribueras via naturgasnät krävs normalt uppgradering till naturgaskvalitet, d v s avskiljning av framför allt koldioxid men också andra gaser som förekommer i mindre mängder. Om gasen ska användas för värme och/eller elproduktion behövs ingen uppgradering. Dessutom behöver gasen trycksättas när den ska användas för fordonsdrift eller distribueras via naturgasnät. Vid uppgradering och trycksättning utnyttjas framför allt el som hjälpenergi. I Tabell 4.6 redovisas en uppskattning av de emissioner som härrör från energianvändningen vid uppgradering och trycksättning av biogasen. Elanvändningen antas motsvara totalt 5 % av biogasens energiinnehåll, eller 11 % uttryckt som primärenergi (Berglund och Börjesson, 2003). Cirka 60 % av elanvändningen utnyttjas för uppgradering och cirka 40 % för trycksättning. Uppgradering och trycksättning avser stationär anläggning vid en central biogasanläggning. Utveckling pågår av småskaliga uppgraderingsanläggningar (bl a mobila) som kan användas vid gårdsbaserad biogasproduktion, men data över energianvändningen för dessa är bristfällig varför gårdsbaserad uppgradering inte inkluderas här. Preliminära uppskattningar indikerar dock att energiåtgången kan vara högre för dessa mindre anläggningar än för större centrala uppgraderingsanläggningar (Berglund och Börjesson, 2003). Vid uppgradering och komprimering kan en viss metanförlust uppstå som bedöms kunna variera mellan 0-2 %. Betydelsen av metanförluster beskrivs mer utförligt i avsnitt 4.4.

Tabell 4.6. Emissioner och energianvändning vid uppgradering och trycksättning av biogas till naturgaskvalitet vid central biogasanläggning.¹

Utsläpp (per ton substrat)	Vall	Halm	Betblast	Flytgödsel	Livsmedels- ind. avfall	Org. hus- hållsavfall
<i>Energiinsats:</i>						
- el (MJ)	260	640	220	60	140	460
CO ₂ (kg)	16	38	13	3,6	8,4	28
CO (g)	7,8	19	6,6	1,8	4,2	14
NO _x (g)	31	76	26	7,1	17	54
SO _x (g)	0,52	1,3	0,44	0,12	0,28	0,92
HC (g)	2,4	2,6	0,88	0,24	0,56	1,8
CH ₄ (g)	3,3	8,1	2,8	0,76	1,8	5,9
Partiklar (g)	0,78	1,9	0,66	0,18	0,42	1,4

¹ Avser livscykelemissioner och primärenergi. Energiinsatser och emissioner baseras på en elförbrukning motsvarande 5 % av den producerade biogasens energiinnehåll, vilket motsvarar 11 % primärenergi (Berglund och Börjesson, 2003). Data över emissionsnivåer baseras på Bilaga 3. Metanförlusterna antas vara marginella.

4.3 Framställning av biogas - summering

I Tabell 4.7 summeras emissionerna och energianvändningen vid framställning av biogas från olika substrat, baserat på de delprocesser som beskrivs i avsnitt 4.1 och 4.2. Resultaten i tabellen bygger på att förlusterna av metan vid framställning av biogas är marginella. Emissioner och energiinsatser varierar beroende på vilket substrat som utnyttjas, men också beroende av till vilken energitjänst biogasen ska användas. Om biogas ska utnyttjas som drivmedel eller distribueras via naturgasnätet krävs normalt att gasen uppgraderas till naturgaskvalitet vilket medför en extra energiinsats och därmed ökade emissioner. Dessutom varierar energiinsatser och emissionerna mellan biogasproduktion i en gårdsanläggning respektive central anläggning. Som framgår av Tabell 4.7 varierar energiinsatsens storlek vid framställning av biogas ofta mellan cirka 25 till 45 % av biogasens energiinnehåll beroende av de faktorer som anges ovan.

Tabell 4.7. Summering av emissioner och energianvändning vid framställning av biogas från olika substrat (uttryckt per MJ biogas).¹

Substrat	Energi	CO ₂	CO	NO _x	SO ₂	HC	CH ₄	Partikl.
/anläggningstyp	MJ	g	mg	mg	mg	mg	mg	mg
VALL								
Gårdsanläggning	0,47	19	42	200	5,1	16	1,4	3,1
Central anläggning	0,38	21	41	200	4,8	16	1,4	3,0
Central anläggning & uppgrad.	0,49	28	44	210	5,1	17	2,8	3,3
HALM								
Gårdsanläggning	0,45	11	19	82	2,6	5,4	2,1	1,8
Central anläggning	0,32	12	17	77	2,0	6,2	2,1	1,5
Central anläggning & uppgrad.	0,43	19	20	90	2,2	6,7	3,5	1,8
BETBLAST								
Gårdsanläggning	0,34	9,7	21	89	2,5	6,5	1,4	1,6
Central anläggning	0,25	12	20	92	2,2	7,3	1,4	1,5
Central anläggning & uppgrad.	0,36	18	23	100	2,5	7,8	2,8	1,8
GÖDSEL²								
Gårdsanläggning	0,46	11	16	86	2,8	7,3	2,1	1,9
Central anläggning	0,35	15	14	110	2,9	7,4	1,9	2,0
Central anläggning & uppgrad.	0,46	21	18	120	3,1	7,9	3,2	2,3
LIVSMEDELSIND.AVFALL								
Central anläggning	0,15	6,7	6,3	50	1,4	3,4	1,0	1,0
Central anläggning & uppgrad.	0,26	13	9,5	63	1,6	3,8	2,2	1,2
ORG. HUSHÅLLSAVFALL								
Central anläggning	0,24	11	15	71	2,2	6,9	1,2	1,4
Central anläggning & uppgrad.	0,36	19	19	86	2,5	7,4	2,8	1,7

¹ Avser livscykelemissioner och primärenergi. Metanförlusterna antas vara marginella. För beskrivning av vilka delprocesser som ingår för respektive substrat och anläggningstyp se avsnitt 4.1 och 4.2.

² Avser svinflytgödsel.

4.4 Förluster och utnyttjandegrad

De emissionsnivåer som anges för framställning av biogas i Tabell 4.7 förutsätter att all biogas som produceras utnyttjas för energiändamål och att förlusterna av metan är marginella. I vissa situationer kan det dock finnas begränsningar i avsättningen av biogas eller ske läckage och okontrollerade utsläpp. Som diskuterats i avsnitt 4.2.1 är det av största vikt att undvika läckage av metan vid t ex efterlagring av rötrest, d v s systemen måste hållas slutna från reaktor hela vägen till behållare för lagring av rötrest. Erfarenheter från svenska och

danska centrala biogasanläggningar visar att cirka 10-15 % av metangasutvinningen sker i samband med efterlagringen av rötresten (Börjesson, 1997; Sommer m fl, 2000). Läckage kan också uppstå vid uppgradering av biogasen, motsvarande upp till 2 % av metaninnehållet (se avsnitt 4.2.2.).

Begränsningar i avsättningen av biogas kan framför allt uppstå när denna utnyttjas för uppvärmning. Behovet av värme följer normalt årstiderna med störst behov under vinterhalvåret och minst behov under sommarhalvåret. Produktionen av biogas fördelar sig dock normalt relativt jämnt över året. Ett exempel på hur utnyttjandegraden av biogas kan förbättras kommer från Laholms biogasanläggning (Hammar, 2002). Tidigare utnyttjades biogasen från Laholms biogasanläggning för uppvärmning av småhus i ett närliggande villaområde. Utnyttjandegraden uppgick då endast till cirka 70 % p g a ett kraftigt värmeöverskott under sommarhalvåret varför 30 % av biogasen fick facklas bort. Nu uppgraderas biogasen till naturgaskvalitet och distribueras via naturgasnätet vilket innebär att 100 % av biogasen kan utnyttjas för energiändamål.

Ett annat sätt att få en jämnare avsättning för biogasen är att utnyttja denna som drivmedel, eftersom drivmedelsbehovet normalt är relativt jämnt fördelat över året. Centrala anläggningar med uppgradering kan t ex förse fordonsflottor som stadsbussar, taxibilar, renhållningsbilar och privatbilar med drivmedel. En pågående utveckling av mindre (stationära och mobila) uppgraderingsanläggningar kommer göra det möjligt att utnyttja biogasen från små anläggningar till fordonsbränsle. Här kan dock en begränsning i avsättningen uppstå om gasen ska användas som traktorbränsle då behovet av drivmedel för traktorer normalt koncentreras till vår och höst och med begränsad avsättning under sommar och vinter (Baky m fl, 2002). Om däremot biogasen används som drivmedel för personbilar fås en jämnare avsättning. Om biogasen utnyttjas för kraftvärmeproduktion i stället för enbart värmeproduktion fås också en något jämnare avsättning då elbehovet är mindre säsongsstyrt än värmebehovet. Kraftvärmeproduktion kan ske både i centrala anläggningar via stora gasturbiner och i små gårdsanläggningar via mikroturbiner.

Ur miljösynpunkt är det av stor betydelse hur effektivt biogasen kan utnyttjas för energiändamål och förluster minimeras. Om inte all biogas utnyttjas reduceras biogasens miljöprestanda på följande sätt:

- 1) Utsläppen av växthusgaser ökar om oförbränd metan släpps ut eftersom metan är en 21 gånger mer aggressiv växthusgas än koldioxid. Denna negativa miljöeffekt kan dock förhindras genom att metan facklas till koldioxid.
- 2) Alla emissioner från framställning av biogas ökar i motsvarande grad som förlusterna av metan eftersom bränslecykelemissionerna uttrycks per energienhet användbar biogas.

I Tabell 4.8 beskrivs hur emissionerna från framställning av biogas totalt sett ökar när utnyttjandegraden av den producerade biogasen minskar och när emissionerna uttrycks per MJ biogas. Emissionerna i Tabell 4.9 inkluderar såväl ökade metanutsläpp som indirekt ökade emissioner från energianvändningen vid framställningen av biogasen. I tabellen inkluderas enbart biogas från gödsel men den procentuella skillnaden i emissioner mellan de olika nivåerna av förlusterna blir lika oavsett vilket substrat som analyseras. När det gäller utsläppen av metan motsvarar en biogasförlust om 2, 10 och 30 % ökade metanutsläpp om 0,4, 2 respektive 6 g CH₄ per MJ biogas, under förutsättning att metan inte facklas till koldioxid.

Tabell 4.8. Emissioner och energiförbrukning vid framställning av biogas från gödsel (svinflytgödsel) vid olika stora förluster av metan (uttryckt per MJ biogas).¹

Anläggningstyp	Energi	CO ₂	CO	NO _x	SO ₂	HC	CH ₄	Partikl.
/biogasförlust	MJ	g	mg	mg	mg	mg	mg	mg
Gårdsanläggning								
0 % förlust	0,46	11	16	86	2,8	7,3	2,1	1,9
10 % förlust	0,51	12	18	96	3,1	8,1	2000	2,1
30 % förlust	0,66	16	23	120	4,0	10	6000	2,7
30 % förlust & fackling	0,66	16	23	120	4,0	10	3,0	2,7
Central anläggning								
0 % förlust	0,35	15	14	110	2,9	7,4	1,9	2,0
10 % förlust	0,39	17	16	120	3,2	8,2	2000	2,2
30 % förlust	0,50	21	20	160	4,1	11	6000	2,9
30 % förlust & fackling	0,50	21	20	160	4,1	11	2,7	2,9
Central anläggning & uppgrad.								
0 % förlust	0,46	21	18	120	3,1	7,9	3,2	2,3
2 % förlust	0,47	22	18	120	3,2	8,0	400	2,3

¹ 1 MJ biogas motsvarar 20 g CH₄ (energiinnehållet i CH₄ är 50 MJ/kg).

4.5 Slut användning av biogas

Tabell 4.9. Emissioner vid slut användning av biogas.

Utsläpp	Personbil ¹	Tunga fordon ¹	Små värme-pannor (< 0,1 MW) ²	Stora värme-pannor (> 30 MW) ³	Mikro-turbiner (< 0,1 MW _{el}) ⁴	Stora gas-turbiner (> 1 MW _{el}) ⁵
(per MJ motor-effekt/värme/el & värme)						
CO ₂ (g)	0	0	0	0	0	0
CO (mg)	210	6,0	2,0	2,0	3,0	6,0
NO _x (mg)	160	560	6,0	2,6	32	59
SO _x (mg)	0	0	2,0	2,0	2,0	2,0
HC (mg)	0	14	3,0	3,0	3,0	3,0
CH ₄ (mg)	100	120	4,0	4,0	4,0	4,0
Partiklar (mg)	10	5,0	2,0	2,0	2,0	2,0
<i>Verkningsgrad</i>	<i>0,17</i>	<i>0,30</i>	<i>0,90</i>	<i>0,95</i>	<i>0,80</i> <i>(0,3 el +</i> <i>0,5 värme)</i>	<i>0,85</i> <i>(0,4 el + 0,45</i> <i>värme)</i>

¹ Baserat på data från Blinge m fl, 1997.

² Baserat på värden för naturgas (Uppenberg m fl, 2001; Gustavsson och Karlsson, 2002) som justerats utifrån skillnader i emissioner när biogas ersätter naturgas i gasturbiner (EPA, 2002).

³ Baserat på värden för naturgas (Uppenberg m fl, 2001; Gustavsson och Karlsson, 2002; Vattenfall, 2001) som justerats utifrån skillnader i emissioner när biogas ersätter naturgas i gasturbiner (EPA, 2002)

⁴ Baserat på data från EPA (2002) med justering utifrån data från naturgasdrivna gasturbiner (Uppenberg m fl, 2001; SNV, 2000). Utsläpp av NO_x och CO bedöms vara 50 % lägre från mikrogasturbiner jämfört med större gasturbiner (Norén och Thunell, 2001).

⁵ Baserat på data från EPA, 2002, med justering utifrån data från naturgasdrivna gasturbiner (Uppenberg m fl, 2001; SNV, 2000).

I Tabell 4.9 redovisas emissionsdata för användning av biogas som drivmedel, för värmeproduktion samt kraftvärmeproduktion. Emissionsdata redovisas per MJ motoreffekt, värme respektive el och värme, d v s hänsyn har tagits till de omvandlingsförluster respektive omvandlingsteknik ger upphov till (se ”Verkningsgrad” i Tabell 4.9). Data över emissioner från biogasdrivna gasturbiner för kraftvärmeproduktion har hämtats från en studie av EPA i

USA (EPA, 2002) som undersökt hur emissionerna skiljer när naturgas, deponigas respektive biogas från rötningsanläggning används. Dessa värden gäller huvudsakligen större gasturbiner. De emissionsnivåer som här anges baseras, förutom på denna amerikanska studie, också på data från svenska studier som sammanställt emissionsdata för gasturbiner som använder naturgas. Generellt kan sägas att utsläppen av NO_x och CO minskar något när biogas ersätter naturgas i gasturbiner medan utsläppen av SO_x, HC och partiklar ökar något. Emissionerna av NO_x och CO bedöms vara cirka 50 % lägre per MJ bränsle från mikroturbiner jämfört med större gasturbiner (Norén och Thunell, 2001). Emissionsdata har ej påträffats vad gäller biogasdrivna värme pannor varför data från naturgasdrivna pannor utnyttjas i stället. Dessa emissionsdata har sedan justerats utifrån erfarenheter från skillnader i emissioner mellan biogasdrivna och naturgasdrivna gasturbiner som redovisas ovan.

4.6 Bränslecykelemissioner - summering

I Tabell 4.10 sammanfattas de totala bränslecykelemissioner olika biogassystem ger upphov till, dvs när såväl emissioner från framställning av biogas (se Tabell 4.7) som slutanvändning av biogas (se Tabell 4.9) inkluderas. Emissionerna uttrycks per MJ värme, el & värme alternativt motoreffekt, dvs utsläppsvärdena från Tabell 4.7 har räknats upp med hänsyn till respektive slutanvändningstekniks omvandlingsförluster (se *Verkningsgrad* i Tabell 4.9). All producerad biogas antas utnyttjas för energiändamål och biogASFörlusterna antas vara marginella.

I de fall det förekommer förluster av biogas p g a mindre effektiva system, problem med avsättning eller dylikt behöver bränslecykelemissionerna i Tabell 4.10 justeras uppåt. I Tabell 4.11 redovisas hur utsläppen av metan och övriga emissioner ökar, uttryckt per MJ värme, el & värme respektive motoreffekt, när förlusterna av biogas ökar. Om t ex förlusterna i ett biogassystem bedöms uppgå till 2 % ska utsläppen av metan i Tabell 4.10 öka med mellan 420 och 2400 mg CH₄ per MJ beroende på om biogasen utnyttjas för värmeproduktion, kraftvärmeproduktion eller som drivmedel. Övriga emissioner i Tabell 4.10 ska i detta fall öka med lite drygt 2 %.

Tabell 4.10. Summering av bränslecykelemissioner för olika biogassystem när all producerad biogas utnyttjas för energiändamål och biogasförlusterna är marginella (uttryckt per MJ värme, el & värme alternativt motoreffekt).

Substrat/anläggningstyp /slutanvändning	CO ₂ g	CO mg	NO _x mg	SO ₂ mg	HC mg	CH ₄ mg	Partiklar mg
VALL							
Gårdsanläggning							
Värme - liten panna	22	49	220	7,7	20	5,6	5,5
Kraftvärme - mikroturbin	24	56	280	8,4	23	5,8	6,0
Central anläggning							
Värme - stor panna	22	45	230	7,1	20	5,5	5,2
Kraftvärme - stor gasturbin	25	54	290	7,7	22	5,7	5,5
Central anläggning & uppgrad.							
Drivmedel - personbil	160	470	1400	30	100	120	30
Drivmedel - lastbil	93	150	1300	17	72	130	16
HALM							
Gårdsanläggning							
Värme - liten panna	12	23	97	4,9	9,0	6,4	4,0
Kraftvärme - mikroturbin	13	26	130	5,3	10	6,7	4,3
Central anläggning							
Värme - stor panna	13	20	110	4,1	9,6	6,2	3,5
Kraftvärme - stor gasturbin	15	26	150	4,3	10	6,5	3,7
Central anläggning & uppgrad.							
Drivmedel - personbil	110	330	690	13	39	120	21
Drivmedel - lastbil	63	74	860	7,4	36	130	11
BETBLAST							
Gårdsanläggning							
Värme - liten panna	11	25	110	4,8	10	5,6	3,8
Kraftvärme - mikroturbin	12	29	140	5,2	11	5,8	4,0
Central anläggning							
Värme - stor panna	12	23	120	4,4	11	5,5	3,6
Kraftvärme - stor gasturbin	14	29	170	4,7	12	5,7	3,8
Central anläggning & uppgrad.							
Drivmedel - personbil	110	350	780	15	46	120	21
Drivmedel - lastbil	60	84	910	8,3	40	130	11
GÖDSEL¹							
Gårdsanläggning							
Värme - liten panna	12	20	100	5,1	11	6,4	4,1
Kraftvärme - mikroturbin	14	23	140	5,5	12	6,7	4,4
Central anläggning							
Värme - stor panna	16	17	140	5,1	11	6,0	4,1
Kraftvärme - stor gasturbin	17	23	190	5,4	12	6,2	4,3
Central anläggning & uppgrad.							
Drivmedel - personbil	130	310	860	18	46	120	23
Drivmedel - lastbil	71	64	960	10	40	130	13
LIVSMEDELSIND.AVFALL							
Central anläggning							
Värme - stor panna	7,1	8,6	78	3,4	6,6	4,8	2,9
Kraftvärme - stor gasturbin	7,9	13	120	3,6	7,0	4,9	3,1
Central anläggning & uppgrad.							
Drivmedel - personbil	78	270	530	9,2	23	110	17
Drivmedel - lastbil	44	38	770	5,2	27	130	9,1
ORG. HUSHÅLLSAVFALL							
Central anläggning							
Värme - stor panna	12	18	100	4,4	10	5,3	3,4
Kraftvärme - stor gasturbin	13	24	140	4,6	11	5,4	3,6
Central anläggning & uppgrad.							
Drivmedel - personbil	110	320	660	15	44	120	20
Drivmedel - lastbil	63	69	850	8,3	39	130	11

¹ Avser svinflytgödsel.

Tabell 4.11. Summering av förändrade bränslecykelemissioner för biogas vid olika stora förluster av metan.

Biogasförlust /slutanvändning	Ökade utsläpp (per MJ värme, el & värme alt. motoreffekt)		Kommentar
	Metan	Övriga emissioner	
2 %			Biogasförluster vid uppgradering av biogas har uppskattats kunna variera mellan 0 - 2 %.
Värme - liten panna	+ 0,44 g	+ 2 %	
Kraftvärme - mikroturbin	+ 0,50 g	+ 2 %	
Värme - stor panna	+ 0,42 g	+ 2 %	
Kraftvärme - stor gasturbin	+ 0,47 g	+ 2 %	
Drivmedel - personbil	+ 2,4 g	+ 2 %	
Drivmedel - lastbil	+ 1,3 g	+ 2 %	
10 %			Biogasförluster vid efterlagring av rötrest har uppskattats till cirka 10-15 % om inte rötrest-behållaren är täckt och biogasen samlas upp och tas tillvara.
Värme - liten panna	+ 2,2 g	+ 11 %	
Kraftvärme - mikroturbin	+ 2,5 g	+ 11 %	
Värme - stor panna	+ 2,1 g	+ 11 %	
Kraftvärme - stor gasturbin	+ 2,4 g	+ 11 %	
Drivmedel - personbil	+ 12 g	+ 11 %	
Drivmedel - lastbil	+ 6,7 g	+ 11 %	
30 %			Biogasförluster vid användning av biogas för uppvärmning kan uppgå till 30 % om avsättnings-möjligheterna är kraftigt begränsade under sommarhalvåret.
Värme - liten panna	+ 6,7 g	+ 43 %	
Kraftvärme - mikroturbin	+ 7,5 g	+ 43 %	
Värme - stor panna	+ 6,3 g	+ 43 %	
Kraftvärme - stor gasturbin	+ 7,1 g	+ 43 %	
Drivmedel - personbil	+ 35 g	+ 43 %	
Drivmedel - lastbil	+ 20 g	+ 43 %	
30 % & fackling			Centrala anläggningar tillämpar normalt fackling av överskottsbiogas.
Värme - liten panna	0	+ 43 %	
Kraftvärme - mikroturbin	0	+ 43 %	
Värme - stor panna	0	+ 43 %	
Kraftvärme - stor gasturbin	0	+ 43 %	
Drivmedel - personbil	0	+ 43 %	
Drivmedel - lastbil	0	+ 43 %	

4.7 Jämförelser med tidigare studier över bränslecykelemissioner för biogas

Vid en jämförelse med tidigare beräkningar av bränslecykelemissioner för biogas (exklusive metanförluster) framstår de utsläppsvärden som presenteras i denna rapport som något högre. I en rapport från IVL (Uppenberg m fl, 2001) har bl a fyra tidigare bränslecykelanalyser för biogas som fordonsbränsle sammanställts och rekommendationer gjorts kring vilka emissionsdata som bör användas. I jämförelse med dessa rekommendationer avseende lätta fordon är utsläppen av koldioxid cirka 4-8 gånger högre i denna rapport, koloxid upp till dubbelt så höga, kväveoxider cirka 2-5 gånger högre medan utsläppen av svaveldioxid och partiklar är i samma storleksordning. En förklaring till dessa skillnader är att de rekommendationer som gjorts i IVL-rapporten huvudsakligen baseras på resultat från en av de tidigare fyra studierna, en studie som i sin tur baseras på framställning av biogas i en befintlig anläggning i Kalmar som utnyttjar avloppsslam och annat organiskt avfall. Vid en jämförelse med de övriga studierna blir skillnaderna betydligt mindre vad gäller utsläppsnivåerna för koloxid och kväveoxider. Fortfarande är dock utsläppen av koldioxid något högre i denna studie och en förklaring är att den el som används för biogasproduktion antas vara naturgasbaserad, till skillnad från de tidigare studierna där svensk medel el antas användas. Anledningen till att beräkningarna baseras på naturgasbaserad el i denna studie är att

utsläppen från denna elproduktion kan ses som ett genomsnitt av utsläppen från en mix av svensk medelel respektive marginalel (se Kapitel 3).

När det gäller uppskattning av utsläpp av kolväten (exklusive metan) finns en kraftig avvikelse mellan resultaten i denna studie och de rekommendationer som gjorts i IVL-rapporten. Jämfört med IVL-studien beräknas utsläppen av kolväten vara cirka 40-170 gånger lägre per MJ biogas i denna studie. Övriga tre studier som redovisas i IVL-rapporten har utsläppsnivåer för kolväten som ligger i nivå med beräkningarna i denna studie. Sannolikt har en sammanblandning skett i IVL-studien mellan utsläpp av kolväten och metan där utsläpp av metan dubbelräknats och också räknats in i utsläppen av kolväten. De utsläppsnivåer som rekommenderas i IVL-rapporten för kolväten bedöms utifrån resultaten i denna studie därför vara orimligt höga. När det gäller rekommenderade utsläppsnivåer för metan i IVL-rapporten motsvarar dessa en biogasförlust om cirka 3 %. Övriga studier som redovisas i IVL-rapporten har liknande bedömningar med metanutsläpp som motsvarar 2-3 % biogasförluster.

5 Indirekta miljöeffekter jämfört med referenssystem

De bränslecykelemissioner som redovisas i föregående kapitel kan definieras som ”direkta miljöeffekter” då de baseras på emissioner från den energianvändning som krävs för att producera biogasen samt de emissioner som uppstår när biogasen används för energiändamål. När biogassystem jämförs med referenssystem (se Kapitel 3 och Tabell 3.1) kan dock ett flertal olika ”indirekta miljöeffekter” också fås genom förändrad markanvändning och substrathantering. Med ”indirekta miljöeffekter” menas här förändrat växtnärläckage, växtnärlsutnyttjande och förändrade emissioner från hanteringen av olika substrat. I följande avsnitt beskrivs vilka indirekta miljöeffekter som kan fås jämfört med de referenssystem som inkluderas i denna studie.

5.1 Hantering och lagring av substrat och rötrest

5.1.1 Emissioner av metan från rötad respektive örötad flytgödsel

Vid lagring av flytgödsel sker spontana metanutsläpp från de nedbrytningsprocesser som sker i gödseln. Idag krävs att flytgödselbehållare är täckta för att förhindra emissioner av ammoniak men denna täckning är oftast inte tillräckligt effektiv för att förhindra emissioner av metan, bl a för att metan är en mer lättflyktig gas än ammoniak. Resultat från studier visar att ammoniakavgången kan minska med 70-85 % när flytgödselbehållare täcks (Nicholson m fl 2002). Samtidigt kan en temporär minskad metanavgång fås i samma storleksordning, men när flytgödseln rörs om och sprids frigörs normalt den metangas som bildats och lagrats som gasbubblor i flytgödseln under lagringsperioden. När semipermeabla täckningsmaterial används, t ex leca-kulor och halm, kan emissionerna av metan under lagringsperioden reduceras med 30-40 % jämfört med om inget täckningsmaterial används tack vare att en del av metangasen oxideras när den passerar täcksiktet (Sommer m fl, 2000). Andra faktorer som påverkar metanbildningen vid konventionell flytgödsellagring är temperatur, lagringscykler (d v s hur länge och under vilka perioder gödseln lagras), nederbörd, halminnehåll etc (Dustan, 2002; Hilhorst och de Mol, 2002).

När flytgödsel rötas och därigenom tappas på metangas kan en indirekt miljövinst i form av minskade metanutsläpp fås vid lagring och spridning jämfört med traditionell flytgödselhantering. En viktig förutsättning är dock att efterlagringen av den rötade gödseln sker i slutna behållare där efterproducerad metan samlas upp (se avsnitt 4.4). Sommer m fl (2001) har uppskattat hur rötning av flytgödsel kan minska utsläppen av metan (Tabell 5.1). Dessa danska uppskattningar bygger på en kombination av modelberäkningar och ett flertal fältstudier. Eftersom ett stort antal faktorer påverkan metanbildningen förekommer stora lokala variationer. Metanavgång från flytgödsellagring i södra Sverige uppskattas i denna studie vara av samma storleksordning som i Danmark. För Sverige som helhet bedöms dock den genomsnittliga metanavgången vara något lägre tack vare lägre genomsnittliga månadstemperaturer jämfört med Danmark (Dustan, 2002).

Sommer m fl (2001) inkluderar två olika gårdsbaserade biogasproduktionssystem i sin studie, dels ett system som motsvarar dagens teknologi, dels ett som avser ett framtida optimerat system. Den stora skillnaden mellan dessa system är att gödselns lagringstid i stallen kraftigt minskat i det optimerade systemet. I detta fall antas det bara ta en dag för den producerade gödseln att nå rötreaktorn. I dagens system beräknas detta ta cirka 15 dagar för svingödsel respektive 30 dagar för nötgödsel. Dessutom inkluderar Sommer m fl (2001) ett exempel där 20 % av den bildade metangasen förloras genom framför allt förluster vid efterlagring av den rötade gödseln. I detta fall fås ingen miljövinst jämfört med konventionell flytgödsellagring. En orsak till att rötad gödsel kan emittera lika mycket metan under några veckors efterlagring i öppna lagringsbehållare som orötad gödsel under en hel lagringsäsong är att förekomsten av metanbildande bakterier är mycket högre i rötad gödsel än orötad.

Tabell 5.1. Emissioner av metan vid konventionell flytgödsellagring respektive vid rötning.¹

Hanteringssystem	Svinflytgödsel (g CH ₄ /ton substrat)	Nötflytgödsel (g CH ₄ /ton substrat)
Konventionell flytgödselhantering -referens	3100	4400
Rötning av flytgödsel - dagens produktionssystem	1500 (-1600 jmf med referens)	3100 (- 1300 jmf med referens)
Rötning av flytgödsel - framtida produktionssystem	540 (- 2560 jmf med referens)	350 (- 4050 jmf med referens)
Rötning av flytgödsel - dagens produktionssystem + 20 % metanförluster	3300 (+ 200 jmf med referens)	4700 (+ 300 jmf med referens)

¹ Data från Sommer m fl (2001). Inkluderar gödselns uppehållstid i stall och lagringsbehållare. Lagringsbehållare i konventionella hanteringssystem är täckta med halm, leca eller dylikt.

5.1.2 Emissioner av ammoniak och lustgas vid spridning av rötrest respektive flytgödsel samt vid hantering av betblast

Vid spridning av flytgödsel och rötrest finns risk för kväveförluster i form av ammoniakemissioner. Denna risk kan dock avsevärt reduceras genom bra spridningsteknik, t ex effektiva nedmyllningsaggregat, spridning i växande gröda eller vid rätt väderlek (Sommer och Hutchings, 2001). I dessa fall kan kväveförlusterna hållas under 5 % av totala kväveinnehållet. Om däremot spridning sker under varma och blåsiga somrardagar utan nedmyllning kan förlusterna uppgå till 30 %. Risken för ammoniakförluster bedöms vara något större vid spridning av rötrest jämfört med vid spridning av flytgödsel. Anledningen är att andelen ammoniumkväve är högre i rötrest än i flytgödsel (cirka 85 % respektive 70% av totala kväveinnehållet) (Sommer m fl, 2001). Resterande andel kväve är organiskt bundet och

inte tillgängligt för bildning av ammoniak. I Tabell 5.2 redovisas uppskattningar av hur stora emissionerna av ammoniak kan bli när rötrest respektive flytgödsel sprids med effektiv spridningsteknik. När handelsgödsel används antas emissionerna av ammoniak vara försumbara.

Det finns även en risk att en mindre mängd lustgas (N₂O) bildas när gödsel och rötrest sprids. Resultat från fältförsök visar att denna risk är något lägre för rötrest än för orötad flytgödsel (Petersen, 1999). En anledning är att mängden lättnedbrytbart organiskt material som sprids på åkermarken är mindre vilket medför minskad mängd ”energi” till potentiella lustgasbildande bakterier (Sommer m fl, 2001). Resultat från fältförsök visar också att lustgasemissioner från spridning av handelsgödsel är jämförbara med de som fås vid spridning av rötrest (Petersen, 1999).

Tabell 5.2. Emissioner av ammoniak och lustgas vid spridning av rötrest och flytgödsel.

	Ammoniak¹	Lustgas²
	(g / ton)	(g / ton)
Rötrest	310	25
Flytgödsel	250	41

¹ Data från Sommer m fl (2001). Förlusterna vid spridning antas motsvara 5 % av totala innehållet av ammonium i gödselmedlet.

² Data från Sommer m fl (2001).

Betblast som lämnas kvar på fälten efter att sockerbetorna skördats innehåller cirka 100-160 kg kväve per hektar. Resultat från fältförsök visar att en stor del, mellan 20 och 40 %, av detta kväve kan gå förlorat tills nästa växtsäsong, dels genom emissioner av ammoniak och kvävgas, dels genom läckage av nitrat (Christensson och Linné, 2000). Ett sätt att minska dessa kväveförluster är därför att samla in betblasten i samband med betskörden och utnyttja blasten för biogasproduktion. En uppskattning är att en insamling om cirka 3 ton ts betblast (motsvarar cirka 75 kg N) kan leda till minskade kväveförluster motsvarande cirka 30 kg kväve per hektar och år. Här uppskattas att en tredjedel av dessa förluster utgörs av ammoniakemissioner vilket motsvarar 810 g NH₃ per ton färsk betblast.

5.2 Förändrat växtnäringsläckage

Förändrad markanvändning kan påverka kväveläckaget. Odling av fleråriga grödor medför t ex en lägre risk för kväveläckage jämfört med odling av ettåriga grödor. Samma sak gäller insamling av skörderester jämfört med om dessa lämnas kvar på åkern. Träda kan påverka kväveläckaget på olika sätt beroende på hur denna genomförs. Om trädan är bevuxen och inte bearbetas är läckaget oftast mycket lågt medan läckaget ökar betydligt om den bearbetas kontinuerligt genom t ex harvning (s k. svart träda). I Tabell 5.3 redovisas en bedömning över hur kväveläckaget kan förändras utifrån aktuell markanvändning. Dessa värden ska ses som genomsnittliga värden för södra Sverige då kväveläckaget varierar stort mellan olika geografiska regioner utifrån skillnader i jordart, nederbörd etc. Högst kväveläckage har Halland med en medelutlakning kring 48 kg N per hektar och år medan medelutlakningen i östra Götalands skogsbygder ligger kring 14 kg N per hektar och år (Johnsson och Hoffman, 1997).

Åkermark som tagits ur livsmedelsproduktion kan användas på olika sätt. Förutom vallodling för biogasproduktion antas här åkermarken kunna utnyttjas för energiskogsproduktion (Salix) eller läggas i träda. När vallodling ersätter bevuxen, ogödslad träda antas kväveläckaget öka

med cirka 10 kg N per hektar och år (Johnsson och Hoffmann, 1997). Kväveläckaget från vallodling bedöms dock vara något lägre, cirka 5 kg N per hektar och år, jämfört med Salixodling tack vare en något bättre marktäckning (Börjesson, 1999). När halm samlas in i stället för att plöjas ner kan detta eventuellt medföra ett tillfälligt ökat kväveläckage genom att kol-kvävekvoten i marken minskar. Å andra sidan kan kväveläckaget minska i ett längre tidsperspektiv genom att kväve tas bort från åkermarken via halmskörden. Resultat från fältförsök visar oftast marginella kort- och långsiktiga effekter av halmskörd varför det här antas att kväveläckaget inte påverkas av halmskörd.

Fältförsök visar att kväveläckaget kan minska med 25-30 % när betblast samlas in i stället för att lämnas kvar på fälten och brukas ner (Hessel m fl, 1998). Detta motsvarar cirka 10 kg kväve per hektar och år i södra Sverige (Johnsson och Hoffmann, 1998). Som beskrivits i avsnitt 5.1.2. bedöms insamling av betblast leda till att kväveförlusterna minskar med totalt cirka 30 kg kväve per hektar och år när även förluster till luft i form av ammoniak och kvävgas inkluderas.

En förändrad gödselhantering kan också medföra minskat kväveläckage. När flytgödsel rötas omvandlas en del av det organiskt bundna kvävet till ammoniumkväve (s k mineralisering). I rötad gödsel föreligger ofta cirka 85 % av det totala kvävet som ammoniumkväve, jämfört med cirka 70 % i orötad svingödsel (Sommer m fl, 2001). Ammoniumkväve är direkt tillgängligt för växterna, till skillnad från organiskt bundet kväve, vilket gör det möjligt att få större precision i gödslingen och därmed minskad risk för kväveläckage. Resultat från fältförsök visar att kväveläckaget kan minska med cirka 20 % när rötad gödsel ersätter orötad (Blomqvist, 1993). Detta motsvarar cirka 7,5 kg N per hektar i Södra Sverige (Johnsson och Hoffman, 1998).

Tabell 5.3. Uppskattning av genomsnittlig förändring av kväveläckaget vid förändrad markanvändning respektive gödselhantering. Ökat kväveläckage anges med (+), minskat med (-).

	Förändrat kväveläckage		
	(kg N/hektar och år)	(g N/ton substrat)	(g NO ₃ ⁻ /ton substrat)
Förändrad markanvändning			
Vall ersätter bevuxen, ogödslad träda ¹	+ 10	+ 330	+ 1500
Vall ersätter energiskog ²	- 5	- 170	- 750
Halm samlas in i stället för att plöjas ner	0	0	0
Betblast samlas in i stället för att plöjas ner ³	- 10	- 670	- 3000
Förändrad gödselhantering			
Rötad flytgödsel ersätter orötad ⁴	- 7,5	- 250	- 1100

¹ Baserat på data Johnsson och Hoffmann (1997). Hektarskörden uppgår till cirka 30 ton (Berglund och Börjesson, 2003).

² Baserat på data från Börjesson (1999). Hektarskörden uppgår till cirka 30 ton (Berglund och Börjesson, 2003).

³ Baserat på data från Hessel m fl (1998) och Johnsson och Hoffmann (1997). Avser färsk betblast. Hektarskörden uppgår till cirka 15 ton (Berglund och Börjesson, 2003).

⁴ Baserat på data från Blomqvist (1993). Hektargivan uppgår till 30 ton (Berglund och Börjesson, 2003).

5.3 Förändrat växtnäringssystem

En ökad effektivitet i utnyttjandet av växtnäringssämnen i organiska restprodukter via rötning medför indirekta miljövinster genom att behovet av andra gödselmedel kan minska i motsvarande grad. I denna studie antas ökat växtnäringssystem leda till att behovet av

handelsgödsel minskar. Tillverkning av kvävegödselmedel är en relativt energikrävande process som ger upphov till emissioner där naturgas är den huvudsakliga energikällan. Tillverkning av fosforgödselmedel kräver knappt hälften så mycket energi jämfört med kvävegödseltillverkning (uttryckt per kg P respektive N), men emissionerna kan ofta vara högre p g a att olja är den huvudsakliga energikällan (se Bilaga 4). I Tabell 5.4 redovisas hur behovet av handelsgödselmedel uppskattas minska samt vilka indirekta miljövinster detta ger upphov till.

Rötning av organiskt avfall från livsmedelsindustri och hushåll medför att näringsämnen i dessa restprodukter kan återvinnas när rötresten sprids på åkermark. När det gäller de alternativa behandlingsteknikerna (kompostering och förbränning) som inkluderas i denna studie antas kompost kunna utnyttjas som gödselmedel på grönytor och eventuellt åkermark tack vare att substraten antas vara tillräckligt rena och de har ej blandats med förorenade substrat. Däremot antas askan från förbränning inte kunna utnyttjas som gödselmedel på åkermark p g a föroreningar från andra, orena avfallsprodukter. Vid kompostering förloras dock en del av substratens kväveinnehåll i form av emissioner av framför allt ammoniak men också lustgas, till skillnad från när substraten rötas. En utförlig beskrivning av dessa förluster ges i Bilaga 5.

Tabell 5.4. Indirekta miljövinster i form av minskat behov av handelsgödsel och därmed minskade emissioner från denna tillverkning tack vare ett ökat utnyttjande av kväve och fosfor i organiska restprodukter genom rötning.

	Betblast samlas in	Rötad gödsel ersätter orötad	Livsmedelsindustriavfall rötas i stället för:		Organiskt hushållsavfall rötas i stället för:	
			1) komposteras ³	2) förbränns	1) komposteras ³	2) förbränns
Minskat behov av handelsgödsel¹ (g / ton substrat)						
- kvävegödsel (N)	1800	220	1000	3000	2000	5800
- fosforgödsel (P)	-	-	-	800	-	1200
Indirekt energivinst²						
MJ/ ton substrat	81	9,9	45	160	90	290
Minskade utsläpp till luft² (per ton substrat)						
CO ₂ (kg)	5,9	0,73	3,3	12	6,6	23
CO (g)	0,65	0,079	0,36	4,8	0,72	7,6
NO _x (g)	14	1,8	8,0	38	16	68
SO _x (g)	8,3	1,0	4,6	54	9,2	87
HC (g)	0,32	0,040	0,18	3,7	0,36	5,7
CH ₄ (g)	5,6	0,68	3,1	15	6,2	27
Partiklar (g)	1,5	0,18	0,82	10	1,6	16

¹ Avser skillnader i nettobehov, d v s eventuella skillnader i förluster vid hantering och spridning av olika gödselmedel är inkluderade (se avsnitt 5.1).

² Avser primärenergi och livscykelemissioner från gödselmedeltillverkning. Data över emissionsnivåer baseras på Davis och Haglund (1999) (se Bilaga 4).

³ Avser storskalig strängkompostering utan gasrening (se Bilaga 5).

5.4 Indirekta miljöeffekter - summering

I Tabell 5.5 summeras de indirekta miljöeffekter som bedöms fås vid framställning av biogas från olika substrat jämfört med de referenssystem som inkluderas i denna studie.

Tabell 5.5. Summering av indirekta miljöeffekter, i form av förändrad energiförbrukning och förändrade emissioner (uttryckt per MJ biogas), vid framställning av biogas från olika substrat jämfört med aktuella referenssystem. Ökad energiförbrukning och ökade emissioner anges med (+), minskade med (-).

Substrat	Energi	CO ₂	CO	NO _x	SO ₂	HC	CH ₄	Part.	NH ₃	N ₂ O	NO ₃ ⁻
/referenssystem	MJ	g	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg
VALL											
- träda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+630
- energiskog (Salix)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-310
HALM											
- lämnas kvar på fält	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
- förbränning	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BETBLAST											
- lämnas kvar på fält	-0,041	-3,0	-0,33	-7,0	-4,2	-0,16	-2,8	-0,75	-410	-	-1500
GÖDSEL ¹											
- lagring	-0,018	-1,3	-0,14	-3,2	-1,8	-0,071	-2900	-0,32	+110	-29	-2000
LIVSMEDELS- INDUSTRIAVFALL											
- kompostering	-0,035	-4,3	-5,1	-30	-4,0	-1,8	-95	-0,92	-1000	-49	-
- förbränning	-0,12	-0,92	-3,7	-29	-42	-2,8	-12	-7,7	-	-	-
ORGANISKT HUSHÅLLSAVFALL											
- kompostering	-0,024	-7,7	-12	-53	-4,1	-5,5	-120	-1,2	-650	-32	-
- förbränning	-0,078	-6,2	-2,1	-18	-24	-1,5	-7,3	-4,3	-	-	-

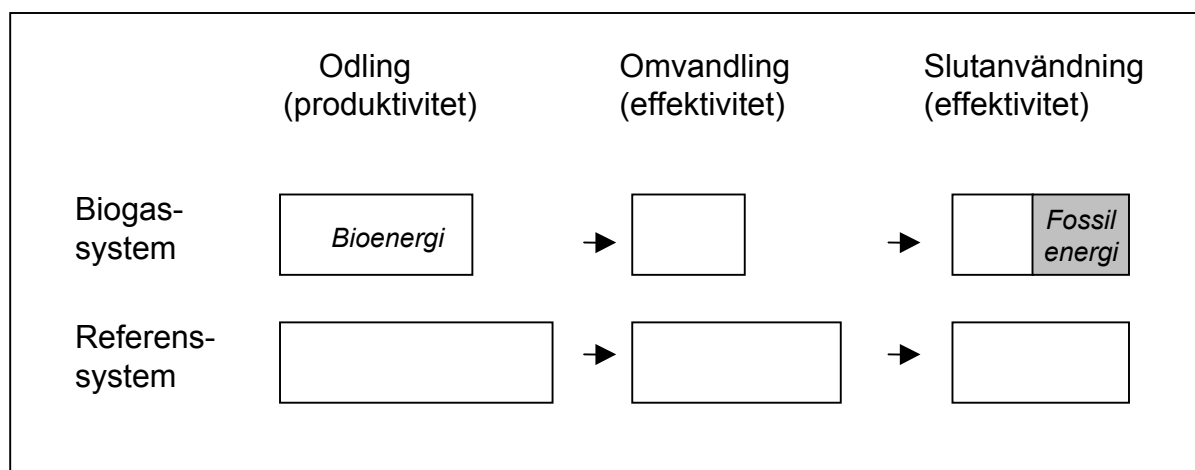
¹ Avser svinflytgödsel.

5.5 Behov av systemutvidgning

Vid systemanalys är det viktigt att systemgränserna sätts på ett sådant sätt att jämförelserna mellan studerade system blir rättvisa. Om den studerade resursen inte tillhandahåller samma funktion (som här uttrycks i MJ värme, el & värme alternativt motoreffekt) när t ex två olika biobränslesystem jämförs, krävs att det ena systemet utvidgas. I denna studie behöver systemutvidgning göras i två fall, dels när skillnader finns i biomasseskörd per hektar, dels när skillnader finns i energiomvandlingseffektivitet per ton biomassa. Systemutvidgningen utgår således från de två resurserna åkermark för energiproduktion respektive biomassa för energiutvinning. Eftersom åkermark för energiproduktion är en begränsad resurs bör skillnader i utnyttjandegrad av denna resurs mellan olika energigrödor beaktas. Ett exempel är vallodling för energiändamål som normalt ger lägre energiskördar per hektar jämfört med energiskog (Salix). För att motsvara den energimängd som en salixodling kan generera per hektar behöver därför vallodlingen kompletteras med någon annan energikälla, som i denna studie utgörs av fossila bränslen. Systemutvidgning p g a skillnader i energiomvandlingseffektivitet krävs när rötning och förbränning av halm eller avfall jämförs. Energiutbytet per ton substrat är normalt lägre vid rötning än vid förbränning, d v s biogassystemen behöver här kompletteras med fossilbaserad energi för att motsvara den energimängd som utvinns per ton biomassa vid förbränning.

Det kan också finnas situationer när systemutvidgning krävs både p g a skillnader i biomasseskörd och omvandlingseffektivitet. Exempel är när salixbaserad värme jämförs med värme från vallbaserad biogas. Här behöver biogassystemet kompletteras med fossil energi motsvarande biogasutbytet för att tillhandahålla samma energitjänst per hektar som salixsystemet. Om Salix däremot ska förädlas till drivmedel blir situationen en annan. När metanol från Salix jämförs med vallbaserad biogas som drivmedel behöver ingen systemutvidgning göras eftersom den lägre biomasseskörden för vall kompenseras av lägre förluster vid omvandling till drivmedel än när Salix omvandlas till metanol. I detta fall fås samma energitjänster per hektar utan systemutvidgning. Vilken energibärare som biomassan omvandlas till samt vilken energitjänst denna energibärare utnyttjas till har därmed stor betydelse för resultaten. I Figur 5.1 illustreras schematiskt hur systemutvidgning görs i denna studie.

I Tabell 5.6 redovisas hur emissionerna från olika biogassystem förändras utifrån denna systemutvidgning. Emissionerna uttrycks per MJ värme, el & värme alternativt motoreffekt. Som framgår av Tabell 5.6 ökar alltid utsläppen av koldioxid, svaveldioxid och partiklar medan övriga utsläpp kan minska något i vissa fall. Anledningen till att utsläppen kan minska är att emissionerna från de kompletterande fossila bränslena är lägre än från det aktuella biogassystemet. I tabellen redovisas också fördelningen mellan andelen biogas och fossil energi i biogassystemen, vilket indirekt speglar resurseffektiviteten då en lägre andel biogas betyder lägre effektivitet i utnyttjandet av åkermarken eller biomassan. En lägre andel biogas medför att mer fossila bränslen krävs för att tillhandahålla motsvarande energitjänst som referenssystemet. När halm förbränns i stället för rötas fås mer än dubbelt så mycket värmeenergi ut per ton (cirka 17,6 GJ/ton ts jämfört med 7,1 GJ/ton ts), d v s här behöver halm för biogas kompletteras med 1,5 delar fossil energi. Uttryckt per MJ ger detta en fördelning om 40/60 mellan halmbaserad biogas respektive kompletterande fossil energi vid systemutvidgning. Vid förbränning av organiskt avfall bedöms värmeutbytet vara cirka 50 % högre än vid rötning (cirka 21 GJ/ton ts jämfört med 14 GJ/ton ts), d v s här behöver biogassystemet kompletteras med 50 % fossil energi. Fördelningen mellan avfallsbaserad biogas och fossil energi blir då uttryckt per energienhet 67/33 vid systemutvidgning.



Figur 5.1. Schematisk beskrivning av principen med systemutvidgning.

Tabell 5.6. Förändrade emissioner (uttryckt per MJ värme, el & värme alternativt motoreffekt) för biogassystem p g a systemutvidgning vid jämförelser med aktuella referenssystem. Ökade emissioner anges med (+), minskade med (-).

Substrat	CO ₂	CO	NO _x	SO ₂	HC	CH ₄	Part.	Kommentar ¹
/referenssystem	g	mg	mg	mg	mg	mg	mg	
VALL								
- Salix: värme - stor panna	+ 34	- 13	- 47	+ 100	- 4,7	- 2,8	+ 0,9	50 % biogas + 50 % olja
- Salix: metanol - personbil	-	-	-	-	-	-	-	100 % biogas + 0 % bensin
- Salix: metanol - lastbil	-	-	-	-	-	-	-	100 % biogas + 0 % diesel
HALM								
- Förbränning - liten panna	+ 52	+ 0,2	+ 32	+ 39	+ 2,4	- 3,8	+ 1,8	40 % biogas + 60 % olja
- Förbränning - stor panna	+ 47	+ 0,1	+ 20	+ 120	+ 0,9	- 3,7	+ 2,1	40 % biogas + 60 % olja
LIVSMEDELSINDUSTRI-AVFALL								
- Förbränning - stor panna	+ 28	+ 5,1	+ 31	+ 83	+ 2,5	+ 2,4	+ 4,0	67 % biogas + 33 % olja
ORGANISKT HUSHÅLLSAVFALL								
- Förbränning - stor panna	+ 28	+ 1,4	+ 19	+ 76	+ 7,6	+ 0,8	+ 2,7	67 % biogas + 33 % olja

¹ Fördelningen mellan andelen biogas och fossil energi speglar indirekt resurseffektiviteten då en lägre andel biogas betyder lägre effektivitet i utnyttjandet av åkermarken alternativt biomassan. Om andelen biogas t ex anges till 50 % krävs en dubbelt så stor åkermarksareal alternativt mängd substrat för att tillhandahålla motsvarande energitjänst i form av biogas som referenssystemet, d v s när inte fossila bränslen antas kompensera för den lägre resurseffektiviteten i biogassystemet.

6 Förändrad miljöpåverkan vid introduktion av olika biogassystem

I följande kapitel presenteras resultat från beräkningar om förändringar i miljöpåverkan när biogassystem ersätter olika referenssystem och när förlusterna av metan från biogassystemen är marginella. Emissioner från respektive referenssystem redovisas i Bilaga 1. De emissioner som inkluderas i denna analys kan ibland ge flera miljöeffekter, t ex kväveoxider som bidrar till övergödning, försurning och växthuseffekt. För att få ett mer överskådligt resultat kan utsläppen av de enskilda emissionerna aggregeras till s k miljöeffektkategorier (se Bilaga 6). De miljöeffektkategorier som inkluderas i denna studie är växthuseffekt, övergödning, försurning, bildning av fotokemiska oxidanter samt utsläpp av partiklar (se Kapitel 3).

I följande diagram presenteras tre olika typer av resultat baserade på beräkningarna av bränslecykelemissioner i Kapitel 4 och 5 (se Tabell 6.1). ”Direkt miljöpåverkan” baseras enbart på emissioner från energianvändning för att driva respektive system samt emissioner vid slutanvändning av respektive energibärare (se Kapitel 4). ”Direkt & indirekt miljöpåverkan” inkluderar också indirekta miljöeffekter i form av förändrat växtnärläckage, växtnärläcksutnyttjande och förändrade emissioner från hanteringen av olika substrat jämfört med aktuella referenssystem (se Kapitel 5). ”Direkt & indirekt miljöpåverkan inklusive systemutvidgning” inkluderar dessutom systemutvidgning när detta är relevant att göra. Detta är relevant i följande fall: vallbaserad biogas jämfört med Salix för produktion av värme och drivmedel, halmbaserad biogas jämfört med förbränning av halm för värmeproduktion, samt biogas från organiskt avfall jämfört med förbränning av organiskt avfall för värmeproduktion (se avsnitt 5.5). I Tabell 6.2 förklaras de förkortningar som används i diagrammen avseende de biogassystem respektive referenssystem som jämförs.

Tabell 6.1. Sammanfattning av de tre olika typer av resultat som redovisas i Kapitel 6 samt deras beräkningsgrund.

Typ av resultat/ förkortning i figurer	Beräkningsgrund		
	”Direkt miljöpåverkan”	Livscykelemissioner från energianvändning för att driva respektive energisystem samt emissioner från slutanvändning (se Kapitel 4).	
”Direkt & indirekt miljöpåverkan”	”	+ Förändrade emissioner från förändrad markanvändning samt hanteringssystem för restprodukter jämfört med referenssystem (se avsnitt 5.1-5.4).	
”Direkt & indirekt miljöpåverkan inklusive systemutvidgning”	”	”	+ Emissioner från kompletterande fossilbränslesystem när skillnader finns mellan biogas-system och biobränslebaserat referenssystem vad gäller: 1) energiskörd per hektar och 2) energiomvandlingseffektivitet per ton substrat (se avsnitt 5.5).

Tabell 6.2. Förklaring av de förkortningar som används i resultatdiagrammen i Kapitel 6 avseende de biogassystem respektive referenssystem som jämförs.¹

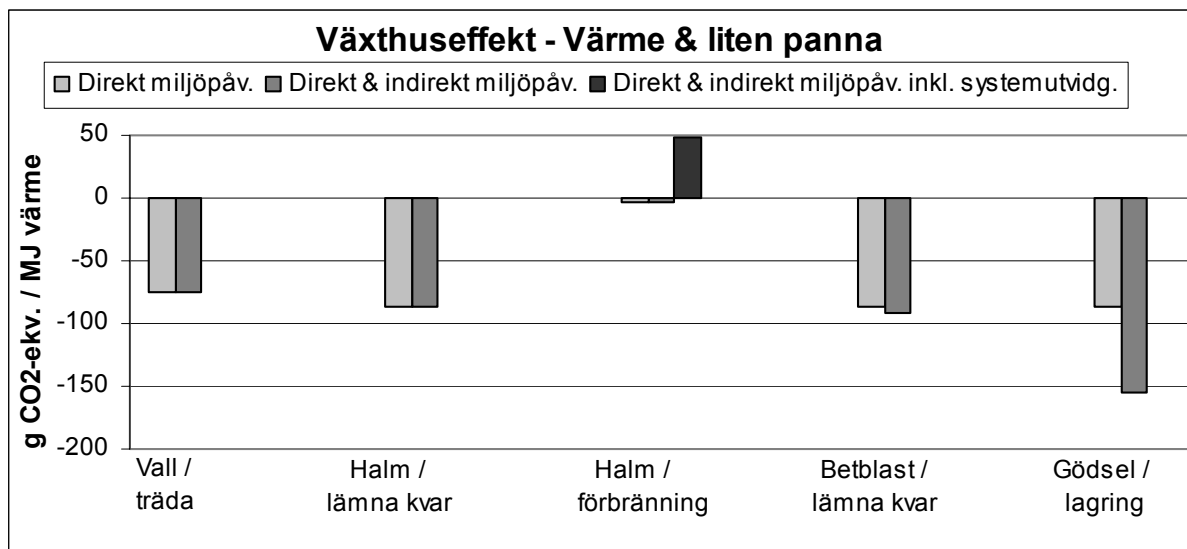
Förkortning i figurer	Jämförelse mellan följande:	
	Biogassystem ²	Referenssystem
Vall / träda	Odling, skörd (transport) samt rötning av vall (uppgradering)	Träda utan jordbearbetning + fossilbaserad bränslekedja
Vall / Salix	Odling, skörd, transport samt rötning av vall (uppgradering)	Odling, skörd och transport av energiskog samt alt. 1: storskalig förbränning, alt. 2: metanoltillverkning
Halm / Lämna kvar	Insamling (transport) samt rötning av halm (uppgradering)	Halm lämnas kvar på fält + fossilbaserad bränslekedja
Halm / förbränning	Insamling (transport) samt rötning av halm	Balning (transport) samt förbränning av halm
Blast / Lämna kvar	Insamling (transport) samt rötning av betblast (uppgradering)	Betblast lämnas kvar på fält + fossilbaserad bränslekedja
Gödsel / lagring	(Transport) samt rötning av gödsel (uppgradering)	Lagring av gödsel + fossilbaserad bränslekedja
Livsmedelsindustriavfall / kompostering	Transport samt rötning av livsmedelsindustriavfall (uppgradering)	Transport samt storskalig kompostering av livsmedelsindustriavfall + fossilbaserad bränslekedja
Livsmedelsindustriavfall / förbränning	Transport samt rötning av livsmedelsindustriavfall	Transport samt storskalig förbränning av livsmedelsindustriavfall
Organiskt hushållsavfall / kompostering	Insamling, transport samt rötning av organiskt hushållsavfall (uppgradering)	Insamling, transport samt storskalig kompostering av organiskt hushållsavfall + fossilbaserad bränslekedja
Organiskt hushållsavfall / förbränning	Insamling, transport samt rötning av organiskt hushållsavfall	Insamling, transport samt storskalig förbränning av organiskt hushållsavfall

¹ Se också Tabell 3.1.

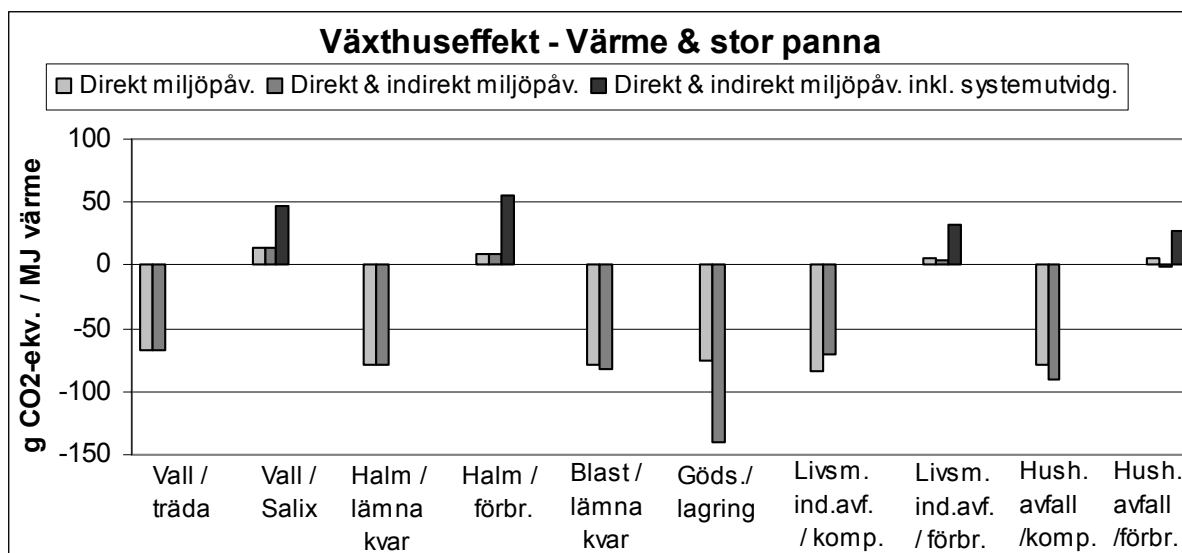
² Transport anges inom parentes då detta moment ingår vid rötning i central anläggning men inte vid rötning i gårdsanläggning. Uppgradering ingår enbart då biogasen används som drivmedel.

6.1 Växthuseffekt

Figurerna 6.1a till 6.1f beskriver nettoskillnaden (d v s emissionerna från biogassystemet minus emissionerna från referenssystemet) i utsläpp av växthusgaser, uttryckt som gram koldioxidekvivalenter per MJ värme, el & värme respektive motoreffekt, när olika biogassystem ersätter olika referenssystem och när förlusterna av metan från biogassystemen är marginella. När det gäller värmeproduktion i små och stora pannor (Figur 6.1a och b) medför introduktion av biogassystem alltid minskade utsläpp av växthusgaser, utom när alternativet är förbränning av biomassan och systemen utvidgats så att motsvarande energitjänst tillhandahålls. Ur växthusgassynpunkt är det då mer fördelaktigt att förbränna halm, hushålls- och industriavfall än att röta dessa substrat om energitjänsten man eftersträvar är värme. Vid val av energigröda är Salix mer fördelaktigt än vall när värme ska produceras. I övriga fall när en nettominskning av växthusgaser fås vid introduktion av biogassystem är denna minskning ungefär lika stor för de olika substraten, mellan -75 till -90 g CO₂-ekv. per MJ värme. Detta visar att skillnaderna i bränslecykelemissioner mellan olika biogassystem oftast är betydligt mindre än mellan biogassystem och referenssystem med fossila bränslen. När även indirekta miljöeffekter inkluderas medför detta oftast ingen större påverkan på nettominskningen av växthusgaser, utom när gödsel utnyttjas för biogasproduktion. Här fördubblas i stort sett nettominskningen av växthusgaser när hänsyn tas till de indirekta minskningar av metan som kan fås jämfört med vid traditionell gödselhantering och lagring. Ur växthusgassynpunkt framstår därför rötning av gödsel som det mest fördelaktiga biogassystemet, förutsatt att förlusterna av metan vid biogasproduktionen är marginella.

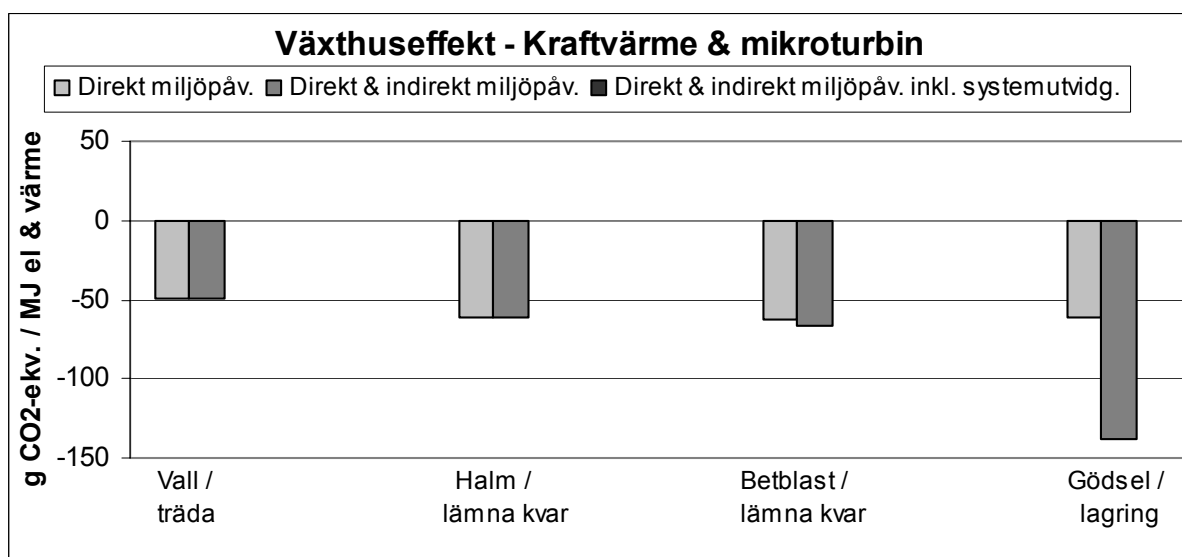


Figur 6.1a. Nettoskillnader i utsläpp av växthusgaser när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för småskalig värmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

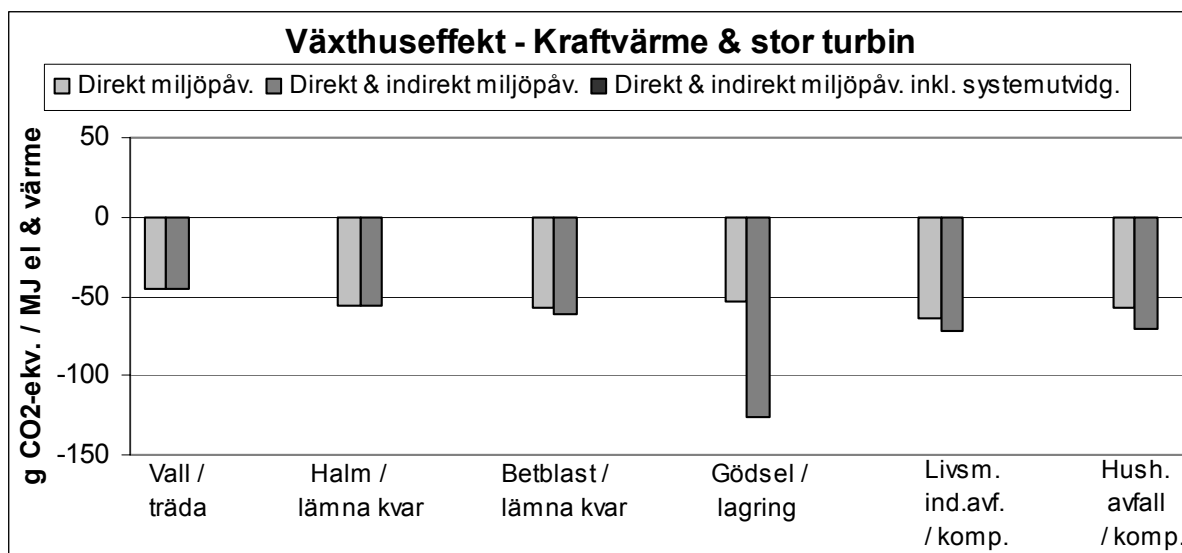


Figur 6.1b. Nettoskillnader i utsläpp av växthusgaser när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig värmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

När det gäller kraftvärmeproduktion i mikroturbiner och stora turbiner (Figur 6.1c och d) medför introduktion av biogassystem alltid minskade utsläpp av växthusgaser jämfört med de referenssystem som här inkluderas och som baseras på naturgas. Stora likheter finns med värmeproduktionsalternativet dock med den skillnaden att nettominskningen av växthusgaser blir något lägre i absoluta tal (ungefär -45 till -65 g CO₂-ekv. per MJ el & värme), trots att totalverkningsgraden är ungefär lika. Anledningen till detta är att naturgas ger något lägre utsläpp av koldioxid per energienhet jämfört med eldningsolja. Detta medför också att den indirekta vinsten vid rötning av gödsel (i form av minskad metanavgång jämfört med traditionella hantering och lagring) är relativt sett större när biogas utnyttjas för kraftvärme jämfört med enbart värme.



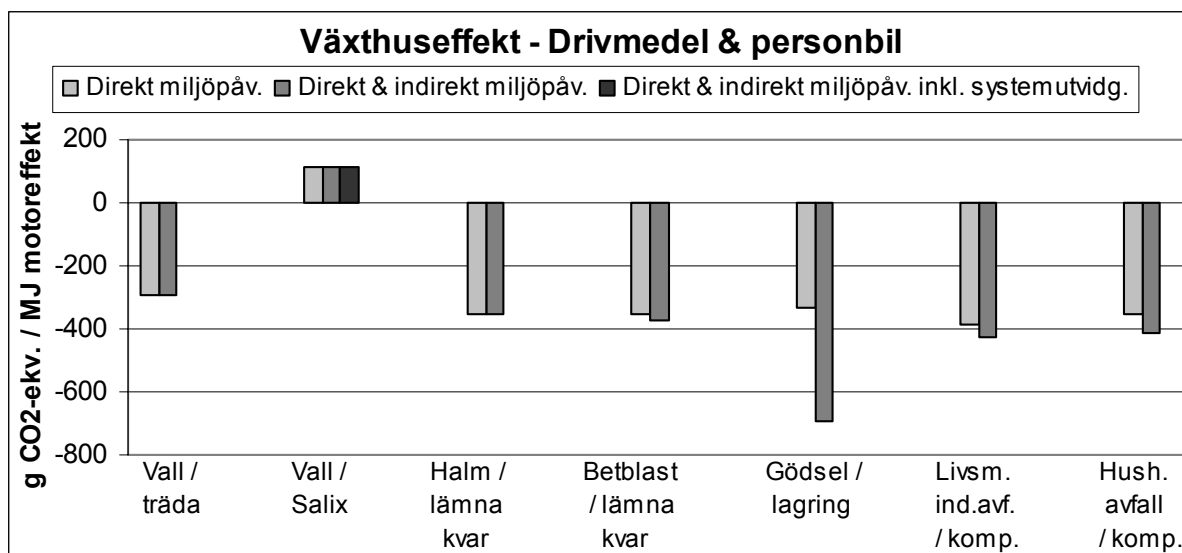
Figur 6.1c. Nettoskillnader i utsläpp av växthusgaser när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för småskalig kraftvärmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).



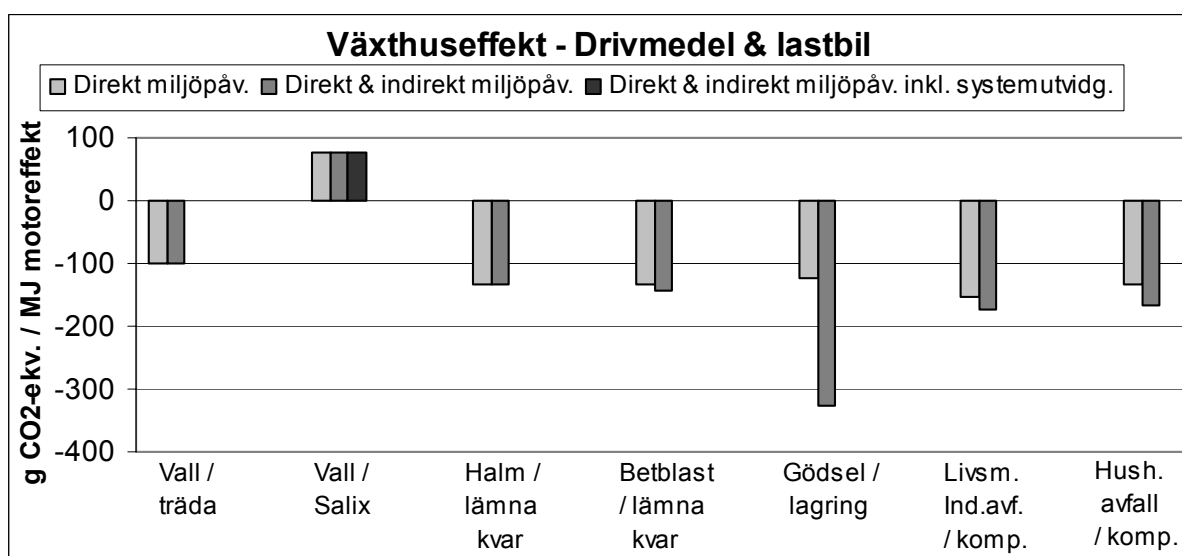
Figur 6.1d. Nettoskillnader i utsläpp av växthusgaser när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig kraftvärmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

När det gäller drivmedel för personbilar och lastbilar (Figur 6.1e och f) medför introduktion av biogassystem att utsläppen av växthusgaser minskar utom när alternativet till vallbaserad biogas är salixbaserad metanol. Den huvudsakliga anledningen till detta är skillnader i utsläpp av koldioxid vid odling och skörd, uttryckt per MJ biomassa, där utsläppen är större för vall än för Salix. Till skillnad från fallet med storskalig värmeproduktion (se Figur 6.1b) medför dock inte systemutvidgning att fördelen med Salix ökar i drivmedelsfallen. Anledningen är de relativt stora energiförluster som fås när Salix omvandlas till flytande drivmedel som alkoholer. Om biogas produceras från vall är det därmed mer fördelaktigt ur växthusgassynpunkt att använda biogasen som drivmedel än för värmeproduktion.

Stora likheter finns med värme- och kraftvärmeproduktionsalternativen då skillnaderna mellan de olika substraten är relativt liten och att de indirekta miljöeffekterna inte har så stor påverkan, utom vid rötning av gödsel där nettominskningen mer än fördubblas. En skillnad är att nettominskningen av växthusgaser är större i absoluta tal när dessa uttrycks per MJ motoreffekt (ungefär -100 till -200 g CO₂-ekv. per MJ motoreffekt för lastbil respektive -300 till -400 g CO₂-ekv. för personbil, exklusive indirekta miljöeffekter för gödsel), vilket beror på större omvandlingsförluster än vid värme- och kraftvärmeproduktion. Vid en jämförelse mellan biogas i tunga respektive lätta fordon fås relativt sett en någon större nettominskning av växthusgaser i lätta fordon, när hänsyn tagits till att motorverkningsgraden skiljer mellan lätta och tunga fordon. Anledningen är att motorverkningsgraden inte påverkas i någon större utsträckning när biogas ersätter bensin i personbilar, till skillnad från när biogas ersätter diesel i lastbilar då motorverkningsgraden bedöms sjunka med cirka 25 %.



Figur 6.1e. Nettoskillnader i utsläpp av växthusgaser när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av personbilar (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

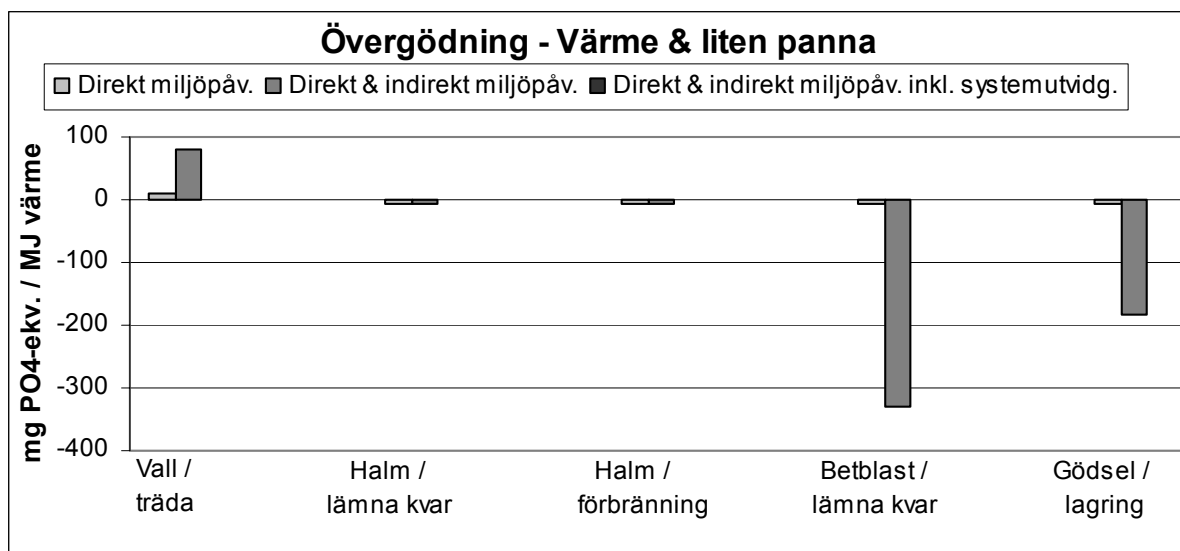


Figur 6.1f. Nettoskillnader i utsläpp av växthusgaser när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av lastbilar (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

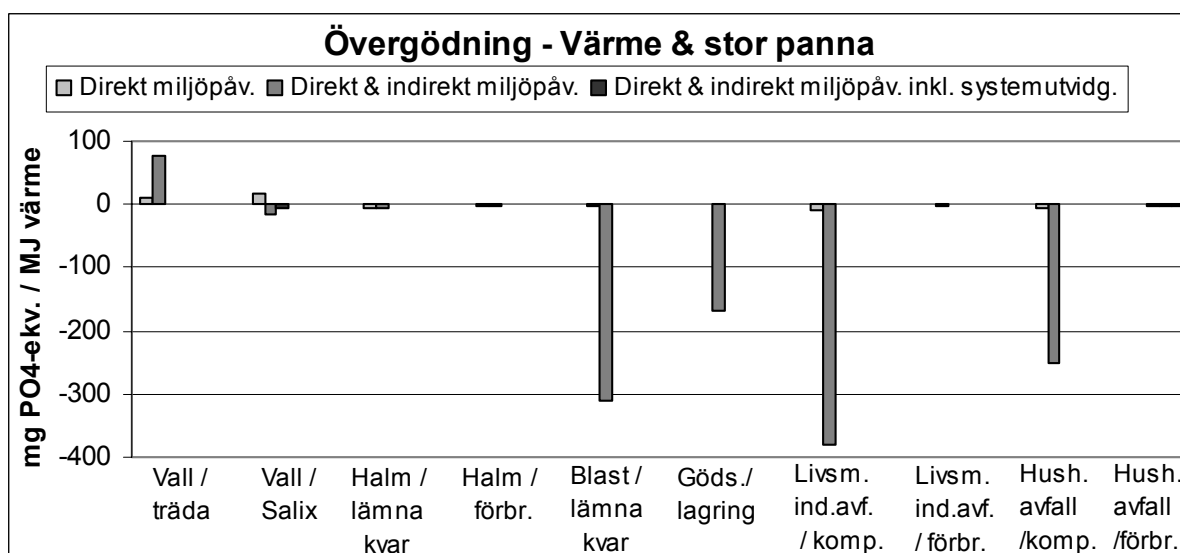
6.2 Övergödning

Figurerna 6.2a till 6.2f beskriver hur nettoskillnaden (d v s emissionerna från biogassystemet minus emissionerna från referenssystemet) blir i utsläpp av övergödande ämnen, uttryckt som mg fosfatekvivalenter per MJ värme, el & värme respektive motoreffekt, när olika biogassystem ersätter olika referenssystem och när all biogas utnyttjas för energiändamål och förlusterna av metan i biogassystemen är marginella. När det gäller värmeproduktion i små och stora pannor (Figur 6.2a och b) medför en introduktion av biogassystem normalt att bidraget till övergödningen minskar något när endast de direkta miljöeffekterna inkluderas. Ett undantag är vallbaserad biogas som kan leda till en viss ökning. Den stora skillnaden fås

dock när också indirekta miljöeffekter inkluderas. För ett flertal biogassystem fås då en kraftig minskning av övergödande ämnen framför allt tack vare minskade utsläpp av ammoniak, men också i vissa fall nitrat. Exempel är biogassystem baserade på gödsel och betblast, men också organiskt hushållsavfall och livsmedelsindustriavfall när den alternativa behandlingsmetoden är storskalig kompostering. Om alternativet är förbränning fås fortfarande en minskad belastning av övergödande ämnen men denna minskning är betydligt mindre. En slutsats är således att biogassystem normalt medför minskad belastning av övergödande ämnen och att denna minskning kan bli mycket stor när gödsel, betblast och organiskt avfall utnyttjas för biogasproduktion.

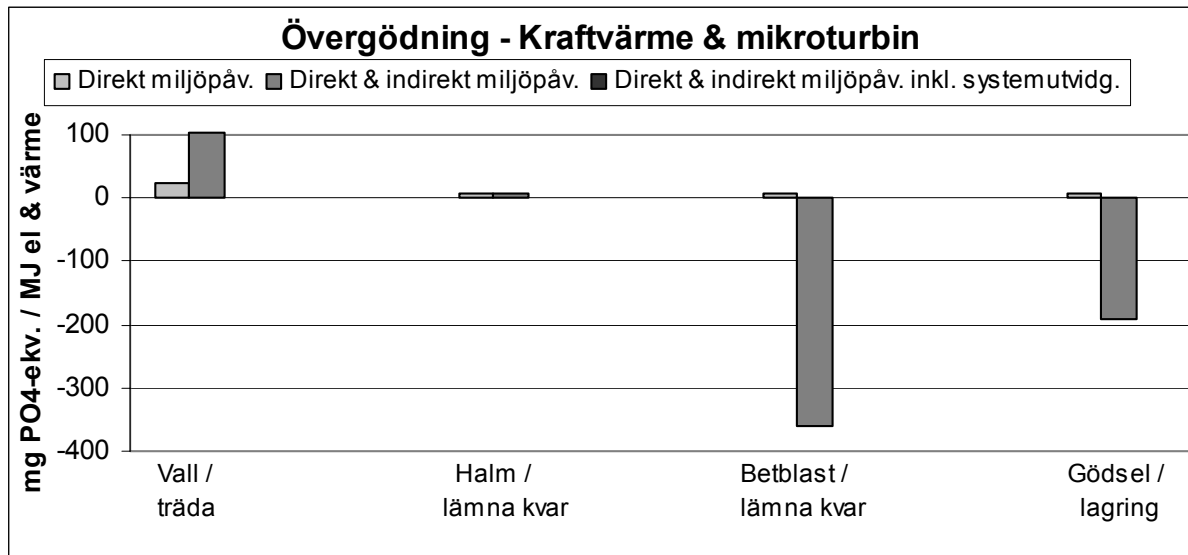


Figur 6.2a. Nettoskillnader i utsläpp av övergödande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för småskalig värmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

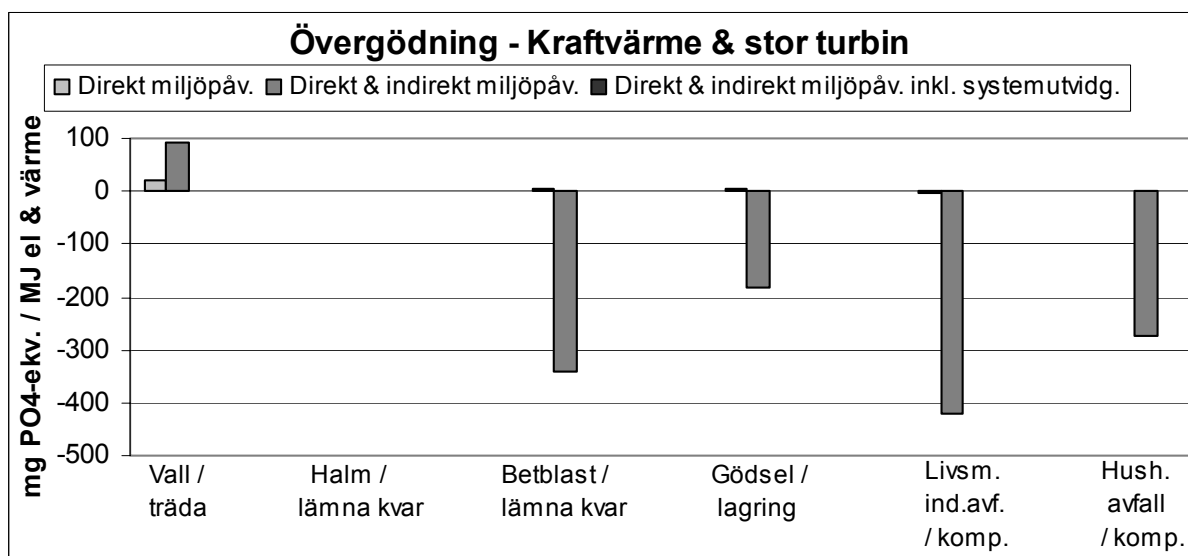


Figur 6.2b. Nettoskillnader i utsläpp av övergödande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig värmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

När det gäller förändrade utsläpp av övergödande ämnen när biogas utnyttjas för kraftvärmeproduktion i mikroturbiner och stora turbiner (Figur 6.1c och d) är bilden väldigt lika den för värmeproduktion i små och stora pannor som diskuterats ovan. Vallbaserad biogas kan leda till ett något ökat bidrag om alternativet är träda. Däremot kan biogas från gödsel, betblast och organiskt avfall leda till kraftigt sänkta utsläpp av övergödande ämnen när alternativet är konventionell lagring av gödsel, betblasten lämnas kvar på fälten respektive när det organiska avfallet komposteras.

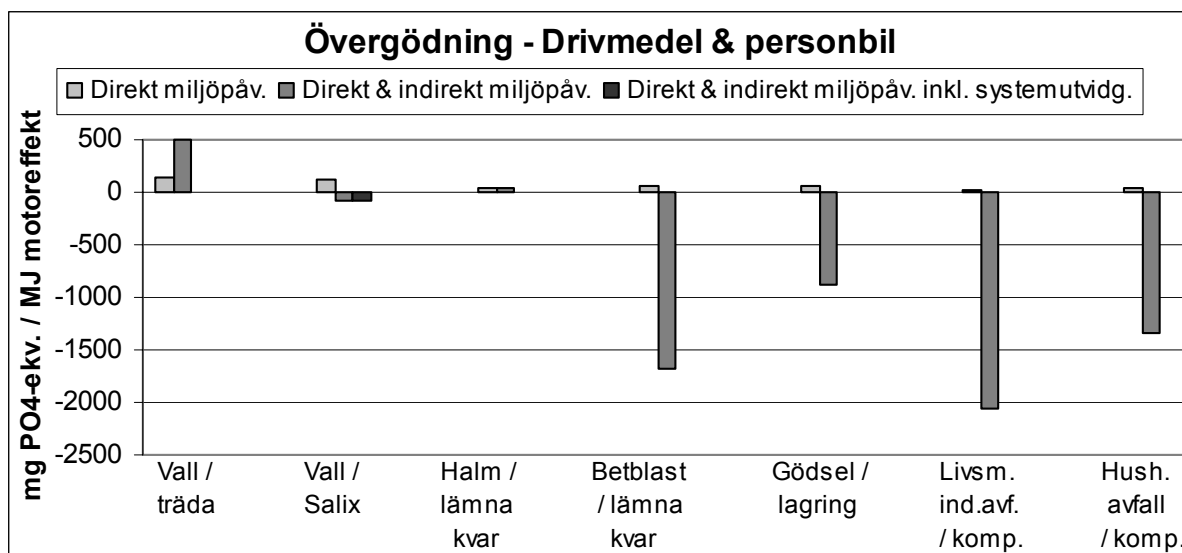


Figur 6.2c. Nettoskillnader i utsläpp av övergödande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för småskalig kraftvärmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

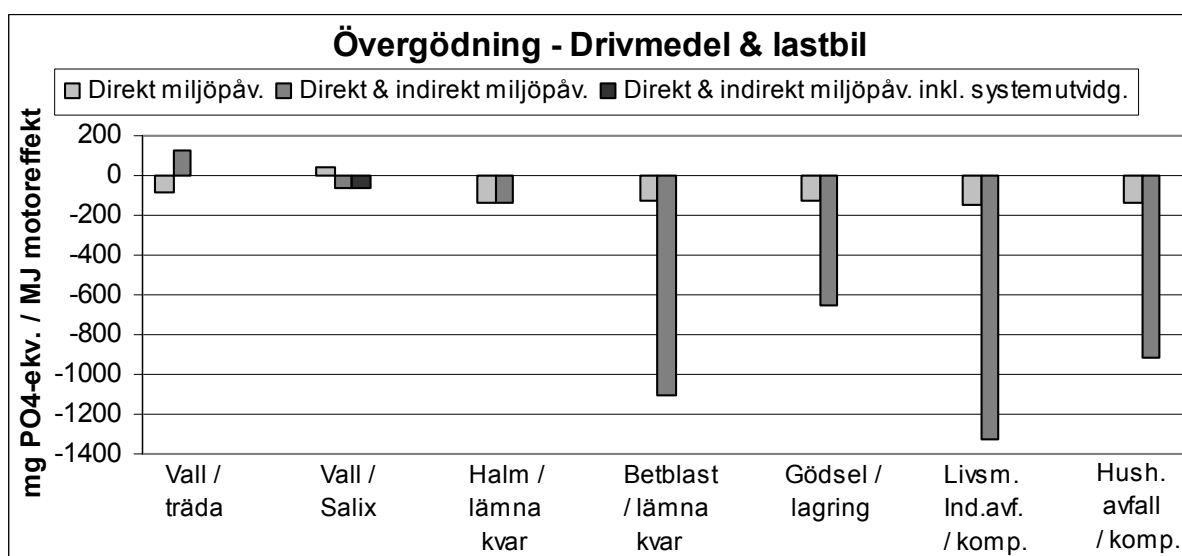


Figur 6.2d. Nettoskillnader i utsläpp av övergödande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig kraftvärmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

Även när det gäller biogas som drivmedel för personbilar och lastbilar (Figur 6.1e och f) och bidraget till övergödningen fås en liknande bild som när biogas utnyttjas för värme- och kraftvärmeproduktion. Vallbaserad biogas kan leda till ökad övergödning om alternativet är



Figur 6.2e. Nettoskillnader i utsläpp av övergödande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av personbilar (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

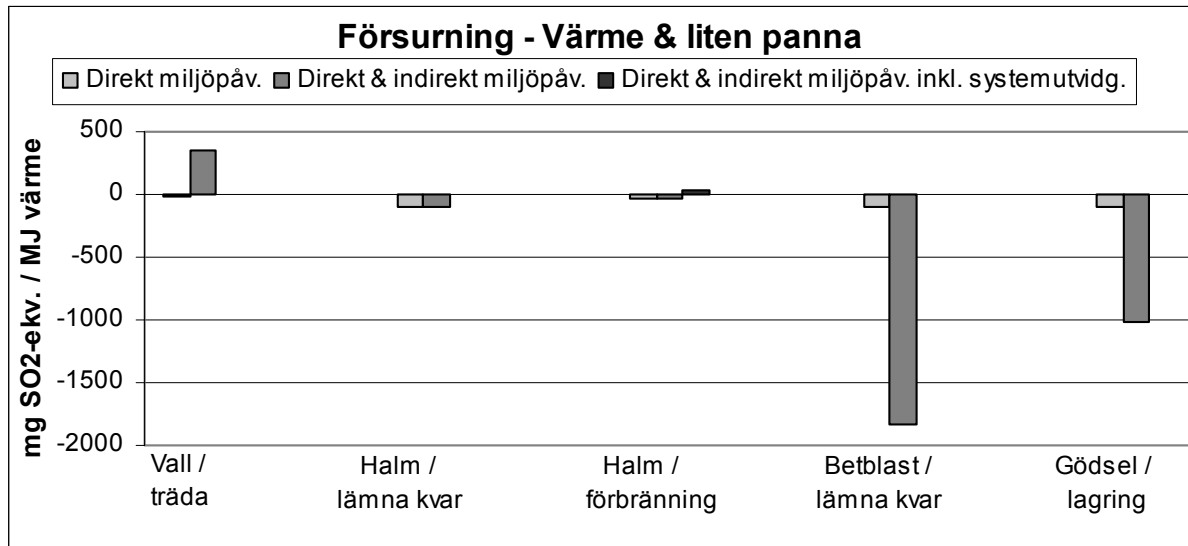


Figur 6.2f. Nettoskillnader i utsläpp av övergödande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av lastbilar (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

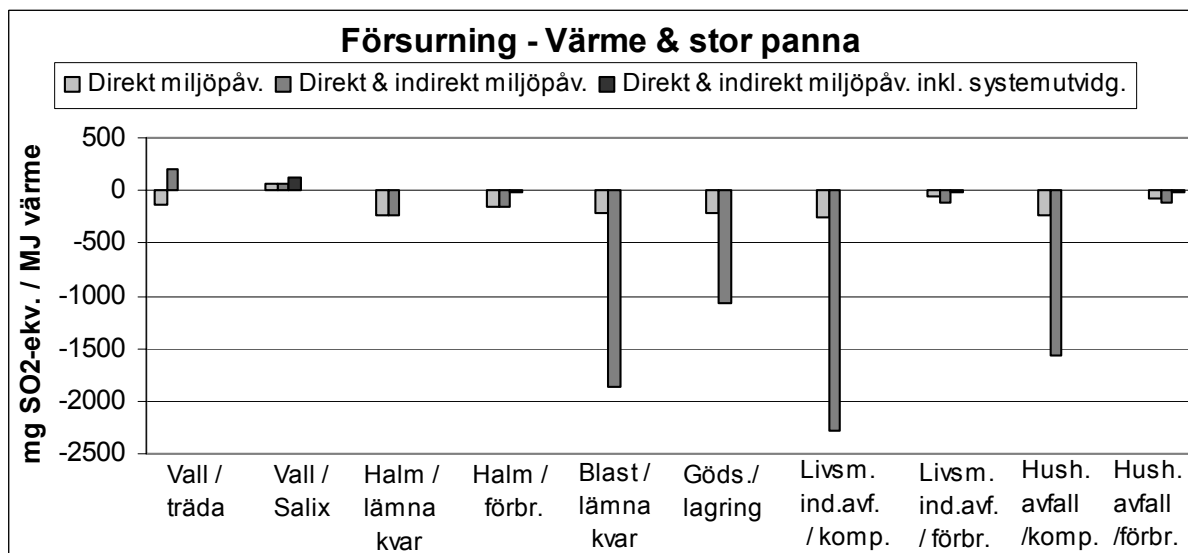
träda medan biogas från gödsel, betblast och organiskt avfall kan leda till kraftigt minskade utsläpp. Däremot finns en skillnad i storleken av denna förändrade miljöpåverkan mellan personbilar och lastbilar. När endast direkt miljöpåverkan inkluderas fås i nästan alla fall ett minskat bidrag till övergödningen när biogas används som drivmedel i lastbilar, vilket inte fås när biogasen används i personbilar. När också indirekt miljöpåverkan inkluderas fås normalt ett minskat bidrag till övergödningen även när biogasen utnyttjas i personbilar. Uttryckt per MJ motoreffekt är skillnaderna mellan biogasbaserade drivlinor för personbilar respektive lastbilar inte så stora i fråga om minskade utsläpp av övergödande ämnen (inklusive indirekt miljöpåverkan), trots att motorverkningsgraden antas vara ungefär dubbelt så hög i en lastbilmotor som i en personbilmotor. En slutsats är således att biogas som drivmedel leder till en relativt sett större minskning av övergödande ämnen när denna används i lastbilar och

ersätter diesel jämfört med när biogasen används i personbilar och ersätter bensin. Som en jämförelse är minskningen av växthusgaser per MJ motoreffekt drygt dubbelt så stor när biogas utnyttjas som drivmedel i personbilar jämfört med i lastbilar (se Figur 6.1e och 6.1f).

6.3 Försurning



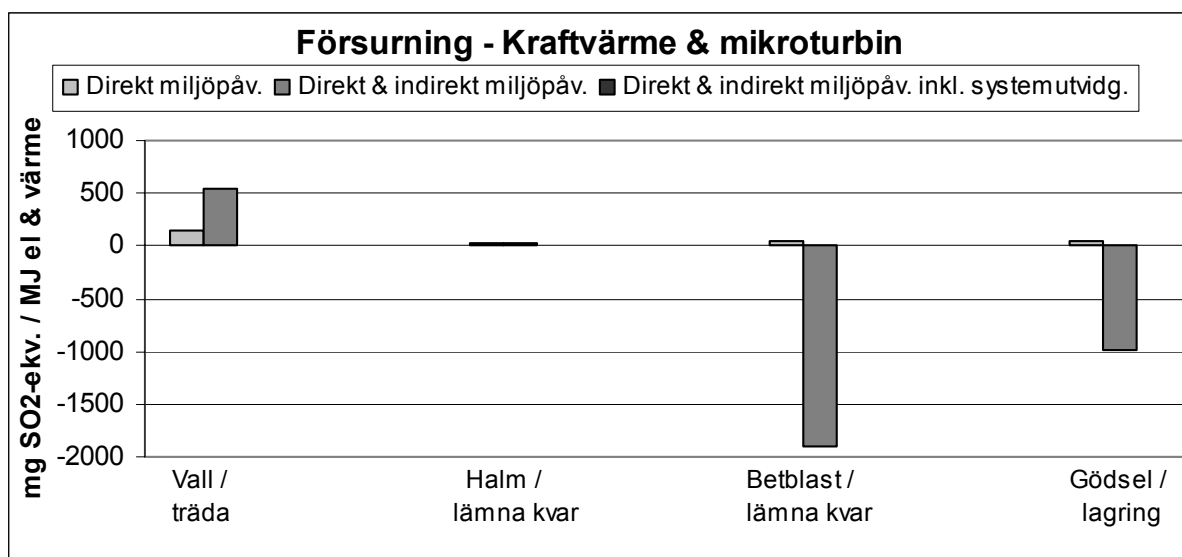
Figur 6.3a. Nettoskillnader i utsläpp av försurande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för småskalig värmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).



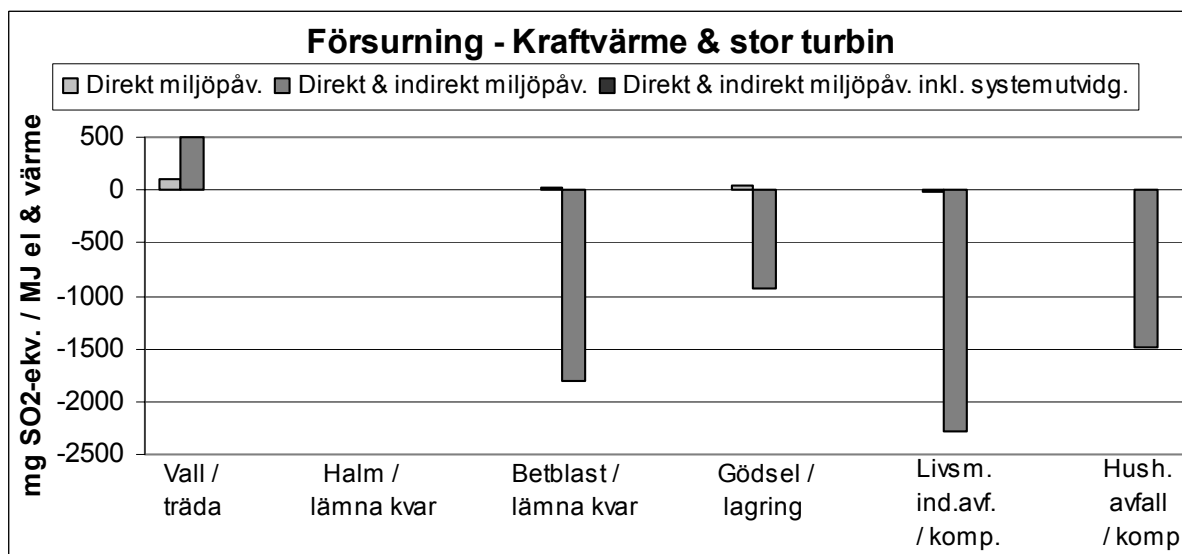
Figur 6.3.b. Nettoskillnader i utsläpp av försurande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig värmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

Figurena 6.3a till 6.3f beskriver hur nettoskillnaden (d v s emissionerna från biogassystemet minus emissionerna från referenssystemet) blir i utsläpp av försurande ämnen, uttryckt som mg svaveldioxidequiv. per MJ värme, el & värme respektive motoreffekt, när olika biogassystem ersätter olika referenssystem och när förlusterna av metan från biogassystem är marginella. När det gäller värmeproduktion i små och stora pannor (Figur 6.3a och b) medför

introduktion av biogassystem nästan alltid minskade utsläpp av försurande ämnen, också när endast direkt miljöpåverkan beaktas. Undantagen är biogas från vall (inklusive indirekt miljöpåverkan) och halm när alternativet är småskalig förbränning (inklusive systemutvidgning). I likhet med övergödande ämnen minskar emissionerna av försurande ämnen kraftigt när betblast och gödsel utnyttjas för biogasproduktion och när indirekt miljöpåverkan inkluderas, samt när organiskt avfall utnyttjas och när alternativet är storskalig kompostering (exklusive extern gasrening). Den främsta orsaken är även i dessa fall minskade emissioner av ammoniak, och till viss del nitrat.



Figur 6.3c. Nettoskillnader i utsläpp av försurande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för småskalig kraftvärmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

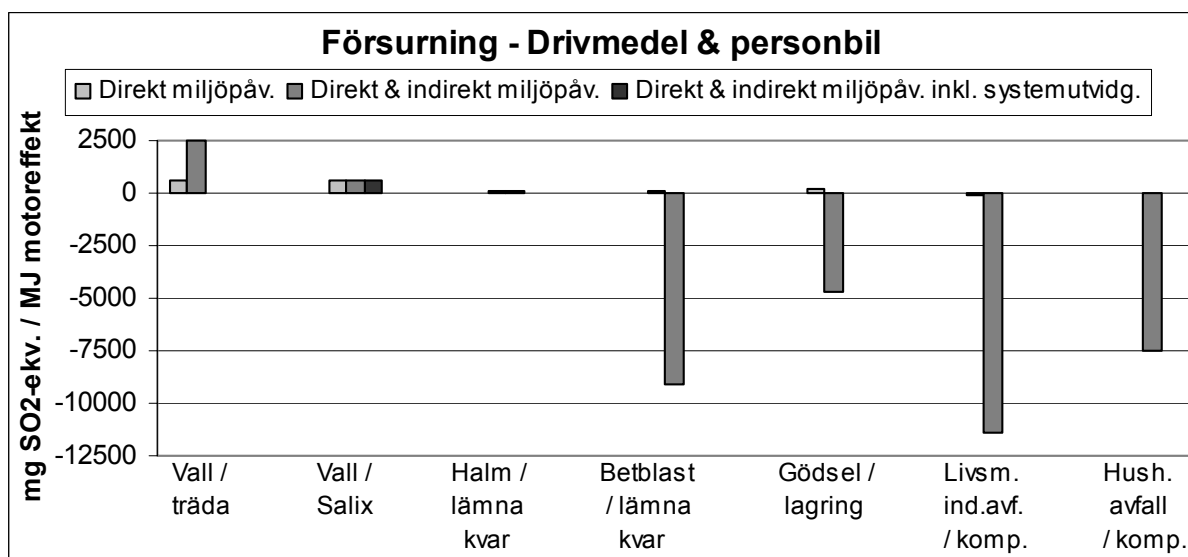


Figur 6.3d. Nettoskillnader i utsläpp av försurande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig kraftvärmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

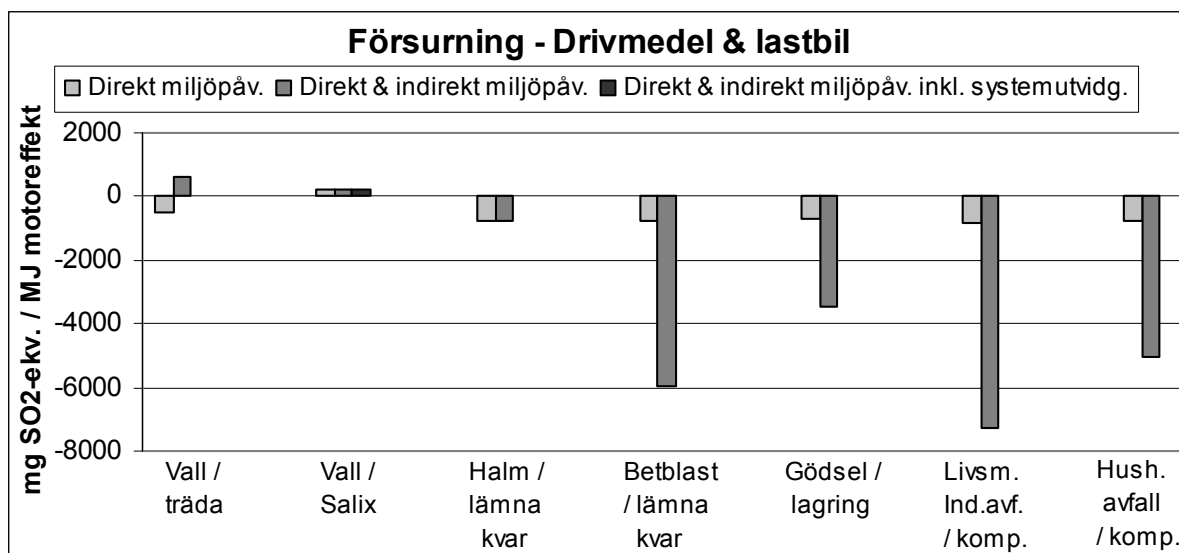
När biogas utnyttjas för kraftvärmeproduktion i mikroturbiner och stora turbiner (Figur 6.3c och d) fås en liknande förändring i utsläpp av försurande ämnen som när biogas utnyttjas för

värmeproduktion. Vallbaserad biogas kan leda till ett ökat bidrag om alternativet är träda, medan biogas från gödsel, betblast och organiskt avfall kan leda till kraftigt sänkta utsläpp av försurande ämnen när alternativen är konventionell lagring av gödsel, betblasten lämnas kvar på fälten respektive när det organiska avfallet komposteras. När halm utnyttjas för biogasproduktion påverkas utsläppen av försurande ämnen endast marginellt.

Förändringarna i utsläpp av försurande ämnen följer i stort sett samma mönster som för övergödande ämnen när biogas utnyttjas som drivmedel. När endast direkt miljöpåverkan inkluderas minskar i de flesta fall bidraget till försurningen när biogas används som drivmedel i lastbilar vilket det inte gör när biogasen används i personbilar (Figur 6.3e och f). När också indirekt miljöpåverkan inkluderas fås normalt ett minskat bidrag till försurningen även när biogasen utnyttjas i personbilar. Undantaget är vallbaserad biogas. Biogas från gödsel, betblast och organiskt avfall leder till kraftigt minskade utsläpp av försurande ämnen. Skillnaderna i minskade utsläpp av försurande ämnen mellan biogasbaserade drivlinor för personbilar respektive lastbilar liknar skillnaderna i minskade utsläpp av övergödande ämnen. Utsläppsminskningen är cirka 30 till 50 % större för personbilar än för lastbilar när biogas från betblast, gödsel och organiskt avfall utnyttjas (inklusive indirekt miljöpåverkan). Denna skillnad motsvarar således inte skillnaden i motorverkningsgrad mellan personbilar och lastbilar, d v s även när det gäller utsläpp av försurande ämnen fås relativt sett en något större positiv effekt när biogas utnyttjas som drivmedel i lastbilar jämfört med i personbilar.



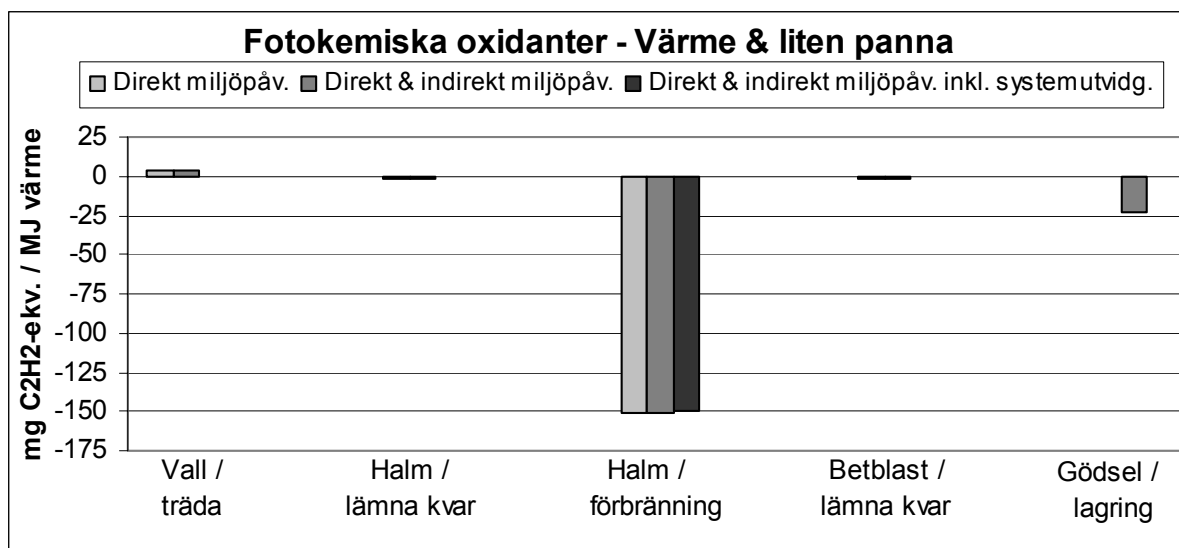
Figur 6.3e. Nettoskillnader i utsläpp av försurande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av personbilar (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).



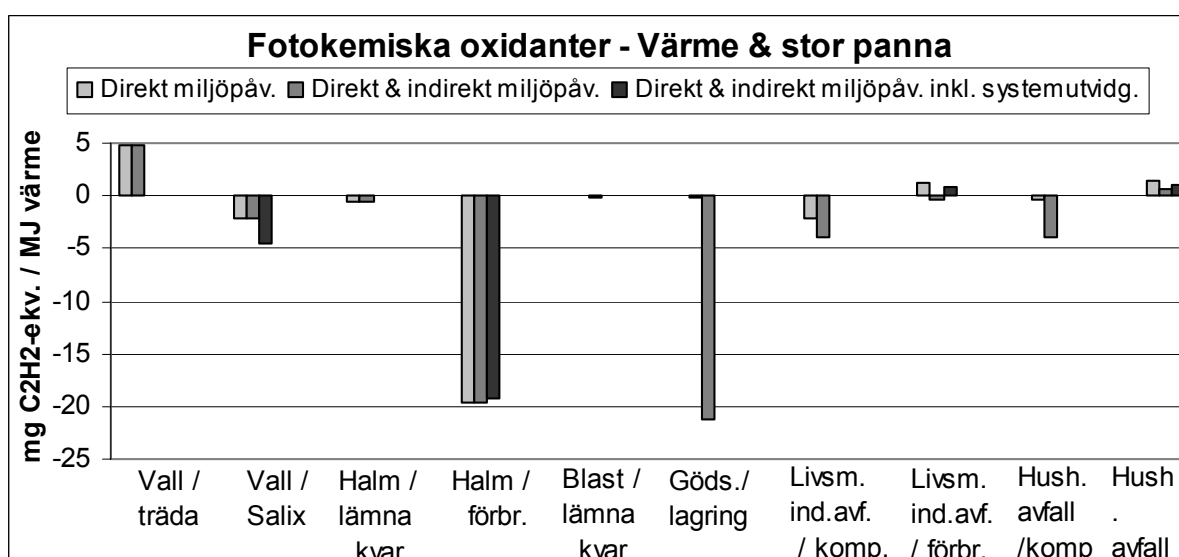
Figur 6.3f. Nettoskillnader i utsläpp av försurande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av lastbilar (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

6.4 Fotokemiska oxidanter

Figurerna 6.4a till 6.4f beskriver hur nettoskillnaden (d v s emissionerna från biogassystemet minus emissionerna från referenssystemet) blir i utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter, uttryckt som mg etenekvivalenter per MJ värme, el & värme respektive motoreffekt, när olika biogassystem ersätter olika referenssystem och när förlusterna av metan från biogassystemen är marginella. När det gäller värmeproduktion i små och stora pannor (Figur 6.4a och b) medför introduktion av biogassystem nästan alltid minskade utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter. Undantagen är biogas från vall när alternativet är träda och organiskt avfall när alternativet är förbränning. Den allra största minskningen i absoluta tal fås för halmbaserad biogas när alternativet är förbränning i liten panna. Orsaken till detta är framför allt relativt höga utsläpp av kolväten vid småskalig halmeldning. När alternativet är storskalig förbränning beräknas reduktionen i utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter vara drygt 7 gånger lägre än vid förbränning i liten panna. Gödselbaserad biogas leder också till minskade utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter, framför allt tack vare minskade emissioner av metan jämfört med traditionell lagring och hantering av gödsel.

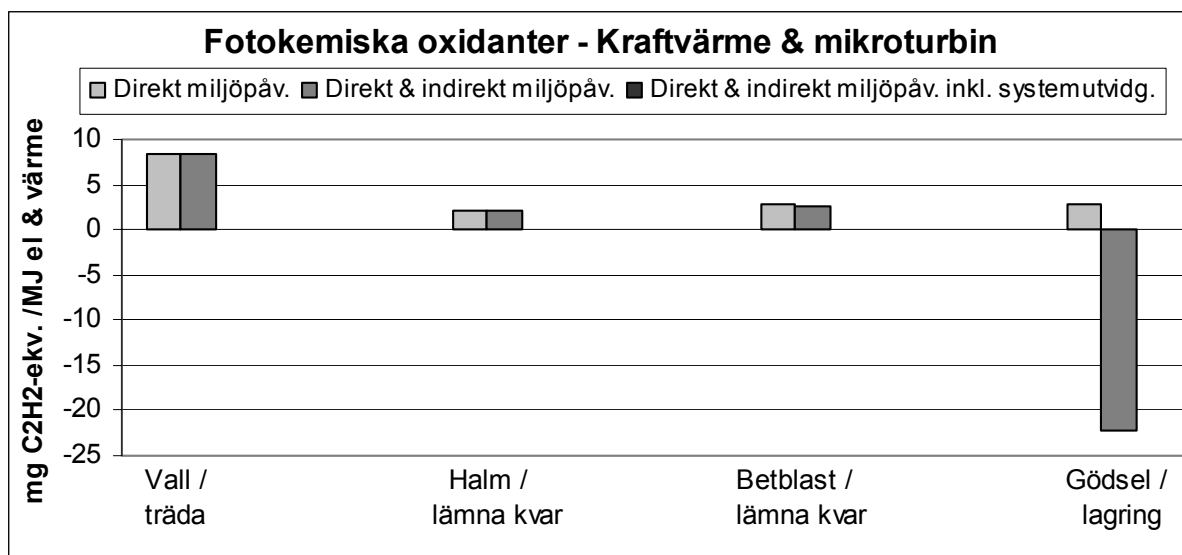


Figur 6.4a. Nettoskillnader i utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för småskalig värmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

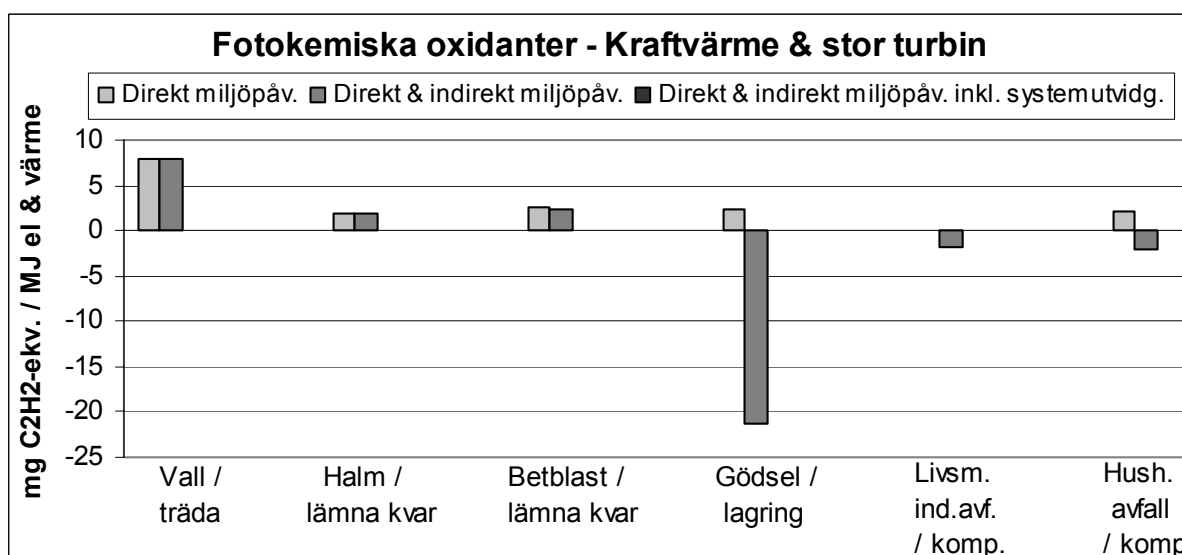


Figur 6.4b. Nettoskillnader i utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig värmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

När biogas utnyttjas för kraftvärmeproduktion i mikroturbiner och stora turbiner (Figur 6.4c och d) ökar alltid utsläppen av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter när enbart direkt miljöpåverkan inkluderas. En anledning till detta är att alternativet är naturgasbaserad kraftvärmeproduktion vilket normalt medför låga utsläpp av koloxid, kolväten och metan. När indirekt miljöpåverkan inkluderas förändras dock bilden för gödselbaserad biogas samt biogas från organiskt avfall när alternativet är kompostering. I dessa fall minskar utsläppen av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter (framför allt metan).

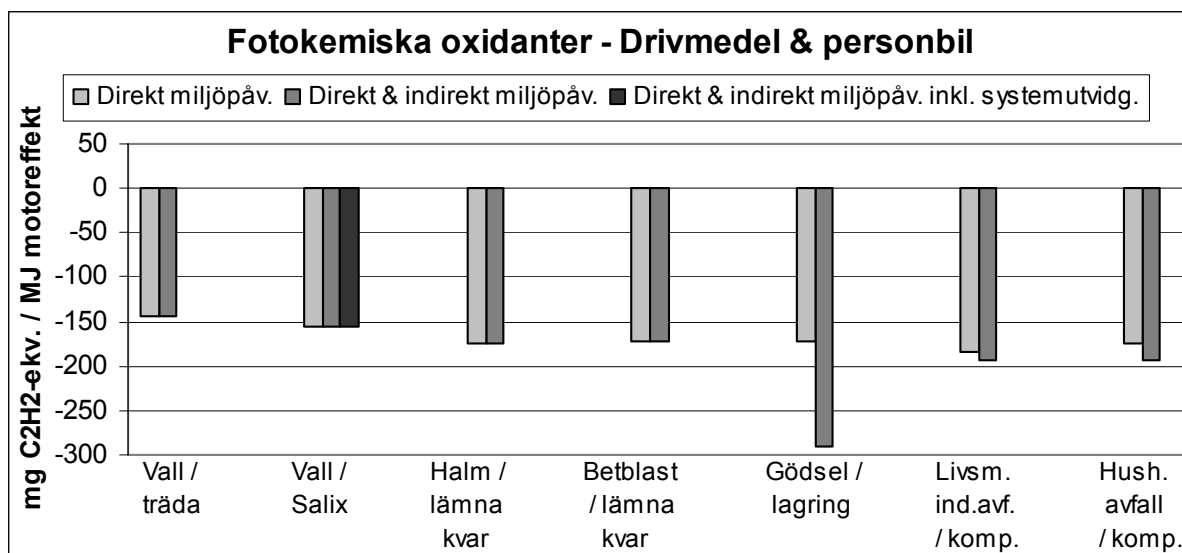


Figur 6.4c. Nettoskillnader i utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för småskalig kraftvärmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

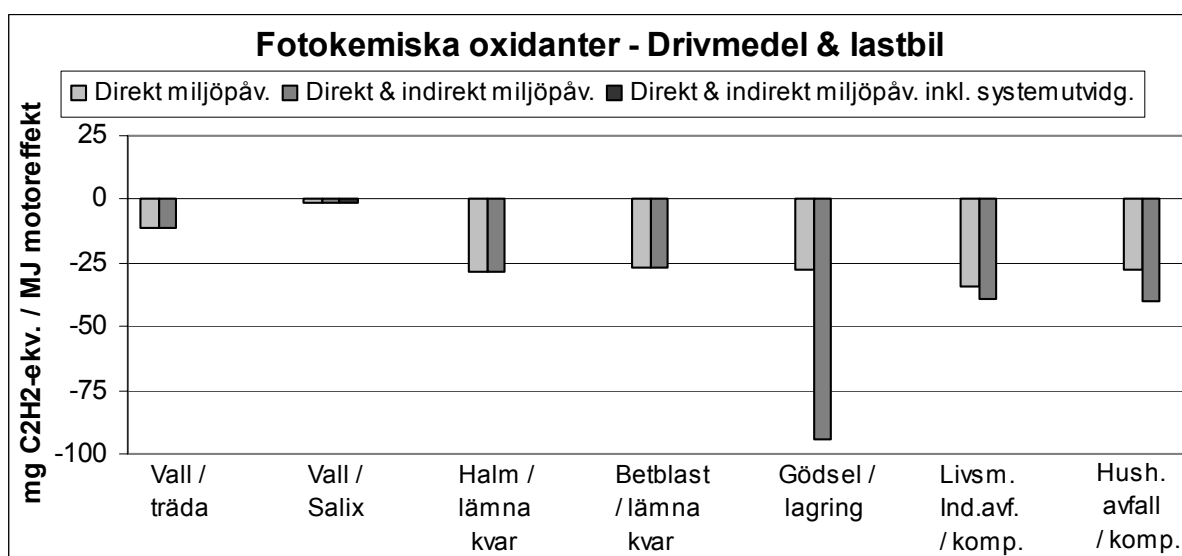


Figur 6.4d. Nettoskillnader i utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig kraftvärmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

När det gäller drivmedel för personbilar och lastbilar (Figur 6.4e och f) medför introduktion av biogassystem alltid att utsläppen av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter minskar. Skillnaden mellan direkt miljöpåverkan respektive direkt & indirekt miljöpåverkan är normalt liten eller försumbar, med undantag för gödselbaserad biogas där reduktionen kan mer än fördubblas. Uttryckt per MJ motoreffekt är utsläppsminskningen ofta i genomsnitt cirka 7 gånger större för personbilar än för lastbilar, d v s miljönyttan med biogas som drivmedel blir i detta fallet betydligt större när bensin ersätts i personbilar än när diesel ersätts i lastbilar.



Figur 6.4e. Nettoskillnader i utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av personbilar (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

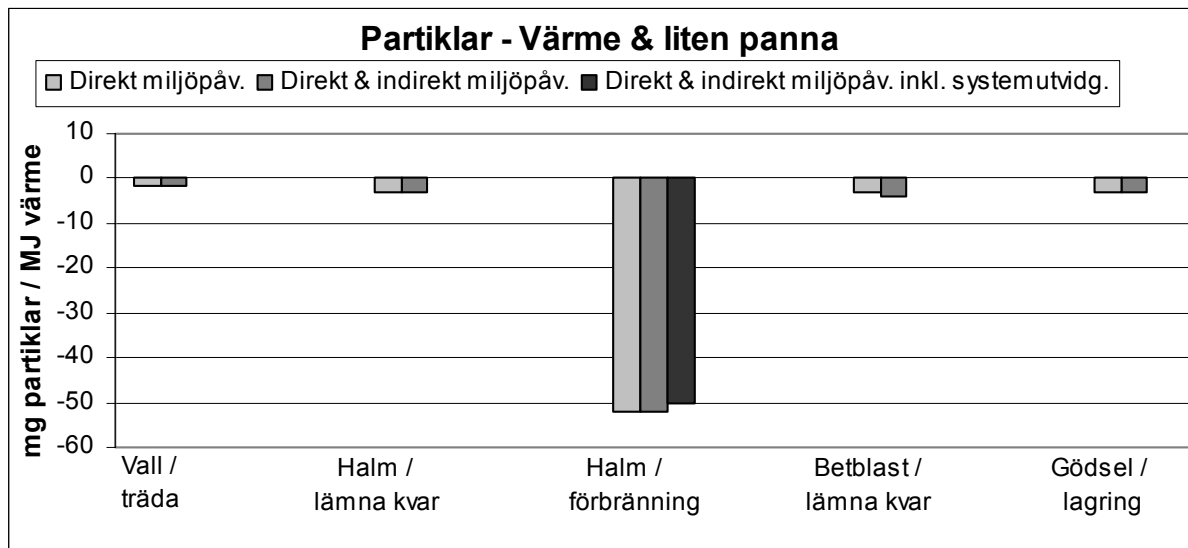


Figur 6.4f. Nettoskillnader i utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av lastbilar (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

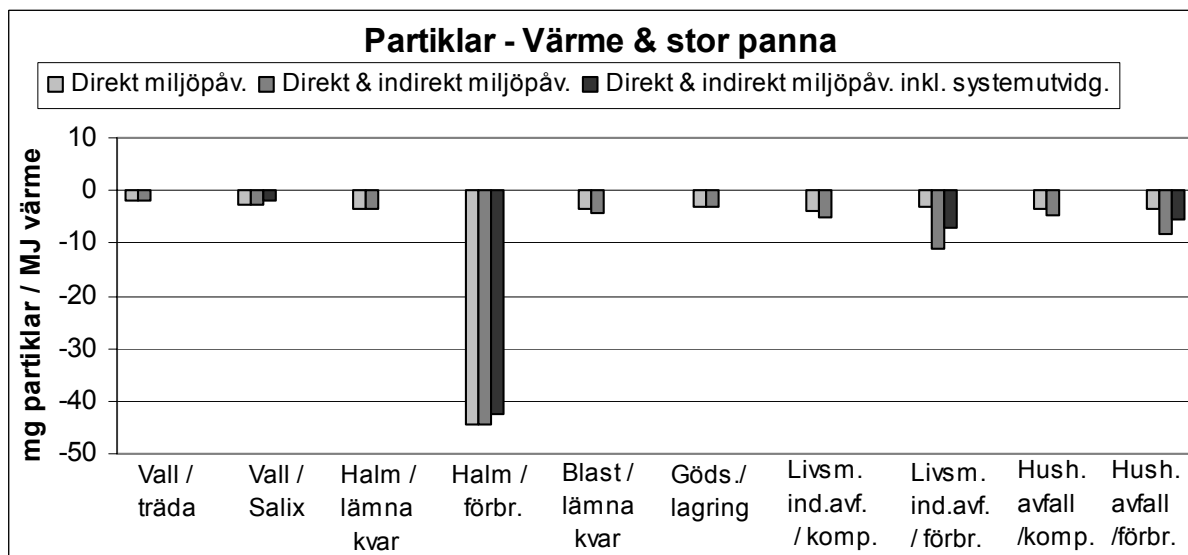
6.5 Partiklar

Figurerna 6.5a till 6.5f beskriver hur nettoskillnaden (d v s emissionerna från biogassystemet minus emissionerna från referenssystemet) blir i utsläpp av partiklar, uttryckt som mg per MJ värme, el & värme respektive motoreffekt, när olika biogassystem ersätter olika referenssystem och när förlusterna av metan från biogassystemen är marginella. När det gäller värmeproduktion i små och stora pannor (Figur 6.5a och b) medför introduktion av biogassystem alltid minskade utsläpp av partiklar. I likhet med utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter fås den allra största minskningen för halmbaserad biogas när alternativet är förbränning, men i detta fallet också i stor panna. Skillnaderna mellan direkt

miljöpåverkan, direkt & indirekt miljöpåverkan respektive inklusive systemutvidgning är normalt relativt små. Ett undantag är biogas från organiskt avfall när alternativet är förbränning då utsläppsminskningen av partiklar ungefär fördubblas när indirekt miljöpåverkan och systemutvidgning inkluderas. En slutsats är således att biogasbaserad värme alltid leder till minskade utsläpp av partiklar och att denna miljövinst är som allra störst när halmeldningssystem ersätts.



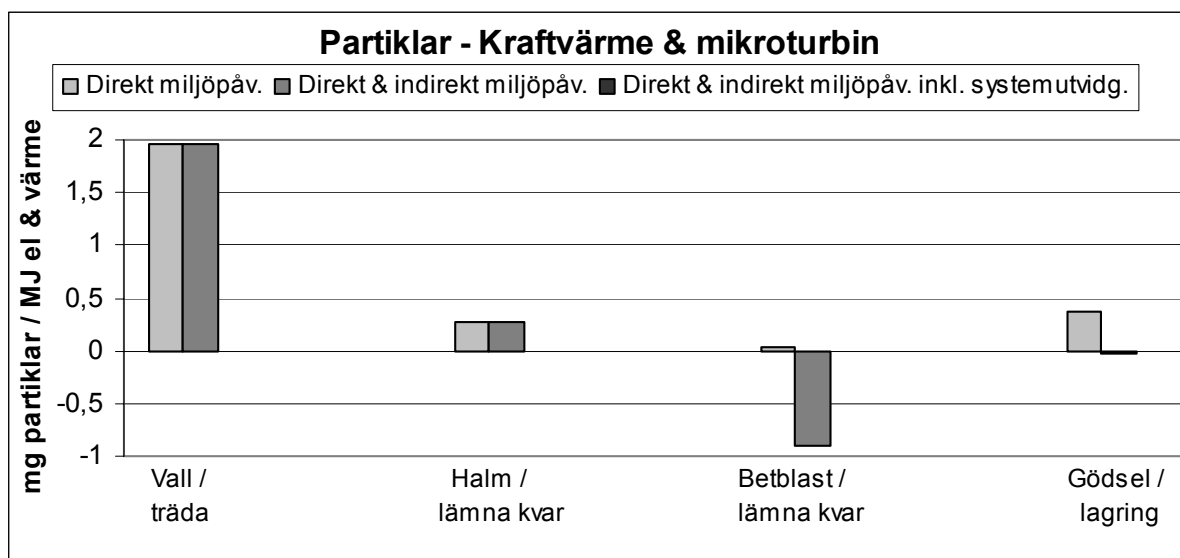
Figur 6.5a. Nettoskillnader i utsläpp av partiklar när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för småskalig värmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).



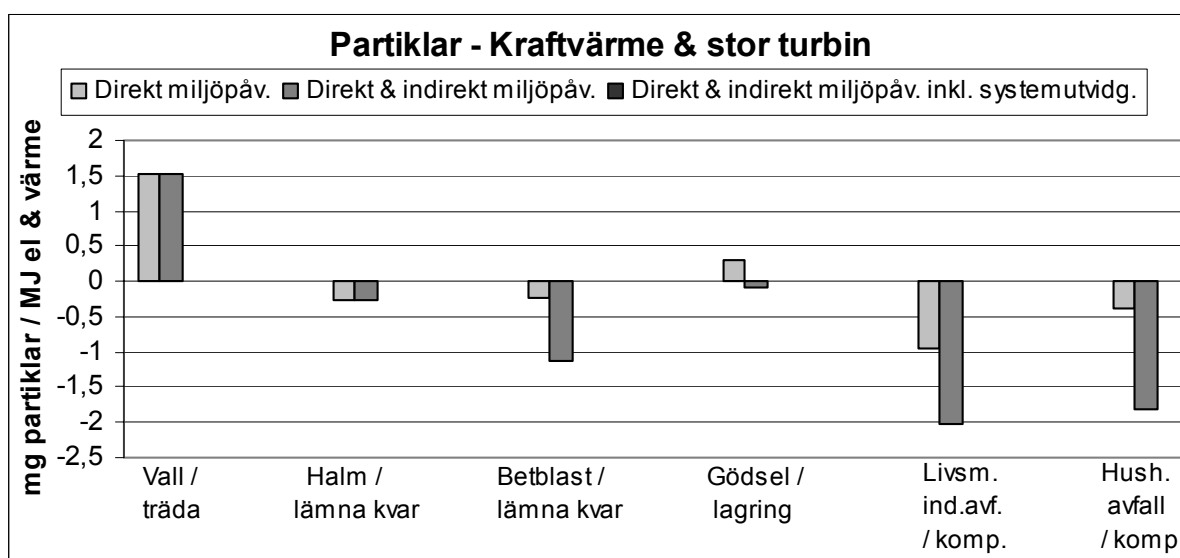
Figur 6.5b. Nettoskillnader i utsläpp av partiklar när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig värmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

När det gäller förändrade utsläpp av partiklar när biogas utnyttjas för kraftvärmeproduktion i mikroturbiner och stora turbiner (Figur 6.5c och d) är bilden delvis en annan än när biogas utnyttjas för värmeproduktion. Biogas baserad på vall respektive halm i mikroturbiner kan i dessa fall leda till ökade utsläpp av partiklar, både när direkt och indirekt miljöpåverkan

beaktas. Samma sak gäller för gödsel och betblast i mikroturbiner när endast direkta miljöeffekter inkluderas. När också indirekt miljöpåverkan inkluderas fås dock en reduktion av utsläppen av partiklar, framför allt för betblastbaserad biogas. Att utnyttja biogas baserad på organiskt avfall samt halm och betblast i stora turbiner leder till att utsläppen av partiklar minskar. Denna minskning mer än fördubblas för betblast och organiskt avfall när indirekt miljöpåverkan inkluderas. Orsaken till detta är minskat behov av handelsgödsel och därmed minskade utsläpp av partiklar från denna tillverkning.



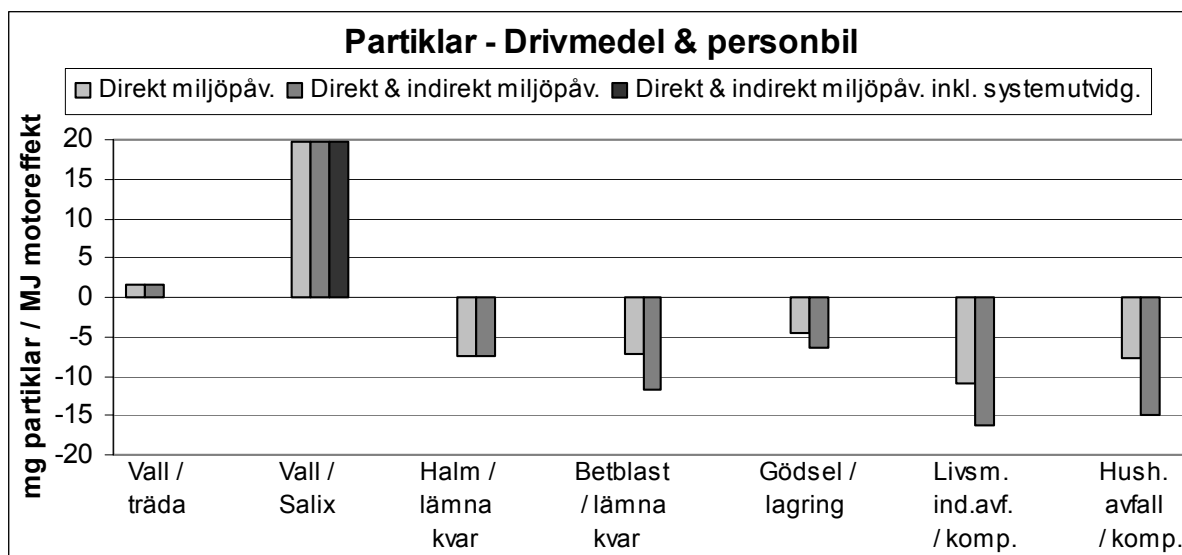
Figur 6.5c. Nettoskillnader i utsläpp av partiklar när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för småskalig kraftvärmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).



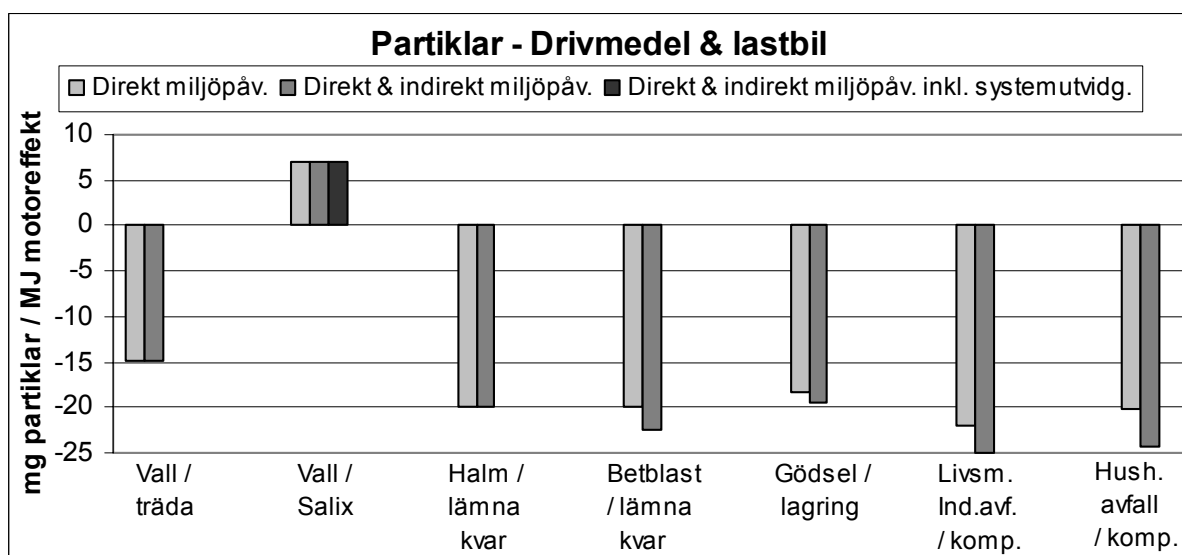
Figur 6.5d. Nettoskillnader i utsläpp av partiklar när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig kraftvärmeproduktion (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

När det gäller introduktion av biogas som drivmedel för personbilar och lastbilar (Figur 6.4e och f) medför detta nästan alltid att utsläppen av partiklar minskar. Undantaget är vallbaserad biogas när alternativet är salixbaserad metanol eller träda och bensindrivna personbilar.

Skillnaden mellan direkt respektive direkt & indirekt miljöpåverkan är försumbar för vall och halm. För betblast, gödsel och organiskt avfall ökar reduktionen av partikelutsläpp när indirekt miljöpåverkan inkluderas. En relativt stor skillnad finns i utsläppsminskningar mellan personbilar och lastbilar. Reduktionen av partikelutsläpp per MJ motoreffekt är ofta drygt dubbelt så stora för lastbilar som för personbilar trots att motorverkningsgraden är ungefär dubbelt så hög för lastbilsmotorer som för personbilsmotorer. En anledning är högre partikelutsläpp från diesel än bensin. Miljönyttan med biogas i form av minskade partikelutsläpp blir således högre när diesel ersätts i lastbilar än när bensin ersätts i personbilar.



Figur 6.5e. Nettoskillnader i utsläpp av partiklar när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av personbilar (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).



Figur 6.5f. Nettoskillnader i utsläpp av partiklar när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av lastbilar (systemutvidgning inkluderas enbart i de fall detta är relevant).

7 Identifiering av kritiska faktorer

I följande kapitel analyseras och redovisas vilken betydelsen olika faktorer har på biogassystemens miljöprestanda. Syftet är att peka ut de faktorer som har stor betydelse för att biogassystem ska vara fördelaktiga ur miljösynpunkt jämfört med de referenssystem som inkluderats. De faktorer som analyseras är indelade i följande tre kategorier: (i) förluster av metan, (ii) förändrad energieffektivitet i biogassystemet, samt (iii) storleken av indirekta miljöeffekter.

Analyserna av förluster av metan och förändrad energieffektivitet i biogassystemen bygger på att såväl direkt som indirekt miljöpåverkan (inklusive eventuell systemutvidgning) är inkluderade (se Kapitel 6). Samma mängd substrat behandlas i biogassystemen som i referenssystemen, vilket innebär att en minskad effektivitet alternativt förluster i biogassystemet kompenseras med en extra insats av fossila bränslen (jämför systemutvidgning, avsnitt 5.5).

7.1 Förluster av metan

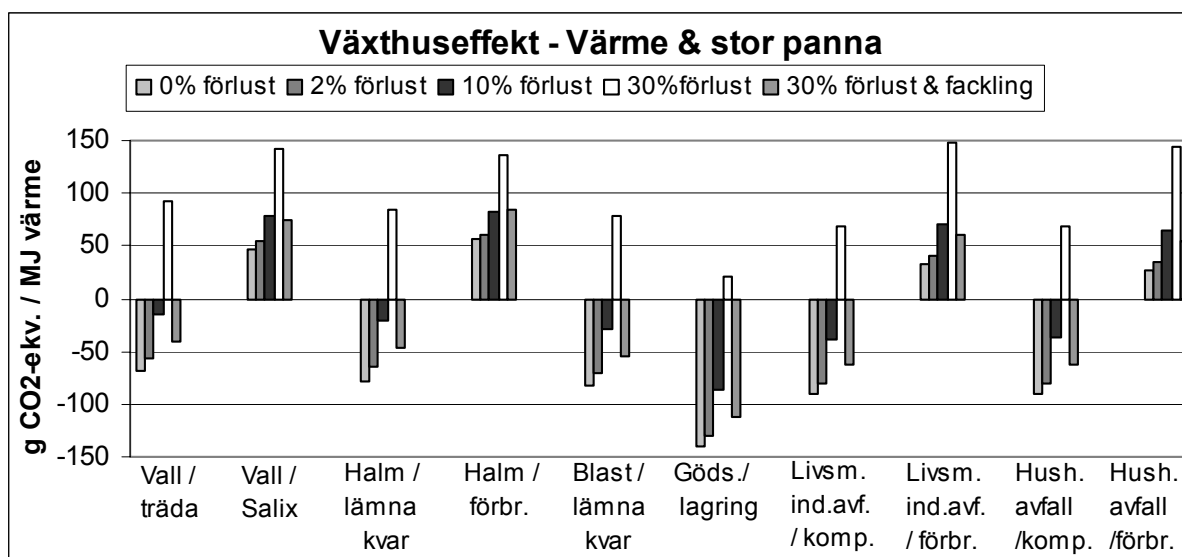
Eventuella förluster av metan kan få stor betydelse för hur fördelaktiga biogassystem är ur miljösynpunkt. I figurerna 7.1a - 7.1h beskrivs hur metanförluster påverkar olika miljöeffektkategorier när biogassystemen ersätter aktuella referenssystem. De system som redovisas är värmeproduktion i stor panna, kraftvärmeproduktion i stor gasturbin respektive drivmedel för personbilar.

Som framgår av Figur 7.1a, b och c leder metanförlusterna om 30 % till att biogassystem aldrig är fördelaktiga ur växthusgassynpunkt, förutsatt att metanutsläppen inte facklas till koldioxid. När det gäller vallbaserad biogas och alternativet träda går gränsen vid cirka 8-13 % metanförluster innan vinsten i form av minskade utsläpp av växthusgaser går förlorad. För halm och betblast går gränsen vid cirka 10-16 % när alternativet är att lämna kvar substraten på åkern. För gödsel är gränsen högre, cirka 22-26 %, tack vare stora indirekta miljövinster i form av minskade spontana metanförluster jämfört med konventionella hanterings- och lagringssystem. När det gäller biogas från organiskt avfall och alternativet storskalig kompostering går gränsen vid cirka 12-17 % innan vinsten i form av minskade utsläpp av växthusgaser går förlorad.

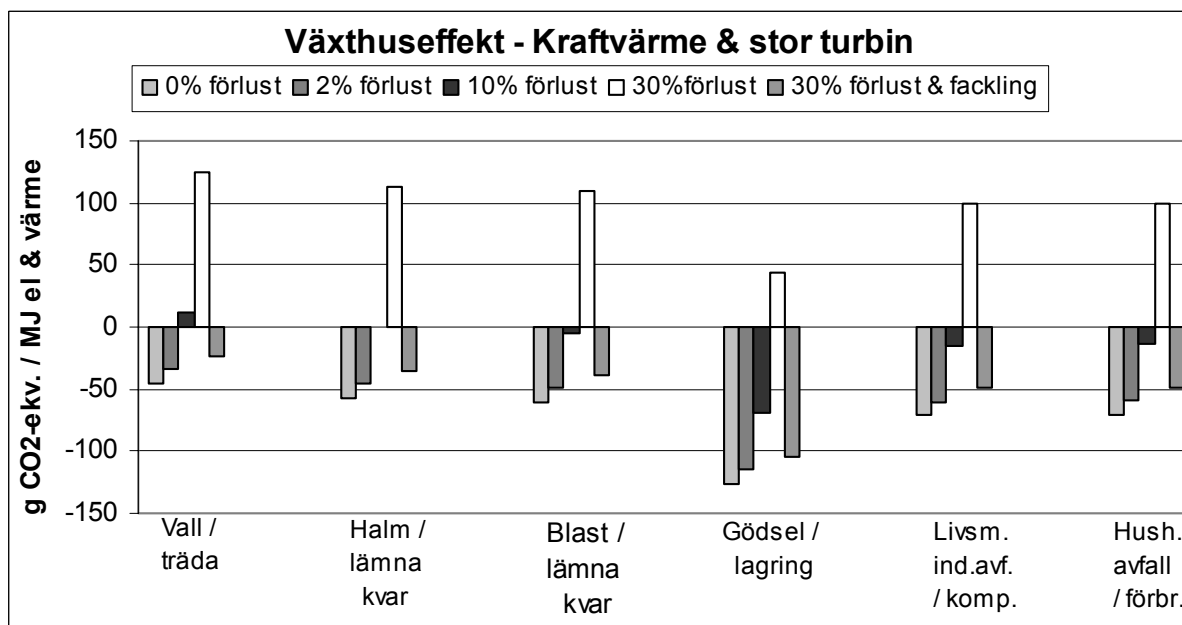
Resultat från tidigare studier indikerar ofta att vinsten med biogassystem i form av minskade utsläpp av växthusgaser går förlorad vid lägre förluster av metan än som redovisas här. Anledningarna till detta kan vara flera. En är att enbart utsläpp vid slutanvändning har beaktats och inte bränslecykelemissioner där också skillnader i verkningsgrad inkluderas. En annan anledning är att man inte tar hänsyn till de indirekta miljövinster som kan fås när biogassystem ersätter olika referenssystem. Vilket referenssystem som biogassystemen jämförs med har, som framgår av denna studie, stor betydelse. När t ex naturgasbaserade referenssystem ersätts blir reduktionen av växthusgaser något lägre än när oljebaserade referenssystem ersätts.

Om biogas baserad på vall, halm och organiskt avfall utnyttjas för värmeproduktion ökade utsläppen av växthusgaser när alternativet är förbränning (se avsnitt 6.1). Denna negativa miljöpåverkan förstärks med ökade metanförluster. Samma sak gäller vallbaserad biogas för fordonsdrift när alternativet är Salixbaserad metanol.

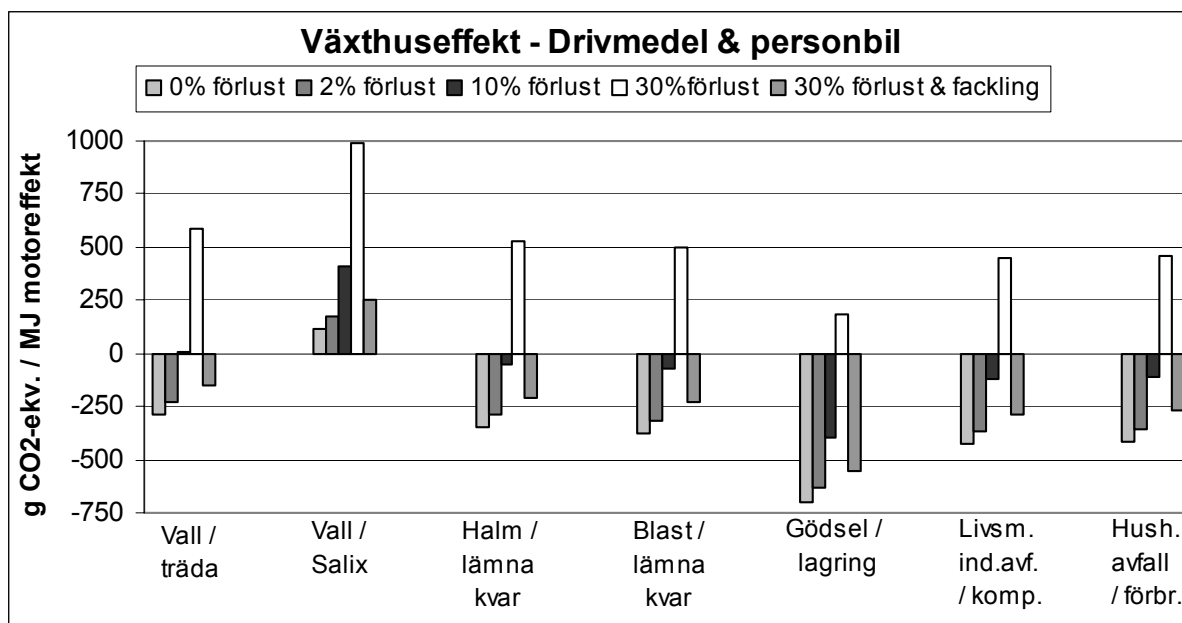
Ett effektivt sätt att minska den negativa miljöpåverkan som metanutsläpp ger upphov till är att fackla metan till koldioxid när detta är möjligt. Som framgår av Figur 7.1a, b och c motsvarar en förlust om 30 % metan som facklas till koldioxid ungefär en förlust om cirka 5 % metan som inte facklas, p g a ökad användning av fossila bränslen i biogassystemet. I detta fall är således biogassystem fortfarande betydligt mer fördelaktiga ur växthusgassynpunkt jämfört med aktuella referenssystem när dessa inte utgörs av förbränning.



Figur 7.1a. Nettoskillnader i utsläpp av växthusgaser när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig värmeproduktion och när förlusterna av metan från biogassystemen varierar (inklusive indirekt miljöpåverkan och eventuell systemutvidgning).

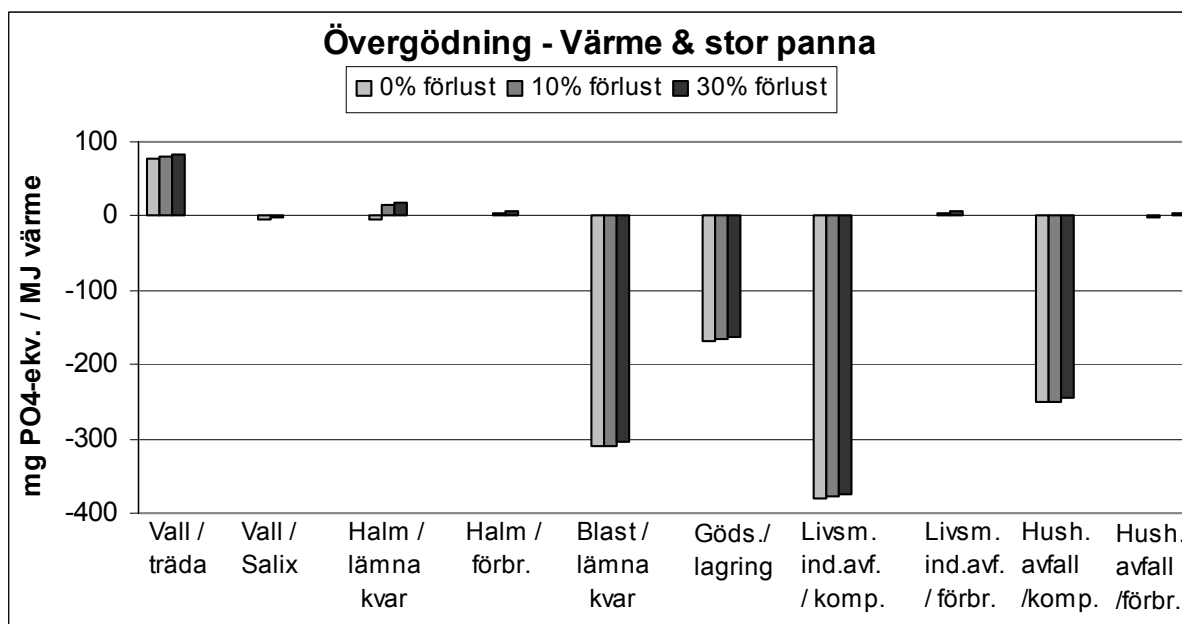


Figur 7.1b. Nettoskillnader i utsläpp av växthusgaser när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig kraftvärmeproduktion och när förlusterna av metan från biogassystemen varierar (inklusive indirekt miljöpåverkan och eventuell systemutvidgning).

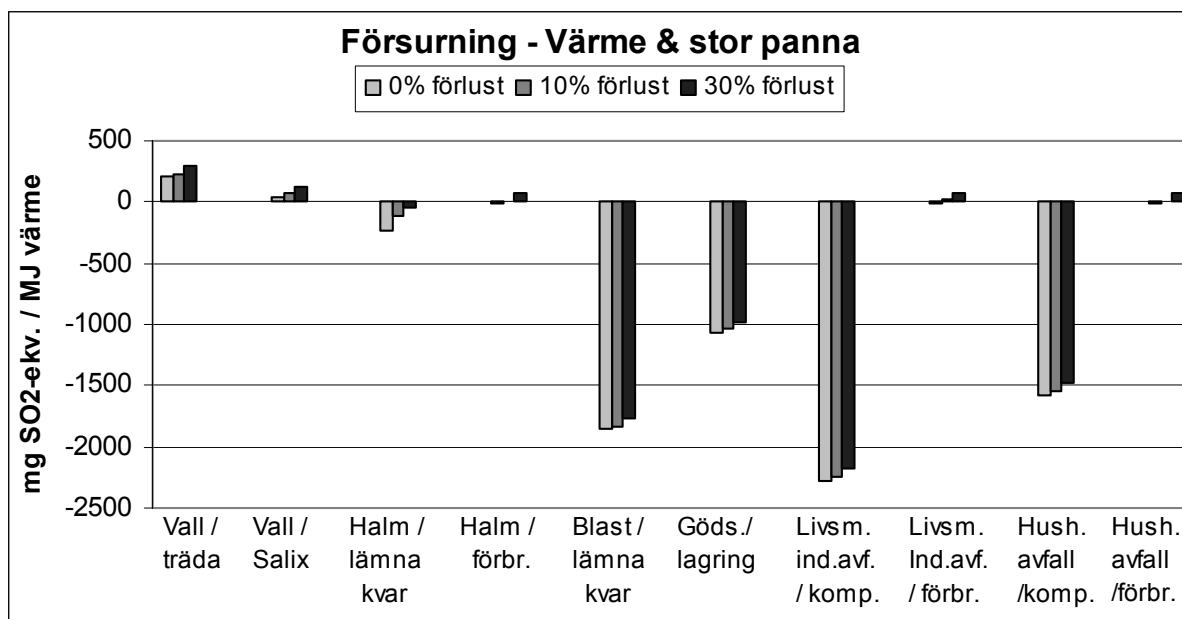


Figur 7.1c. Nettoskillnader i utsläpp av växthusgaser när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av personbilar och när förlusterna av metan från biogassystemen varierar (inklusive indirekt miljöpåverkan och eventuell systemutvidgning).

I Figur 7.1d och 7.1e beskrivs hur utsläppen av övergödande respektive försurande ämnen påverkas vid olika grad av metanförluster. Som framgår av figurerna påverkas dessa normalt endast i liten omfattning. Anledningen är att de indirekta miljöeffekterna oftast dominerar kraftigt vilka inte påverkas vid förändrade utsläpp av metan. De förändringar som fås beror på ökad användning av fossila bränslen för att kompensera metanförlusterna.

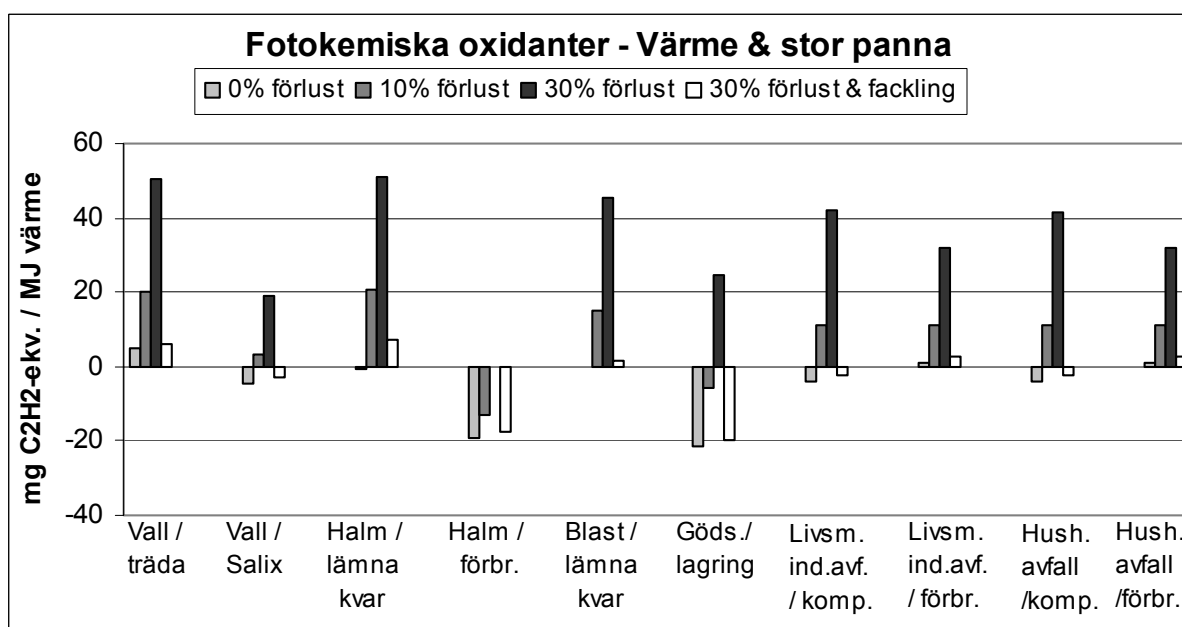


Figur 7.1d. Nettoskillnader i utsläpp av övergödande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig värmeproduktion och när förlusterna av metan från biogassystemen varierar (inklusive indirekt miljöpåverkan och eventuell systemutvidgning).

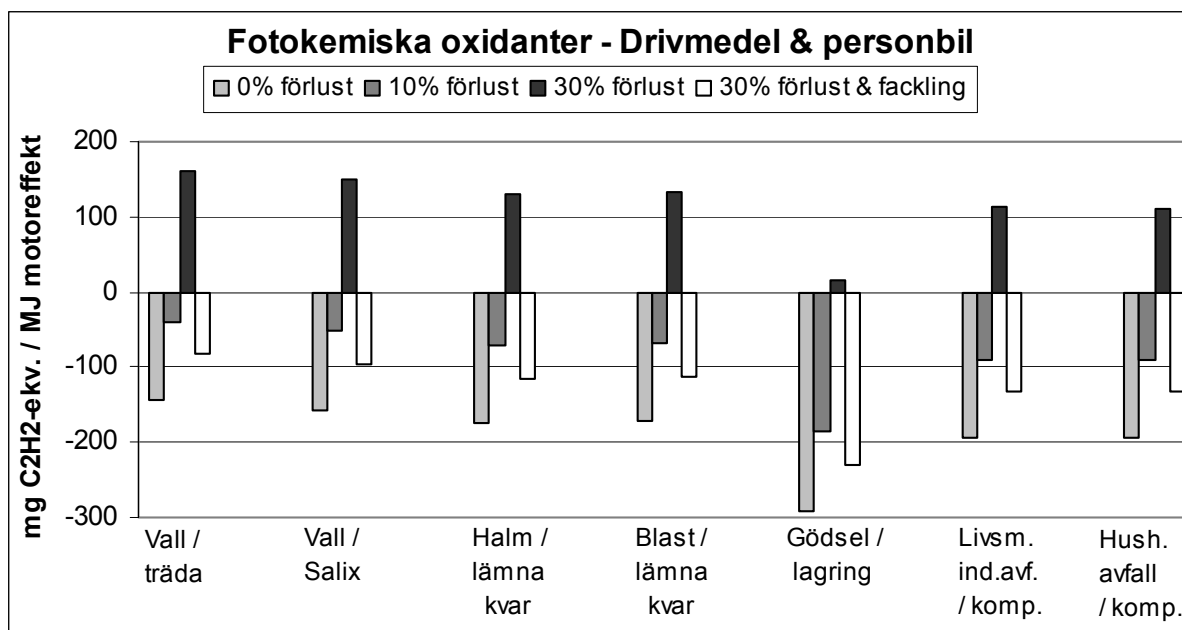


Figur 7.1e. Nettoskillnader i utsläpp av försurande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig värmeproduktion och när förlusterna av metan från biogassystemen varierar (inklusive indirekt miljöpåverkan och eventuell systemutvidgning).

I Figur 7.1f och g beskrivs hur bidraget av fotokemiska oxidanter påverkas vid olika grad av metanutsläpp. Som framgår av figurerna påverkar metanutsläppen i stor grad bidraget av emissioner som kan bilda fotokemiska oxidanter eftersom metan ingår bland dessa emissioner. Denna negativa miljöpåverkan kan dock minimeras genom att metan facklas till koldioxid.

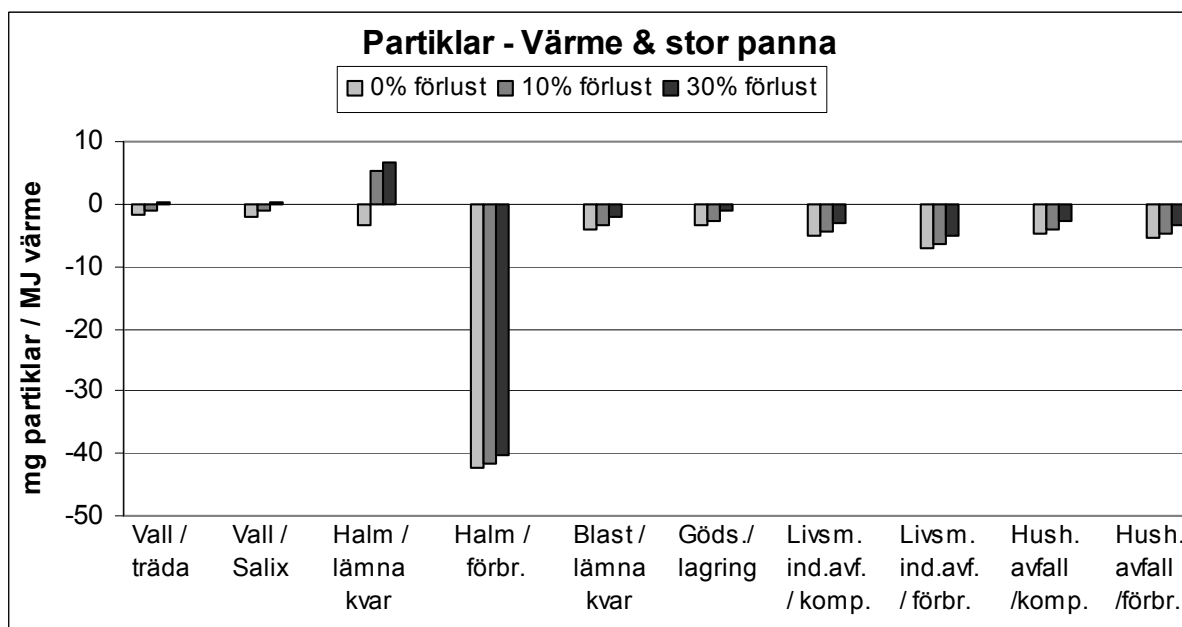


Figur 7.1f. Nettoskillnader i utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig värmeproduktion och när förlusterna av metan från biogassystemen varierar (inklusive indirekt miljöpåverkan och eventuell systemutvidgning).



Figur 7.1g. Nettoskillnader i utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av personbilar och när förlusterna av metan från biogassystemen varierar (inklusive indirekt miljöpåverkan och eventuell systemutvidgning).

Vid värmeproduktion i stor panna medför metanförluster med några procent att bidrag av fotokemiska oxidanter nästan alltid är högre i biogassystemen än i referenssystemen. Undantaget är halm och alternativet förbränning respektive gödsel och alternativet konventionell hantering och lagring. När det gäller drivmedel för personbilar krävs metanförluster om minst cirka 15 % innan biogassystemen medför ökat bidrag av fotokemiska oxidanter.



Figur 7.1h. Nettoskillnader i utsläpp av partiklar när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig värmeproduktion och när förlusterna av metan från biogassystemen varierar (inklusive indirekt miljöpåverkan och eventuell systemutvidgning).

När det gäller utsläpp av partiklar påverkas dessa i relativ begränsad omfattning av metanförluster, vilket framgår av Figur 7.1h. De skillnader som fås beror på ökad användning av fossila bränslen, framför allt eldningsolja.

Sammanfattningsvis kan utsläpp av metan från biogasproduktion få stor betydelse för om biogassystem är fördelaktiga jämfört med aktuella referenssystem avseende framför allt bidraget av växthusgaser och fotokemiska oxidanter. Som tidigare beskrivits antas ofta metanförlusterna uppgå till cirka 2-3 % i bränslecykelanalyser av biogassystem (se avsnitt 4.7), men dessa uppskattningar baseras på relativt osäkra data. Det saknas idag mer omfattande studier över hur vanligt förekommande metanläckage är i befintliga biogasanläggningar och i så fall hur stora dessa förluster är. För att säkrare kunna bedöma biogassystemens miljöprestanda avseende bidraget av växthusgaser respektive fotokemiska oxidanter krävs därför fler och mer omfattande praktiska försök där storleken av eventuella metanläckage i olika typer av biogassystem mäts.

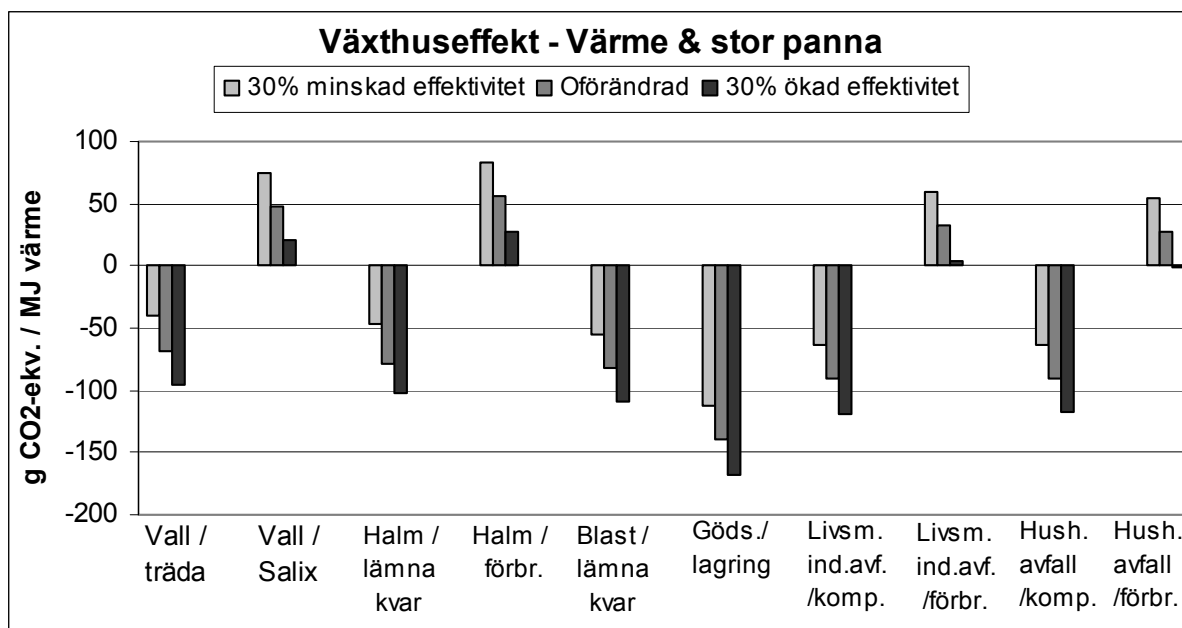
7.2 Förändrad energieffektivitet i biogassystem

I följande känslighetsanalyser beskrivs hur förändrad energieffektivitet i biogassystemen påverkar deras miljöprestanda i förhållande till aktuella referenssystem (Figur 7.2a till 7.2f). Förändrad energieffektivitet definieras här som förändrat biogasutbyte som antas öka respektive minska med 30 % per ton substrat jämfört med grundalternativet i Kapitel 6. Detta antas i sin tur leda till minskad respektive ökad användning av fossila bränslen i biogassystemen. De system som redovisas är drivmedel för personbilar men också värmeproduktion i stor panna avseende växthuseffekt. De skillnader som fås för övriga miljöeffekter i värmealternativet följer i stort sett samma mönster som i drivmedelsalternativet.

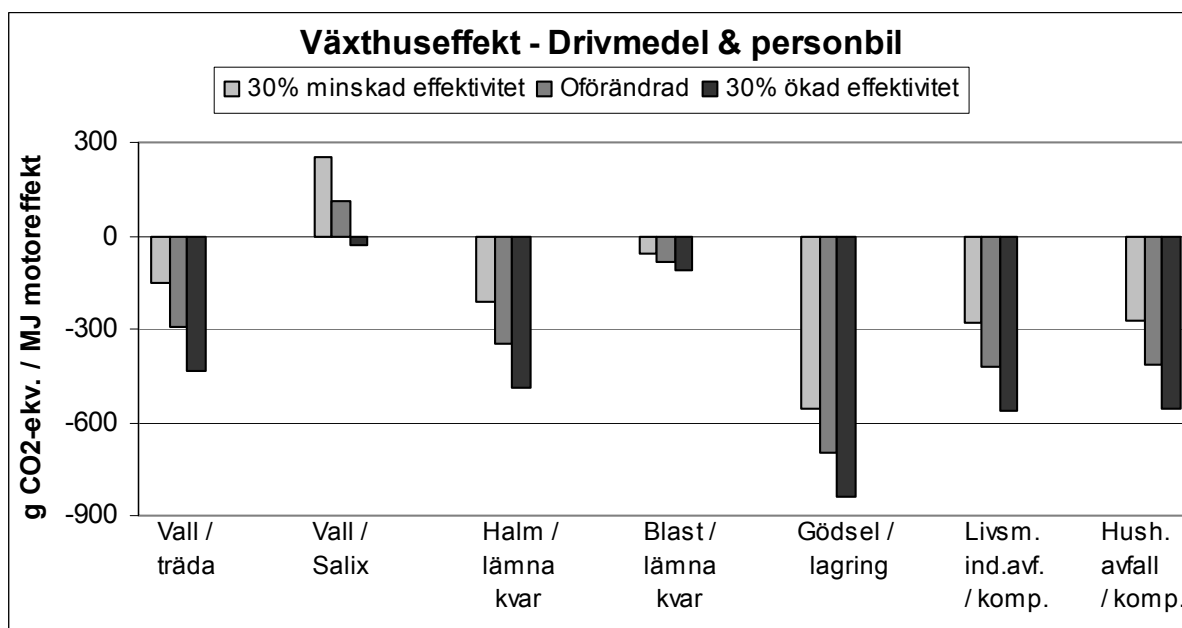
Resultat från energianalyser av biogassystem (Berglund och Börjesson, 2003) visar att data över gasutbytet från olika substrat ofta kan variera betydligt mellan olika referenser i befintlig litteratur. Variationen i biogasutbytet är dock normalt lägre än +/- 30% varför detta intervall ska ses som ett teoretiskt antagande för att visa på hur resultaten påverkas av stora förändringar i biogassystemens energieffektivitet. Orsakerna till att biogasutbytet kan variera är många, t ex variationer i substratets sammansättning eller skillnader i biogasanläggningarnas prestanda avseende rötningstemperatur, uppehållstid, belastning och processutformning. Biogasutbytet från gödsel kan t ex påverkas av utfodring, strömedel och strömängd, medan biogasutbytet från odlade grödor kan påverkas av skördetidpunkt.

Förutom att biogasutbytet kan variera kan även energiinsatsernas storlek för att driva biogassystemen variera, vilket också påverkar biogassystemens energieffektivitet. Effekterna av förändrade energiinsatser har dock inte analyserats här. En utförlig beskrivning av hur energibalansen för biogasproduktion påverkas av olika faktorer ges i Berglund och Börjesson (2003).

Som framgår av Figur 7.2a och b innebär en förändrad energieffektivitet i biogassystemen (i form av förändrat biogasutbyte) om +/- 30 % normalt inte att tidigare slutsatser i Kapitel 6 förändras om när biogassystem är fördelaktiga eller inte ur växthusgassynpunkt. Däremot förstärks miljönyttan alternativt miljökostnaden jämfört med aktuella referenssystem. Det finns dock tre undantag. När effektiviteten i biogassystemen för värmeproduktion baserade på livsmedelsindustri- och hushållsavfall ökar med 30 % blir dessa jämförbara med avfallsförbränning ur växthusgassynpunkt. Samma sak gäller för vallbaserad biogas som drivmedel jämfört med salixbaserad metanol.

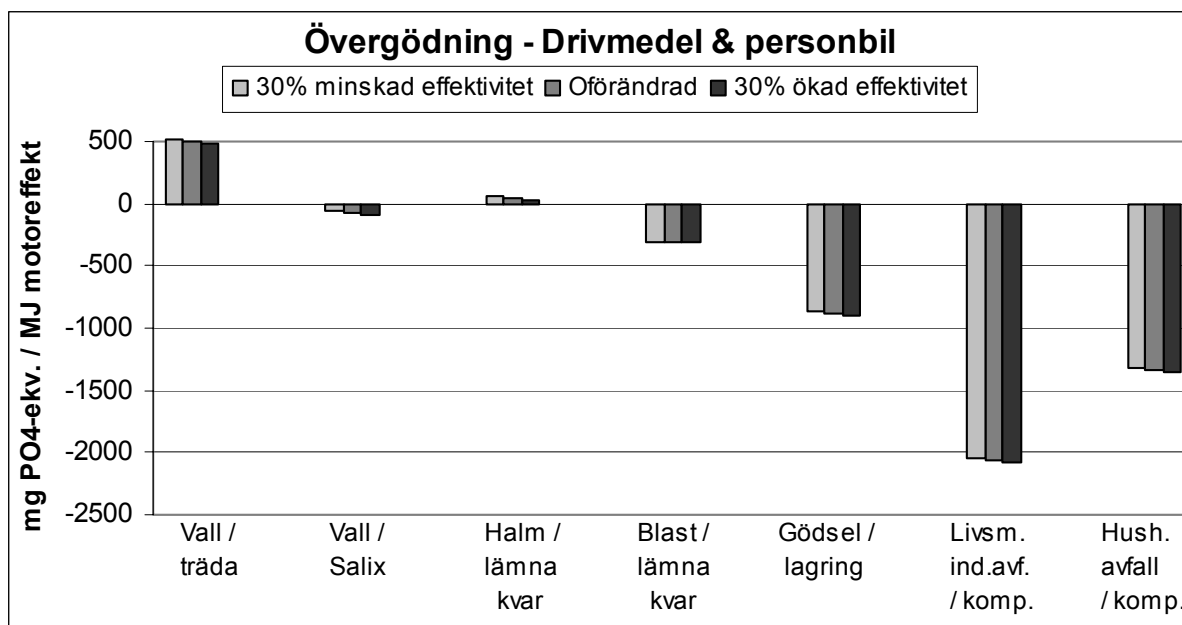


Figur 7.2a. Nettoskillnader i utsläpp av växthusgaser när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för storskalig värmeproduktion och när energieffektiviteten i biogassystem varierar (inklusive indirekt miljöpåverkan och eventuell systemutvidgning).

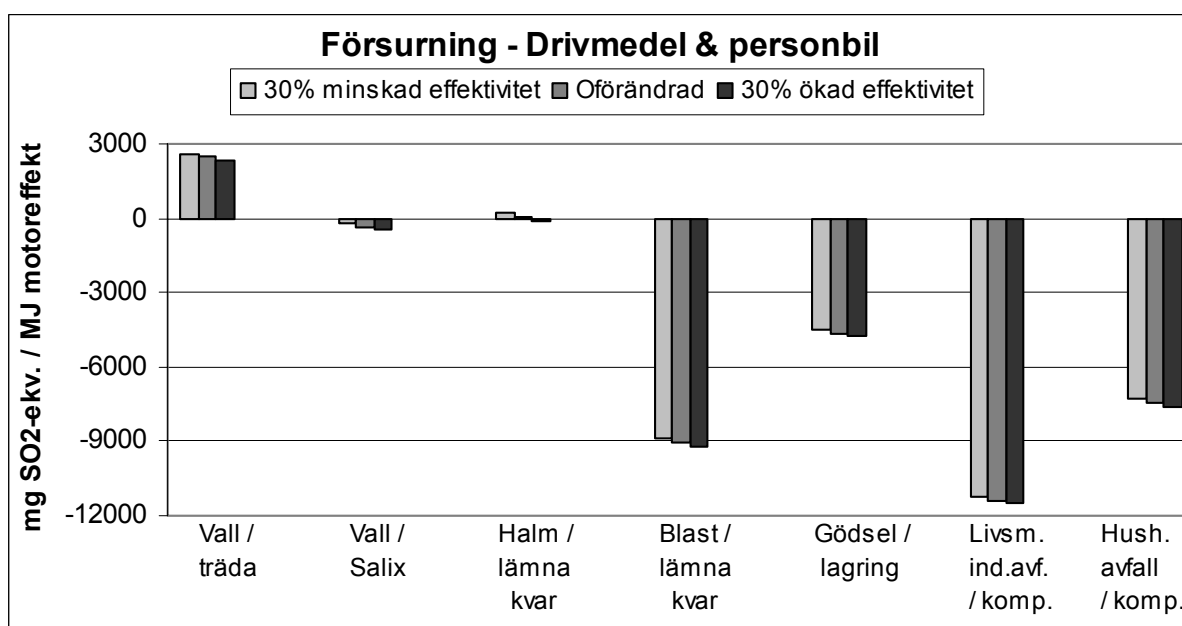


Figur 7.2b. Nettoskillnader i utsläpp av växthusgaser när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av personbilar och när energieffektiviteten i biogassystem varierar (inklusive indirekt miljöpåverkan och eventuell systemutvidgning).

Ett förändrat biogasutbyte per ton substrat påverkar endast marginellt bidraget till övergödningen och försurningen, vilket framgår av Figur 7.2c respektive 7.2d. Anledningen är att de indirekta miljöeffekterna oftast dominerar när det gäller bidraget till övergödningen och försurningen och att de indirekta miljöeffekterna inte påverkas av en förändrad energieffektivitet. De skillnader som fås beror på en ökad alternativt minskad användning av fossila bränslen.



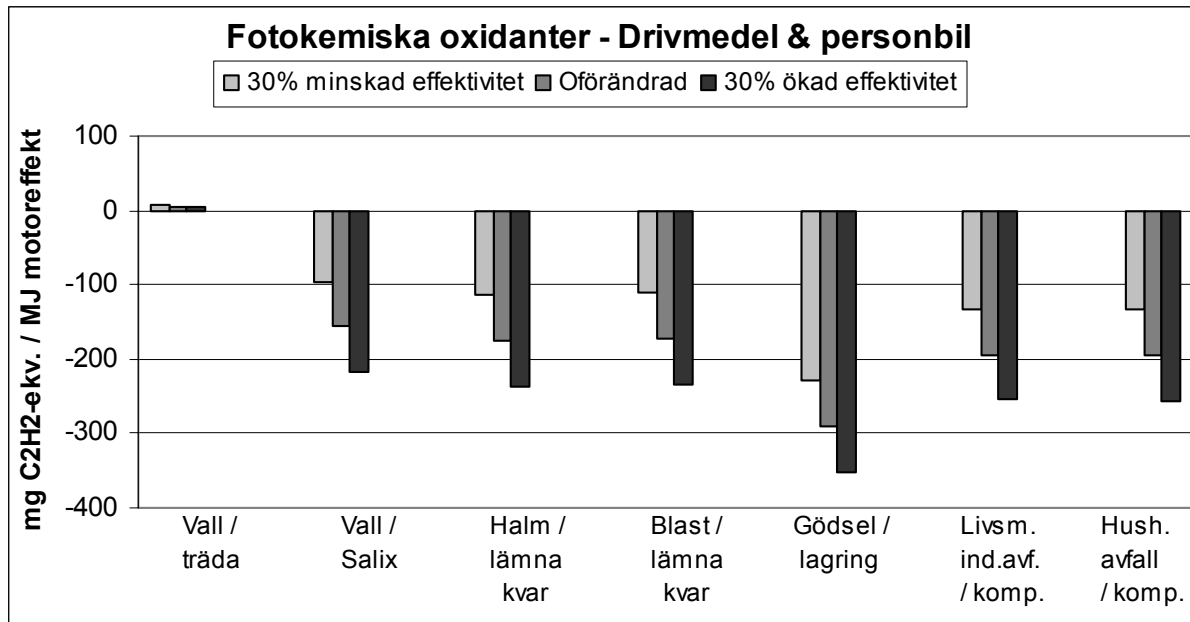
Figur 7.2c. Nettoskillnader i utsläpp av övergödande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av personbilar och när energieffektiviteten i biogassystem varierar (inklusive indirekt miljöpåverkan och eventuell systemutvidgning).



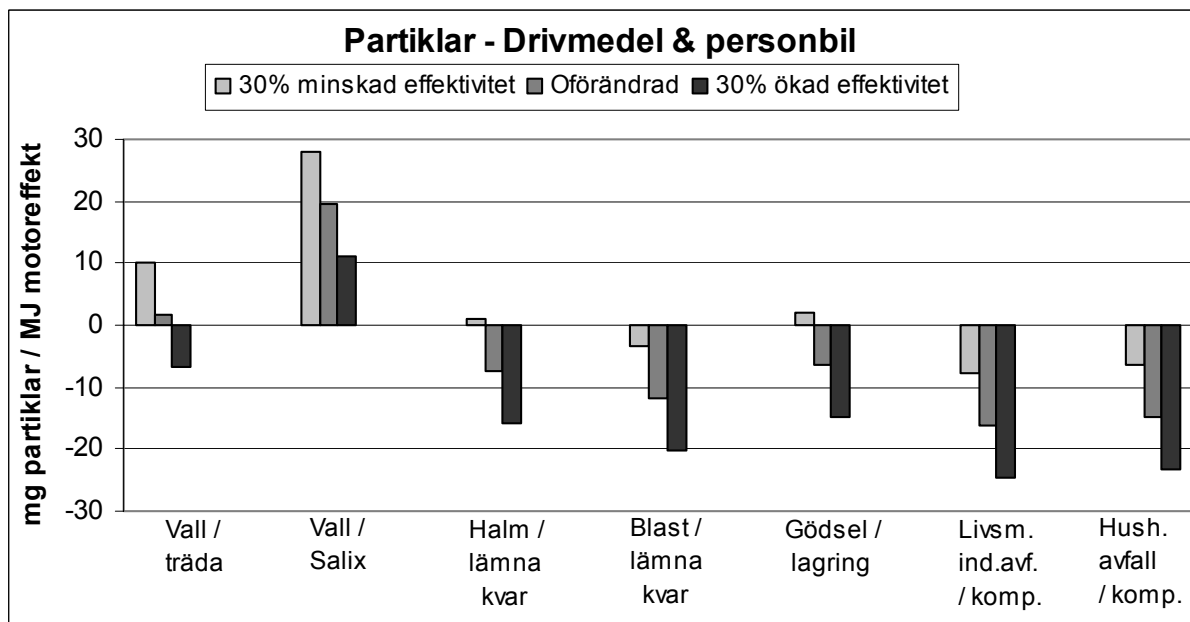
Figur 7.2d. Nettoskillnader i utsläpp av försurande ämnen när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av personbilar och när energieffektiviteten i biogassystem varierar (inklusive indirekt miljöpåverkan och eventuell systemutvidgning).

När det gäller bidraget av fotokemiska oxidanter och partiklar (Figur 7.2e och Figur 7.2f) påverkas dessa av förändrad energieffektivitet i biogassystemen på ungefär samma sätt som bidraget av växthusgaser (se Figur 7.2a och b ovan). När det gäller fotokemiska oxidanter och drivmedel för personbilar förändras inte tidigare slutsatser i Kapitel 6 om när biogassystem är bättre eller sämre än aktuella referenssystem. Däremot förstärks biogassystemens fördelar alternativt nackdelar. När det gäller utsläpp av partiklar förändras dock bilden i tre fall. När energieffektiviteten i vallbaserade biogassystem ökar 30 % medför detta minskade utsläpp av

partiklar jämfört med när alternativet är träda och bensindrivna fordon. Om däremot energieffektiviteten minskar med 30 % medför halm- och gödselbaserad biogas ökade utsläpp av partiklar jämfört med när halmen lämnas kvar respektive gödseln hanteras och lagras på konventionellt sätt och bensin utnyttjas som drivmedel för personbilar.



Figur 7.2e. Nettoskillnader i utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av personbilar och när energieffektiviteten i biogassystem varierar (inklusive indirekt miljöpåverkan och eventuell systemutvidgning).



Figur 7.2f. Nettoskillnader i utsläpp av partiklar när biogassystem ersätter aktuella referenssystem för drift av personbilar och när energieffektiviteten i biogassystem varierar (inklusive indirekt miljöpåverkan och eventuell systemutvidgning).

7.3 Storleken av indirekta miljöeffekter

Tabell 7.1. Summering av betydelsen av indirekta miljöeffekter för biogassystemens miljöprestanda jämfört med aktuella referenssystem samt beskrivning av osäkerheter i beräkningar av dessa indirekta miljöeffekter.

Miljöeffekt-kategori	Betydelse av indirekt miljöpåverkan ¹		Osäkerheter i beräkningar ²
	- Stor	- Måttlig/ liten	
Växthuseffekt	Gödsel/ konventionell hantering och lagring		1) Uppskattade medelvärden för metanläckage utifrån dagens gödselhanterings-system i Danmark - begränsad tillgång på indata 2) Stor variation utifrån lokala förutsättningar 3) Miljövinsten kan både vara större (i nya effektivare biogasproduktionssystem) och mindre (p g a ineffektiva system med metanläckage)
		Övriga system	
Övergödning	Vall/träda		1) Uppskattat medelvärde för nitratläckage för vall respektive träda - begränsad tillgång på indata 2) Stor variation utifrån lokala förutsättningar
	Betblast/ lämnas kvar på fält		1) Uppskattat medelvärde för kväveförluster när betblast lämnas kvar på fält och plöjs ner samt förlusternas fördelning mellan ammoniakavgång och nitratläckage - begränsad tillgång på indata 2) Stor variation utifrån lokala förutsättningar
	Gödsel/ konventionell hantering och lagring		1) Uppskattat medelvärde för förändrat nitratläckage samt förluster av ammoniak och lustgas när rötad gödsel ersätter orötad - begränsad tillgång på indata 2) Stor variation utifrån lokala förutsättningar
	Livsmedels- industriavfall/ kompostering		1) Uppskattat medelvärde för förluster av lustgas och ammoniak vid storskalig strängkompostering utan extern gasrening - begränsad tillgång på indata 2) Stor variation utifrån lokala förutsättningar 3) Miljövinsten kan minska genom att kompostering sker med extern gasrening eller genom reaktorkompostering
	Hushållsavfall/ kompostering		
		Övriga system	
Försurning	Vall/träda		- se Övergödning
	Betblast/lämna kvar		- se Övergödning
	Gödsel/lagring		- se Övergödning
	Livsm.ind.avf.komp.		- se Övergödning
	Hush.avf./kompost.		- se Övergödning
			Övriga system
Fotokemiska oxidanter	Gödsel/lagring		- se Växthuseffekt
		Övriga system	
Partiklar		Alla system	

¹ Se figurer i Kapitel 6.

² Se Kapitel 5.

Betydelsen av indirekta miljöeffekter för biogassystemens miljöprestanda jämfört med aktuella referenssystem framgår tydligt i Figur 6.1 till 6.5 i Kapitel 6. Här görs enbart en

summering av när de indirekta miljöeffekterna har stor respektive måttlig/liten betydelse för resultaten samt en beskrivning av vilka osäkerheter som finns i uppskattningarna (Tabell 7.1). Som framgår av Tabell 7.1 finns relativt stora osäkerheter i bedömningarna av de indirekta miljöeffekternas storlek. Detta beror framför allt på begränsad tillgång på indata och skillnader i lokala förutsättningar. Ett sätt att minska osäkerheterna är således att öka tillgången på data. För detta krävs fler praktiska försök där t ex metanläckage från konventionell gödselhantering mäts, skillnader i kväveläckage mellan rötad och orötad gödsel undersöks eller där kopplingen mellan insamling av betblast och kväveförluster studeras noggrannare. Genom fler och mer omfattande praktiska försök fås säkrare indata men också större kunskap om hur stora de lokala variationerna är. Osäkerheter som beror på skillnader i lokala förutsättningar kommer alltid att finnas och för att minska denna osäkerhet krävs studier som utgår från en specifik lokalisering där de lokala förutsättningarna kan preciseras. En slutsats är således att många biogassystems miljöprestanda till stor del påverkas av indirekta miljöeffekter vilka i sin tur är beroende av de lokala förutsättningarna.

8 Slutsatser och diskussion

En generell slutsats som kan dras från denna studie är att biogassystem är komplexa till sin natur och att deras miljöprestanda kan variera betydligt beroende av en mängd olika faktorer. Miljöprestandan beror bl a på vilket substrat som utnyttjas, vilken energitjänst biogasen används till, vilka referenssystem som biogassystemen jämförs med, om systemutvidgning krävs och om detta görs, om indirekta miljöeffekter inkluderas och hur säkra dessa uppskattningar är.

När hänsyn tas till dessa faktorer visar resultaten i denna studie att en introduktion av biogassystem oftast leder till ett minskat bidrag av *växthusgaser*. Vissa undantag finns dock som t ex när biogas från organiskt avfall och halm används för värmeproduktion och när alternativet är förbränning, eller när vallbaserad biogas används för fordonsdrift när alternativet är salixbaserad metanol. Om energieffektiviteten i biogassystemen förbättras med cirka 30 % genom t ex ett ökat biogasutbyte blir biogas från organiskt avfall för värmeproduktion jämförbart med förbränning av avfallet ur växthusgassynpunkt. Biogas från gödsel kan medföra stora minskningar av växthusgaser tack vare indirekta miljövinster när de spontana emissionerna av metan från konventionell gödselhantering och lagring kan reduceras.

Relativt sett är reduktionen av växthusgaser något större när biogas utnyttjas för värmeproduktion och som drivmedel än när gasen utnyttjas för kraftvärmeproduktion i gasturbiner. Anledningen är att ersättningsbränslet vid kraftvärmeproduktion antas vara naturgas vilket ger lägre koldioxidutsläpp per energienhet jämfört med eldningsolja, diesel och bensin. Dessutom medför ersättning av bensin i personbilar relativt sett en något större reduktion av växthusgaser än när diesel ersätts i lastbilar eftersom motorverkningsgraden antas sjunka något när biogas ersätter diesel, till skillnad från när biogas ersätter bensin.

En förutsättning för att biogassystemen ska vara fördelaktiga ur växthusgassynpunkt är dock att metanförlusterna kan hållas relativt små, alternativt att metan facklas till koldioxid (då metan är en drygt tjugo gånger starkare växthusgas än koldioxid). Det finns idag endast ett fåtal undersökningar gjorda av hur stora eventuella metanförluster är i befintliga biogasanläggningar, d v s för att få säkrare indata krävs det fler och mer omfattande mätningar. Oftast antas metanförlusterna vara cirka 2-3 % i publicerade bränslecykelanalyser. Denna studie visar att metanförlusterna kan uppgå till mellan 8-26 % innan miljövinsten i

form av minskade emissioner av växthusgaser går förlorad jämfört med aktuella referenssystem som inkluderar fossila bränslen. Variationen beror på val av substrat, energitjänst, jämförande referenssystem samt storlek på indirekt miljöpåverkan. Den lägre siffran avser t ex vallbaserad biogas för kraftvärmeproduktion när alternativet är träda respektive naturgas, medan den högre siffran avser gödselbaserad biogas för värmeproduktion när alternativet är konventionell gödselhantering respektive eldningsolja. Resultat från tidigare studier indikerar ofta att vinsten med biogassystem i form av minskade utsläpp av växthusgaser går förlorad vid lägre förluster av metan än som redovisas här. En anledning till detta är att man oftast inte tagit hänsyn till de indirekta miljövinster som kan fås när biogassystem ersätter olika referenssystem.

I vissa situationer kan det uppstå avsättningsproblem för biogas om inte produktion och avsättning överensstämmer i tiden, t ex när biogas används för värmeproduktion då det finns risk för värmeöverskott under sommarhalvåret. Genom att fackla gasöverskottet kan bidraget till växthuseffekten kraftigt reduceras. Ett 30 %-igt överskott av metan som facklas motsvarar ett metanutsläpp om cirka 5 % som inte facklas, p g a ökad användning av fossila bränslen i biogassystemet.

En introduktion av biogassystem leder så gott som alltid till att bidraget av *övergödande* och *försurande emissioner* minskar. Ett undantag är dock vallbaserad biogas när alternativet är bevuxen träda och fossila bränslen p g a att kväveläckaget antas vara något större för vallodling än när marken ligger i träda. De indirekta miljöeffekterna får speciellt stor betydelse för minskning av övergödande och försurande emissioner i biogassystem som baseras på betblast, gödsel och organiskt avfall från livsmedelsindustri och hushåll. När alternativen är att lämna kvar betblast på fälten, hantera och lagra gödsel konventionellt respektive kompostera organiskt avfall i storskaliga strängkomposter utan extern gasrening, kan de signifikant minskade emissionerna av ammoniak och läckage av nitrat medföra stora miljövinster.

Storleken av indirekta miljöeffekter (genom förändrad markanvändning, hantering av substrat etc) kan dock variera betydligt utifrån lokala förutsättningar. Dessutom är tillgången på data ofta begränsad då flera av de potentiella indirekta miljöeffekterna inte undersökts i någon större omfattning idag. För att säkrare kunna uppskatta storleken av dessa krävs därför att fler och mer omfattande praktiska studier genomförs, t ex i form av fältförsök och emissionsmätningar, respektive att miljöbedömningar utgår från specifika lokala förutsättningar för den aktuella lokaliseringen.

Eventuella utsläpp av metan har relativt begränsad påverkan när det gäller bidraget till övergödning och försurning då metan inte direkt bidrar till dessa miljöeffekter. Däremot fås en mindre indirekt effekt genom att förlusterna av metan från biogassystemen här antas kompenseras när användningen av fossila bränslen ökar i motsvarande grad, vilket innebär något ökade utsläpp av försurande och övergödande emissioner. Dessa ökningarna är dock relativt marginella i jämförelse med övriga indirekta miljövinster som beskrivits ovan.

En introduktion av biogas som drivmedel leder också till minskade utsläpp av ämnen som kan bilda *fotokemiska oxidanter*. Relativt sett är reduktionen större när bensin ersätts i personbilar än när diesel ersätts i lastbilar, då utsläppen av såväl kolmonoxid som kolväten är högre från bensin än från diesel. En reduktion fås också när biogas används för värmeproduktion, med undantag för vallbaserad biogas när alternativet är träda respektive organiskt avfall när alternativet är förbränning. Den allra största minskningen fås för halmbaserad biogas när

alternativet är förbränning i liten panna. Orsaken till detta är framför allt relativt höga utsläpp av kolväten vid småskalig halmeldning. När indirekta effekter beaktas fås också signifikanta vinster med gödselbaserad biogas tack vare minskade spontana utsläpp av metan vid hantering och lagring av gödsel. När biogas används för kraftvärmeproduktion i gasturbiner fås dock ofta ökade utsläpp av emissioner som kan bilda fotokemiska oxidanter.

Likt fallet med växthusgaser påverkas bildningen av fotokemiska oxidanter i stor utsträckning av eventuella utsläpp av metan. När det gäller värmeproduktion i stor panna medför metanförluster kring några procent att biogassystemen nästan alltid medför ökat bidrag av fotokemiska oxidanter, med undantag för biogas från halm och gödsel när alternativen är förbränning respektive konventionell hantering. Däremot måste metanförlusterna uppgå till minst cirka 15 % innan biogas som drivmedel i personbilar ger större bidrag av fotokemiska oxidanter än vad bensindrift gör. Dessa negativa effekter kan, likt fallet med växthusgaser, minimeras genom att metan facklas till koldioxid.

När det gäller miljöpåverkan i form av *partikelutsläpp* fås alltid en minskning när biogas utnyttjas för värme. Denna miljövinst är som allra störst när halmeldning ersätts. När biogas utnyttjas för kraftvärme kan både ökade och minskade utsläpp av partiklar fås, beroende på vilka biogassystem och referenssystem som jämförs. När indirekt miljöpåverkan beaktas ger biogassystem baserade på betblast, livsmedelsindustriavfall och organiskt hushållsavfall de största minskningarna av partiklar när alternativen är att lämna kvar betblasten på fältet respektive kompostera avfallet. När biogas utnyttjas som drivmedel fås nästan alltid en minskning av utsläppen av partiklar, med undantag för vallbaserad biogas. Minskningen är relativt sett större när diesel ersätts i lastbilar än när bensin ersätts i personbilar.

Eventuella förluster av metan och/eller förändrad energieffektivitet kan i vissa fall förändra bilden av när biogassystem är fördelaktiga eller inte ur miljösynpunkt. Om t ex effektiviteten ökar 30 % leder också vallbaserade biogas som drivmedel till minskade utsläpp av partiklar när alternativet är träda respektive bensindrift. Om däremot effektiviteten minskar 30 % medför t ex gödselbaserad biogas ökade utsläpp när alternativet är konventionell hantering respektive bensindrift.

Sammanfattningsvis kan en introduktion av biogassystem i många fall leda till signifikanta miljövinster vilka i stor utsträckning beror på stora indirekta miljövinster från förändrad markanvändning och hantering av substrat. Det är med andra ord av stor betydelse att beakta dessa miljöeffekter, tillsammans med miljöeffekter i form av förändrade direkta bränslecykelemissioner, när biogassystem värderas ur miljösynpunkt. Å andra sidan kan en introduktion av biogassystem i vissa fall leda till en ökad negativ miljöpåverkan, t ex när stora metanförluster förekommer. Detta visar på vikten av att utforma och lokalisera biogassystem på ett optimalt sätt för att maximera miljönyttan av dessa och minimera eventuella negativa effekter.

9 Referenser

- ASUE (2001). BHKW-Kenndaten 2001 - Module, anbieter & kosten. Arbeitsgemeinschaft für Sparsamen und Umweltfreundlichen Energieverbrauch e.V, Kaiserslautern, Tyskland.
- Baky A., Hansson P-A., Norén O. och Nordberg Å. (2002). Grön traktor - alternativa drivmedel för det ekologiska jordbruket. JTI-rapport 302, Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Berglund M. och Börjesson P. (2003). Energianalys av biogassystem. Rapport Nr 44, Miljö- och energisystem, Lunds Universitet, Lund.
- Blinge M., Arnäs P-O., Bäckström S., Furnander Å. och Hovelius K. (1997). Livscykelanalys (LCA) av drivmedel. KFB-Meddelande 1997:5, Kommunikationsforskningsberedningen, Stockholm.
- Blomqvist J. (1993). Flytgödselns kväveeffekt och kväveutlakning i kombination med och utan fånggröda. Malmöhus läns Hushållningssällskap, Borgeby, Bjärred.
- Börjesson P. (1994). Energianalyser av biobränsleproduktion i svenskt jord- och skogsbruk. Rapport nr 17, Miljö- och energisystem, Lunds Universitet, Lund.
- Börjesson P. (1997). Energibalans för central rötning av organiskt hushållsavfall i Kristianstads kommun. Miljö- och energisystem, Lunds Universitet, Lund.
- Börjesson P. (1999). Environmental effects of energy crop cultivation in Sweden - Part I: Identification and quantification. Biomass and Bioenergy Vol. 16, pp 137-154.
- Christensson K. och Linné M. (2000). Production of biogas for an improved nitrogen economy and retention. A co-operation between Skåne Energy Agency and the VEGOMIL-project. Energikontoret Skåne, Lund.
- Davis J. and Haglund C. (1999). Life cycle inventory (LCI) of fertiliser production. SIK-report No 654. The Swedish Institute for food and biotechnology, Göteborg.
- Dustan, A. (2002). Review of methane and nitrous oxide emission factors for manure management in cold climates. Rapport 299, Institutet för jordbruks- och miljöteknik (JTI), Uppsala.
- Eklind Y. (1998). Carbon and nitrogen turnover during composting and quality of compost product. Doktorsavhandling, Inst. för Markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- EPA (2002). Emission factor documentation for AP-42 section 3.1 stationary gas turbines. In Compilation of air pollutant emission factors, AP-42, fifth edition, volume I: Stationary points and area sources. U.S. Environmental Protection Agency, Washington.
- Gustavsson L. and Karlsson Å. (2002). A system perspective on heating of detached houses. Energy Policy, Vol. 30, pp 553-574.
- Hammar A. (2002). Laholms Biogasanläggning. Personlig kommunikation.
- Hansson P-A., Burström A., Nören O. och Bohm, M. (1998). Bestämning av motoremissioner från arbetsmaskiner inom jord- och skogsbruk. Rapport 232, Institutionen för lantbruksteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Hansson P-A., Lindgren M. and Nören O. (2001). A comparison between different methods of calculating average engine emissions for agricultural tractors. Journal of Agricultural Engineering Research, Vol. 80, pp 37-43.

- Haug R. (1993). The practical handbook of compost engineering. Lewis Publishers, Boca Raton, USA.
- Hessel K., Aronsson H., Lindén B., Stenberg M., Rydberg T. och Gustafson A. (1998). Höstgrödor - fånggrödor - utlakning. Ekohydrologi 46, Avd. för Vattenvårdslära, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Hilhorst M.A. and de Mol, R.M. (2002). Dynamic model for the methane emission from manure storage. Paper presented at the Sixth International Conference on Greenhouse Gas Control Technologies, October 1-4, Kyoto, Japan.
- Johnsson H. och Hoffmann M. (1997). Kväveläckage från svensk åkermark. Rapport 4741, Statens Naturvårdsverk, Stockholm.
- Lindahl M., Rydh C.J. och Tingström J. (2002). En liten lärobok om livscykelanalys. Inst. för Teknik, Högskolan i Kalmar, Kalmar.
- Nicholson R.J., Webb J. and Moore A. (2002). A review of the environmental effects of different livestock manure storage systems, and a suggested procedure for assigning environmental ratings. Biosystems Engineering, Vol. 81, pp 363-377.
- Nikolaisen L., Nielsen C., Larsen M., Nielsen V., Zielke U., Kristensen J.K. och Holm-Christensen B. (1998). Halm til energiformål. Videncenter for Halm- og Flisfyrning, Århus.
- Nordberg Å., Lindberg A., Gruvberger C., Lilja T. och Edström. (1998). Biogaspotential och framtida anläggningar i Sverige. JTI-rapport Kretslopp & Avfall 17. Uppsala.
- Norén C. och Thunell J. (2001). Hur bra är energigas? Rapport SGC 116, Svenskt Gastekniskt Center AB, Malmö.
- Persson H. (2002). Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut, Borås. Personlig kommunikation.
- Persson C. och Olsson J. (2002). Jämförelse mellan olika kraftvärmeteknologier. Rapport SGC 128, Svenskt Gastekniskt Center AB, Malmö.
- Petersen S. (1999). Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. Journal of Environmental Quality, Vol.28, pp 1610-1618.
- Praks O. (1993). Halmpannor på gårdsnivå. Specialmedelände 203, Inst. för lantbrukets byggnadsteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Lund.
- SNV (2000). Kartläggning av dataunderlag för el och drivmedel. Rapport 4537, Statens Naturvårdsverk, Stockholm.
- Sommer S., Petersen S. and Sörgård H. (2000). Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. Journal of Environmental Quality, Vol.29, pp 744-751.
- Sommer S., Möller H. och Petersen S. (2001). Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling. DJF rapport Husdyrbrug nr. 31, Danmarks JordbrugsForskning, Tjele.
- Sommer S. and Hutchings N.J. (2001). Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. European Journal of Agronomy, Vol. 15, pp 1-15.
- Sonesson U. (1996). The ORWARE simulation model - compost and transport sub-models. Rapport 215, Institutionen för lantbruksteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

- Steineck S., Gustafson A., Stintzing A.R., Salomon E., Myrbeck Å., Albiñ A. och Sundberg M. (2000). Växtnäring i kretslopp. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Sundqvist J-O., Baky A., Björklund A., Carlsson M., Eriksson O., Frostell B., Granath J. och Thyselius L. (1999). Systemanalys av energiutnyttjande från avfall - utvärdering av energi, miljö och ekonomi. B 1380, Statens Energimyndighet, Stockholm.
- Uppenberg, S., Almemark, M., Brandel, M., Lindfors, L-G., Marcus, H-O., Strippe, H., Wachtmeister, A. & Zetterberg, L. (2001). Miljöfaktabok för bränslen - Del 1. Huvudrapport. IVL-rapport B 1334A-2, IVL Svenska Miljöinstitutet. Stockholm.
- Vattenfall (2001). LCA Värme: Vattenfalls livscykelanalyser - produktion av värme. Vattenfall, Stockholm.

Bilaga 1. Emissioner från alternativa bränslekedjor - referenssystem

Utsläpp från bränslen för uppvärmning uttrycks per MJ värme, d v s hänsyn har tagits till eventuella skillnader i pannverkningsgrad mellan de olika bränslena. Pannverkningsgraderna antas vara enligt följande (Vattenfall, 2001): Små pannor = 85 % för olja, 90 % för biogas samt 70 % (Praks, 1993) för halm; Stora pannor = 85 % för halm (Nikolaisen m fl, 1998), 90 % för olja, salixflis och avfall samt 95 % för biogas.

Utsläpp från bränslen för kraftvärmeproduktion i gasturbiner uttrycks per MJ el + värme, d v s hänsyn har tagits till eventuella skillnader i totalverkningsgrad men inte vad gäller hur mycket el som produceras i förhållande till värme. För små gasturbiner antas totalverkningsgraden vara 80 % varav 30 % är el och 50 % är värme, medan totalverkningsgraden för stora gasturbiner antas vara 85 % varav 40 % är el och 45 % är värme (Persson och Olsson, 2002; ASUE, 2001).

Utsläpp från drivmedel uttrycks per MJ motoreffekt, d v s hänsyn har tagits till eventuella skillnader i motorverkningsgrad mellan olika bränslen och fordonstyper. Motorverkningsgraderna antas vara enligt följande (Blinge m fl, 1997): Personbil = 17 % för bensin, metanol och biogas; Tunga fordon = 40 % för diesel och metanol samt 30 % för biogas (d v s +33 % biogas jämfört med diesel och metanol).

Vid framställning och transport av de energibärare som inkluderas i denna studie antas diesel användas som drivmedel i samtliga fall.

Emissioner från oljebaserad bränslekedja.

Utsläpp (per MJ motoreffekt/ värme)	Bensin		Diesel (MK 1)		Eldningsolja (EO1)			
	Personbil ¹		Tunga fordon ¹		Små pannor ^{2,3} (< 0,1 MW)		Stora pannor ^{2,4} (> 30 MW)	
	End-use	Fuel cycle	End-use	Fuel cycle	End-use	Fuel cycle	End-use	Fuel cycle
CO ₂ (g)	430	460	180	190	91	98	84	91
CO (g)	1,0	1,1	0,028	0,033	0,019	0,023	0,017	0,020
NO _x (g)	0,21	0,39	1,8	1,9	0,12	0,15	0,11	0,14
SO ₂ (g)	0,054	0,17	0,004	0,052	0,059	0,070	0,20	0,21
HC (g)	0,16	0,40	0,028	0,11	0,005	0,013	0,004	0,011
Partiklar (g)	0,021	0,028	0,028	0,031	0,006	0,007	0,006	0,007

¹ Blinge m fl (1997)

² Uppenbergs m fl (2001)

³ Gustavsson och Karlsson (2002)

⁴ Vattenfall (2001)

Emissioner från naturgasbaserad bränslekedja.

Utsläpp	Mikroturbin ¹ (< 0,1 MW _{el})		Stora gasturbiner ¹ (> 1 MW _{el})	
	End-use	Fuel cycle	End-use	Fuel cycle
(per MJ el + värme)				
CO ₂ (g)	70	75	66	71
CO (g)	0,015	0,022	0,029	0,035
NO _x (g)	0,07	0,09	0,12	0,14
SO ₂ (g)	0,001	0,002	0,001	0,002
HC (g)	0,001	0,005	0,001	0,005
CH ₄ (g)	0,004	0,016	0,004	0,015
Partiklar (g)	0,001	0,004	0,001	0,004

¹ Sammanställning av data från EPA, 2002; Uppenberg m fl, 2001; SNV, 2000. Mikrogasturbiner antas ha 50 % lägre end-use utsläpp per MJ bränsle av NO_x och CO jämfört med större gasturbiner (Norén och Thunell, 2001).

Emissioner från Salixbaserad bränslekedja.

Utsläpp	Personbil ¹ (Metanol)		Tunga fordon ¹ (Metanol)		Stora pannor ^{1,2,3} (Flis)	
	End-use	Fuel cycle	End-use	Fuel cycle	End-use	Fuel cycle
(per MJ motoreffekt/ värme)						
CO ₂ (g)	0	49	0	21	0	9,3
CO (g)	3,1	3,2	0,028	0,084	0,14	0,16
NO _x (g)	0,21	0,54	0,83	0,97	0,058	0,094
SO ₂ (g)	0	0,033	0	0,014	0,044	0,047
HC (g)	0,21	0,27	0,056	0,083	0,005	0,017
Partiklar (g)	0,0001	0,010	0,005	0,009	0,006	0,008

¹ Blinge m fl (1997)

² Uppenberg m fl (2001)

³ Vattenfall (2001)

Emissioner från bränslekedjor baserade på halm respektive avfall.

Utsläpp	Halm - små pannor ¹		Halm - stora pannor ¹		Avfall - stora pannor ^{2,3}		
	End-use	Fuel cycle	End-use	Fuel cycle	End-use	Fuel cycle ⁴	Fuel cycle (inkl. insaml.) ⁵
(per MJ värme)							
CO ₂ (g)	0	2,5	0	2,1	0	1,7	6,7
CO (g)	4,1	4,1	0,71	0,72	0,033	0,034	0,044
NO _x (g)	0,11	0,14	0,10	0,12	0,058	0,066	0,11
SO ₂ (g)	0,008	0,009	0,15	0,15	0,064	0,066	0,067
HC (g)	0,055	0,057	0,001	0,003	0,002	0,003	0,005
Partiklar (g)	0,055	0,056	0,047	0,048	0,004	0,006	0,007

¹ Praks (1993); Persson (2002); Nilsson (1997); Hansson m fl (1998) & Nikolaisen m fl (1998)

² Uppenberg m fl (2001)

³ Vattenfall (2001)

⁴ Avser avfall som finns koncentrerat på en plats (t ex industriavfall), där insamling inte krävs utan enbart transport till förbränningsanläggningen.

⁵ Avser organiskt hushållsavfall där förutom transport också insamling av avfallet krävs. Data från Tabell 4.2.

Bilaga 2. Emissioner från traktoroperationer och lastbilstransport

Mängd emissioner per tillförd bränslemängd vid traktoroperationer varierar mycket beroende på vilken typ av arbete som utförs. Data över emissioner vid olika traktoroperationer baseras på Hansson m fl (1998), med vissa kompletteringar från Blinge m fl (1997). Data över emissioner vid olika lastbilstransporter baseras på Sundqvist m fl (1999) och Blinge m fl (1997). Energiåtgången vid utvinning, raffinering och distribution av diesel uppskattas motsvara cirka 6 % av dieselnas energivärde. Data över emissioner vid framställning av diesel baseras på Blinge m fl (1997).

Emissioner vid olika traktoroperationer per MJ tillförd diesel.¹

	Harvning	Sådd	Stubb- bearbet.	Plöjning	Pressning	Lastning	Transport -fält	Transport -väg
CO ₂ (g)	72	72	72	72	72	72	72	72
CO (g)	0,046	0,114	0,083	0,091	0,226	0,407	0,163	0,106
NO _x (g)	0,860	0,900	0,708	0,935	0,819	1,227	0,880	0,681
SO ₂ (g)	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
HC (g)	0,016	0,031	0,028	0,027	0,050	0,067	0,036	0,032
Partiklar (g)	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011	0,011

¹ Data från Hansson m fl (1998) avseende emissioner av CO, NO_x och HC. Emissioner av CO₂, SO_x och partiklar har uppskattats utifrån data från Blinge m fl (1997). Avser MK1 diesel. Exklusive emissioner vid framställning av diesel.

Emissioner vid olika lastbilstransporter per MJ tillförd diesel.¹

	Sopbil	Lastbil
CO ₂ (g)	72	72
CO (g)	0,15	0,011
NO _x (g)	0,57	0,72
SO ₂ (g)	0,002	0,002
HC (g)	0,035	0,011
Partiklar (g)	0,009	0,011

¹ Data från Sundqvist m fl (1999) och Blinge m fl (1997). Lastkapaciteten för lastbil är 12 ton. Exklusive emissioner vid framställning av diesel.

Emissioner vid framställning av 1 MJ diesel.¹

CO ₂ (g)	4,0
CO (g)	0,002
NO _x (g)	0,040
SO ₂ (g)	0,019
HC (g)	0,033
Partiklar (g)	0,001

¹ Data från Blinge m fl (1997). Avser MK1 diesel. Inkluderar utvinning, raffinering och distribution.

Bilaga 3. Emissioner från elproduktion

Den el som krävs i olika operationer i biogassystemen antas vara naturgasbaserad och producerad i stora gasturbiner med en verkningsgrad om 50 %. Emissioner från naturgasbaserad el kan ses som genomsnittliga värden för en elmix baserad på vatten- och kärnkraft respektive olje- och kolkraft.

Emissioner vid elproduktion per MJ tillförd naturgas.¹

	End-use	Fuel cycle
CO ₂ (g)	56	60
CO (g)	0,024	0,030
NO _x (g)	0,10	0,12
SO ₂ (g)	0,001	0,002
HC (g)	0,001	0,004
CH ₄ (g)	0,003	0,013
Partiklar (g)	0,001	0,003

¹ Avser gasturbin. Sammanställning av data från EPA (2002); Uppenberg m fl (2001) & SNV (2000).

Bilaga 4. Emissioner från tillverkning av handelsgödsel

Data över utsläpp vid tillverkning av handelsgödsel baseras på en livscykelinventering utförd av SIK (Davis och Haglund, 1999) som inkluderar dels enskilda svenska gödselmedelsfabriker, dels en genomsnittlig västeuropeisk gödselmedelsfabrik. Energiåtgången vid tillverkning av kvävegödsel är nästan dubbelt så stor som vid tillverkningen av fosforgödsel, men utsläppen är ofta betydligt högre från tillverkning av fosforgödsel. En anledning till detta är att naturgas är det huvudsakliga bränslet vid kvävegödseltillverkning (cirka 75 % av den totala energianvändningen), medan olja är det huvudsakliga bränslet vid fosforgödseltillverkning (cirka 60 % av totala energianvändningen).

Emissioner vid tillverkning av handelsgödsel.¹

	N 28 Landskrona (28 % N)	N 28 Köping (28 % N)	N 26,5 V. Europa (26,5 % N)	Vald data (28 % N)	Vald data (100 % N)	Superfosfat V. Europa (21 % P ₂ O ₅) ²	Vald data (100 % P)
	(1 kg)	(1 kg)	(1 kg)	(1 kg)	(1 kg N)	(1 kg)	(1 kg P)
Energi (MJ)	12,6	12,7	11,1	12,6	45	2,3	25
CO ₂ (g)	918	903	782	910	3250	269	2920
CO (g)	-	0,11	0,39	0,10	0,36	0,42	4,6
NO _x (g)	2,33	2,15	5,09	2,25	8,0	1,63	18
SO ₂ (g)	1,36	1,28	1,28	1,30	4,6	3,63	50
HC (g)	0,367	0,011	0,0095	0,05	0,18	0,36	3,9
CH ₄ (g)	0,87	0,87	0,81	0,87	3,1	0,66	7,2
Partiklar (g)	0,23	0,23	0,24	0,23	0,82	0,87	9,5

¹ Avser livscykelemissioner. Data över energiinsats och emissionsnivåer baseras på Davis och Haglund (1999).

² Motsvarar ungefär 9,2 % P.

Bilaga 5. Emissioner vid kompostering av organiskt avfall

Kompostering av organiskt hushållsavfall och livsmedelsindustriavfall kan leda till emissioner av metan, ammoniak och lustgas. Om komposteringen sker med kontinuerlig god tillgång på syre (t ex genom kontinuerlig omblandning) bildas huvudsakligen koldioxid. I situationer då syretillgången är begränsad kan dock metan bildas i stället för koldioxid. Hur stor denna eventuella metanbildning blir beror av faktorer som vattenhalt, hur packat materialet är, utformningen på komposthögen, hur omblandning sker mm. Om t ex luftvolymen ligger under 20-35 % kan komposteringsprocessen fördröjas och risken för metanbildning öka (Haug, 1993). Samtidigt bör t ex vattenhalten ligga över 50 % för att inte vara en begränsande faktor. En viktig faktor som styr hur mycket ammoniak och lustgas som bildas är kvoten mellan kol och kväve i avfallet (Eklind, 1998). Om denna kvot understiger cirka 50 börjar ammoniak och lustgas bildas. I organiskt avfall ligger kol-kvävekvoten oftast kring 12-15 (Haug, 1993).

Emissioner vid kompostering av organiskt avfall genom storskalig strängkompostering.

	Organiskt hushållsavfall (g/ton)	Livsmedelsindustriavfall (g/ton)
<i>Emissioner från komposteringsprocessen¹</i>		
CH ₄	420	120
NH ₃	2400	1300
N ₂ O	120	64
<i>Emissioner från användning av diesel²</i>		
CO ₂	22000	2300
CO	45	6,3
NO _x	180	31
SO ₂	5,8	0,66
HC	20	2,2
Partiklar	2,9	0,37

¹ Data från Sonesson (1996) och Sundqvist m fl (1999). Exklusive extern gasrening.

² Inkluderar dieselförbrukning vid transport och för omlastning med traktor. För organiskt hushållsavfall inkluderas även dieselförbrukning vid insamling. Dieselförbrukning vid omlastning uppgår till 15 MJ per ton avfall (Sundqvist m fl, 1999) och emissionsdata baseras på Hansson m fl (1998) och Blinge m fl (1997). Transportavstånd till komposteringsanläggningen antas vara 10 km vilket ger en energiförbrukning om 16 och 24 MJ per ton för livsmedelsindustriavfall respektive hushållsavfall (se Tabell 4.3). Energiförbrukningen vid insamling av hushållsavfall antas uppgå till 250 MJ per ton (se Tabell 4.2). Emissionsdata för insamling och transport baseras på Sundqvist m fl (1999) och Blinge m fl (1997). Avser livscykelemissioner.

I denna studie antas kompostering ske via storskalig strängkompostering som är en billigare och enklare metod än t ex reaktorkompostering, varför strängkompostering är den vanligaste metoden idag (Sundqvist m fl, 1999). Vid reaktorkompostering kan gaserna renas innan de släpps ut till luften. Detta kan också ske vid strängkompostering men är dock ovanligt och mera komplicerat varför detta inte antas ske. Om gasrening sker vid kompostering kan utsläppen av ammoniak och lustgas reduceras med cirka 80 % och metan med cirka 50 % (Sonesson, 1996). Vid strängkompostering krävs insatsenergi i form av diesel för omblandning och luftning av materialet. Denna energiinsats, som enligt Sundqvist m fl (1999) uppgår till cirka 15 MJ per ton avfall, ger i sin tur upphov till emissioner.

Förlusterna av kväve i gasform antas här i genomsnitt uppgå till cirka 35 % av avfallets kväveinnehåll (Sonesson, 1996). Av det kväve som avgår i gasform antas 5 % vara lustgas,

93 % ammoniak och 2 % kvävgas (Sundqvist m fl, 1999). Andelen metan som bildas vid effektiv strängkompostering bedöms vara låg, eller cirka 0,35 % av den koldioxid som bildas (Sonesson, 1996). Andelen organiskt kol som omvandlas till koldioxid antas vara följande: lignin 30 %, cellulosa 90 %, socker och stärkelse 80 %, fett 60 % samt protein 65 % (Sonesson, 1996). Här antas kompostering av organiskt avfall ske med optimal vattenhalt och syrehalt genom effektiv omblandning och vid behov inblandning av torrare och mer strukturgivande material (t ex trädgårdsavfall).

Bilaga 6. Karakteriseringsfaktorer

Ett flertal emissioner kan bidra till samma miljöeffekt vilket gör det möjligt att aggregera utsläppsdata i s k miljöeffektkategorier. Olika emissioner medför dock olika grad av miljöpåverkan varför dessa behöver multipliceras med s k karakteriseringsfaktorer varefter emissionerna kan aggregeras och uttryckas som ekvivalenter. Data över karakteriseringsfaktorer baseras på Lindahl m fl (2002).

Karakteriseringsfaktorer för de miljöeffektkategorier som inkluderas i denna studie.¹

Emissioner	Växthuseffekt ²	Övergödning ³	Försurning ⁴	Bildning av fotokemiska oxidanter ⁵
	GWP	EP	AP	POCP
	g CO ₂ -ekv./g	g PO ₄ -ekv./g	g SO ₂ -ekv./g	g C ₂ H ₂ -ekv./g
CO ₂	1			
CO	3			0,032
NO _x	7	0,13	0,70	
NH ₃		0,35	1,9	
SO ₂			1	
HC	11			0,42
CH ₄	21			0,007
N ₂ O	310			
NO ₃ (till vatten)		0,10	0,52	

¹ Data från Lindahl m fl (2002).

² Växthuseffekt uttrycks som Global Warming Potential (GWP) i form av koldioxidekvivalenter (100-års perspektiv).

³ Övergödning uttrycks som Eutrophication Potential (EP) i form av fosfatekvivalenter.

⁴ Försurning uttrycks som Acidification Potential (AP) i form av svaveldioxidekvivalenter.

⁵ Bildning av fotokemiska oxidanter uttrycks som Photochemical Oxidant Creation Potential (POCP) i form av etenekvivalenter.

Reports from the Department of Environmental and Energy Systems Studies

Lars Nilsson, Eric D. Larson, **A System-Oriented Assessment of Electricity Use and Efficiency in Pumping and Air-Handling**, IMES/EESS Report No. 1, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, September 1990.

Tomas Ekwall, **Energy Demand for Residential Air Conditioning in Developing Countries**, IMES/EESS Report No. 2, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, February 1991.

Tomas Ekwall, **Elektrotermiska processer i svensk industri**, IMES/EESS Report No. 3, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, April 1991.

Per Svenningsson, **Omvandling av energi - hur stort är primärenergibehovet för att leverera energi till slutlig användning?**, IMES/EESS Report No. 4, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, September 1991.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--91/3001--SE + (1-121)

ISBN 91-88360-01-6

Johan Callin, Björn Svennesson, Eric White, **Energy and industrialization, The choice of technology in the paper and pulp industry in Tanzania**, Master Thesis, IMES/EESS Report No. 5, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, February 1991.

Mattias Lundberg, **Samproduktion av el och värme med gasturbiner och gasmotorer, En analys av hur mycket el som kan produceras med kraftvärmeteknik som har högt el till värmeförhållande**, IMES/EESS Report No. 6, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, September 1991.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--91/3002--SE + (1-140)

ISBN 91-88360-00-8

Brita Olerup, **Att genomföra förändringar - En effektivare energi-användning**, IMES/EESS Report No. 7, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 1991.

Anders Mårtensson, **Energy Efficiency Improvement by Measurement and Control. A case study of reheating furnaces in the steel industry**, IMES/EESS Report No. 8, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, March 1992.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--92/3003--SE + (1-48)

ISBN 91-88360-02-4

Deborah Wilson, **Evaluating Alternatives: Aspects of an Integrated Approach Using Ethanol in Thailand's Transportation Sector**, IMES/EESS Report No. 9, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 1993.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--93/3004--SE + (1-42)

ISBN 91-88360-04-0

P. Schlyter, G. Bengtsson, **Bedömning av kronutglesning hos gran och tall i fält och i storskaliga flygbilder**, IMES/EESS Report No. 10, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 1993.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--93/3005--SE + (1-33)

ISBN 91-88360-06-7

Anders Mårtensson, **Supply Quality Control at Large Scale Integration of Renewable Energy Sources of Electricity in the Swedish National Grid**, IMES/EESS Report No. 11, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 1993.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--93/3006--SE + (1-29)

ISBN 91-88360-08-3

Anders Mårtensson, **Evaluating Energy Efficiency Improvements - A Case Study on Information Technology for Steel Heating Furnaces**, IMES/EESS Report No. 12, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, July 1993.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--93/3007--SE + (1-41)

ISBN 91-88360-09-1

Lars Lundahl, **The Wind Water Tunnel at IMES- A Facility for Empirical Studies of Aerosol Deposition**, IMES/EESS Report No. 13, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, March 1994.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--94/3008--SE + (1-36)

ISBN 91-88360-11-3

Joel Swisher, **Dynamics of Electric Energy Efficiency in Swedish Residential Buildings**, IMES/EESS Report No. 14, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, March 1994.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--94/3009--SE + (1-25)

ISBN 91-88360-18-0

Joel Swisher, Lena Christiansson, **Dynamics of Energy Efficiency in Lighting and Other Commercial Uses in Sweden**, IMES/EESS Report No. 15, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, April 1994.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--94/3010--SE + (1-33)

ISBN 91-88360-15-6

Richard Weston, **Aerosol Deposition: Process Modelling Experiments**, IMES/EESS Report No. 16, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, April 1994.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--94/3011--SE + (1-50)

ISBN 91-88360-14-8

Pål Börjesson, **Energianalyser av biobränsleproduktion i svenskt jord- och skogsbruk - idag och kring 2015**, IMES/EESS Report No. 17, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, July 1994.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--94/3012--SE + (1-63)

ISBN 91-88360-20-2

Annika Carlsson, **Developing a Methodology to Assess Environmental Effects of Consumption Patterns - A Case Study**, IMES/EESS Report No. 18, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, December 1994.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--94/3013--SE + (1-61)

ISBN 91-88360-19-9

Annika Carlsson, **Swedish Food Consumption and the Environment - a Trend Analysis During the Period of Consumerism**, IMES/EESS Report No. 19, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, June 1995.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--95/3014--SE + (1-40)

ISBN 91-88360-21-0

Britt-Marie Johnsson, **Axis och miljö - en nulägesrapport**, IMES/EESS Report No. 20, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, April 1996.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--96/3015--SE + (1-62)

ISBN 91-88360-26-1

Lena Christiansson, **Dynamics of Electricity Efficiency in Commercial Air-Distribution Systems in Sweden**, IMES/EESS Report No. 21, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, April 1996.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--96/3016--SE + (1-24)

ISBN 91-88360-28-8

Mindaugas Raulinaitis, **Biomass for Heat and Electricity: a Sustainable Resource in the Lithuanian Energy System**, IMES/EESS Report No. 22, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, August 1996.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--96/3017--SE + (1-48)

ISBN 91-88360-29-6

Jürgen Salay, **Electricity Production and SO₂ Emissions in Poland's Power Industry**, IMES/EESS Report No. 23, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, September 1996.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--96/3018--SE + (1-38)

ISBN 91-88360-31-8

Annika Carlsson, **Greenhouse Gas Emissions in the Life-Cycle of Carrots and Tomatoes**, IMES/EESS Report No. 24, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, June 1995.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--97/3019--SE + (1-74)

ISBN91-88360-35-0

Sophia Chong, **Institutions in an Era of Global Warming on Institutional Dynamics in the European Union**, IMES/EESS Report No. 25, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, December 1997.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--98/3020--SE + (1-22)

ISBN91-88360-38-5

Johannes Stripple, **The Image of Climate Change: On Organisational Cognition and Responses**, IMES/EESS Report No. 26, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, January 1999.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--98/3021--SE + (1-24)

ISBN91-88360-39-3

Jessica Johansson and Ingrid Wigstrand, **Källsortering för ökad återvinning hos Skanska Prefab, (Increased recovery through source separation at Skanska Prefab)**, IMES/EESS Report No. 27, Department of Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, June 1998.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--98/3022--SE + (1-168)

ISBN91-88360-41-5

Joakim Nordqvist, **Rural Residential District Heating in North China**, IMES/EESS Report No. 28, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, June 2000.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--00/3023--SE + (1-75)

ISBN91-88360-45-8

Jannice Hansson, **Miljöledningssystem i Skanska Väg, Region Syd**, IMES/EESS Report No. 29, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, June 2000.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--00/3024--SE + (1-xx)
ISBN91-88360-46-6

Peter Helby, **Voluntary agreements, implementation and efficiency. European relevance of case study results. Reflections on transferability to voluntary agreement schemes at the European level.** IMES/EESS Report No. 30, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, December 2000.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--00/3025--SE + (1-64)
ISBN91-88360-47-4

Jonas Kågström, Kerstin Åstrand and Peter Helby, **Voluntary agreements, implementation and efficiency. Swedish country study report. Covering the EKO-Energi programme. With case studies in pulp and paper and heavy vehicle manufacturing.** IMES/EESS Report No. 31, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, December 2000.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--00/3026--SE + (1-105)
ISBN91-88360-48-2

Peter Helby, **Renewable energy projects in Sweden: An overview of subsidies, taxation, ownership and finance.** IMES/EESS Report No. 32, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, December 2000.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--00/3027--SE + (1-36)
ISBN91-88360-49-0

Peter Helby, **Renewable energy projects in Denmark: An overview of subsidies, taxation, ownership and finance.** IMES/EESS Report No. 33, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, December 2000.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--00/3028--SE + (1-52)
ISBN91-88360-50-4

Pål Börjesson, **Framtida tillförsel och avsättning av biobränslen i Sverige - Regionala analyser.** IMES/EESS Report No. 34, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, June 2001.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--01/3029--SE + (1-49)
ISBN91-88360-51-2

Bengt Johansson, Pål Börjesson, Karin Ericsson, Lars J Nilsson and Per Svenningsson, **The Use of Biomass for Energy in Sweden – Critical Factors and Lessons Learned.** IMES/EESS Report No. 35, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, August 2002.
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--02/3030--SE + (1-46)
ISBN 91-88360-53-9

Birgitta Henecke and Jamil Khan, **Medborgardeltagande i den fysiska planeringen – en demokratiteoretisk analys av lagstiftning, retorik och praktik.** IMES/EESS Report No. 36, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, November 2002.
ISSN 1102-3651
ISSN 1404-6741
ISRN LUTFD2/TFEM--02/3031--SE + (1-44)
ISBN 91-7267-134-3

Pål Börjesson, Göran Berndes, Fredrik Fredriksson and Tomas Käberger, **Multifunktionella bioenergiödlingar.**

IMES/EESS Report No. 37, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, November 2002.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--02/3032--SE + (1-112)

ISBN 91-88360-54-7

Pål Börjesson, Anders Christian Hansen, Peter Helby, Anders Roos, Håkan Rosenqvist and Linn Takeuchi, **Market development for sustainable bioenergy systems in Sweden. (The BIOMARK project).**

IMES/EESS Report No. 38, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, January 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3033--SE + (1-?)

ISBN 91-88360-55-5

Nilla Emanuelsson, Lotta Strömberg, **Förslag på energisystemlösningar för bostäder tillhörande Högestads och Christinehofs Fideikommiss AB.**

IMES/EESS Report No. 39, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, January 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/5001--SE + (1-105)

Lena Neij, Per Dannemand Andersen, Michael Durstewitz, Peter Helby, Martin Hoppe-Kilpper, Poul Erik Morthorst, **Experience curves: a tool for energy policy programmes assessment.**

IMES/EESS Report No. 40, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, January 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3034--SE + (1-146)

ISBN 91-88360-56-3

Peter Joelson, **Environment and Economy in Symbiosis? Experiences of Environment Management with Environmental Management System from Small Swedish Energy Enterprises.**

IMES/EESS Report No. 41, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/5002--SE + (1-94)

Petter Rönnborg, **Borta med vinden: En analys av konkurrensen mellan leverantörer av vindkraftverk i Sverige.**

IMES/EESS Report No. 43, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3036--SE + (1-76)

ISBN 91-88360-62-8

Maria Berglund, Pål Börjesson, **Energianalys av biogassystem.**

IMES/EESS Report No. 44, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3037--SE + (1-90)

ISBN 91-88360-63-6

Pål Börjesson, Maria Berglund, **Miljöanalys av biogassystem.**

IMES/EESS Report No. 45, Department of Technology and Society, Environmental and Energy Systems Studies, Lund University, Sweden, May 2003.

ISSN 1102-3651

ISRN LUTFD2/TFEM--03/3038--SE + (1-80)

ISBN 91-88360-64-4