



rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

För Energimyndigheten

Syntes av systemanalyser av avfallshantering

Editors:

Jan-Olov Sundqvist, IVL Swedish Environmental Research Institute

Göran Finnveden, fms (Environmental Strategies Research Group),

FOI (Swedish Defense Research Agency)

Johan Sundberg, Chalmers Institute of Technology; Dept of Energy System

Technology

B 1491

Stockholm, september 2002



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel/Project title Statens Energimyndighet
Telefonnr/Telephone 08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor
Rapportförfattare/author Jan-Olov Sundqvist (IVL), Göran Finnveden (fms), Johan Sundberg (Chalmers)	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Syntes av systemanalyser av avfallshantering	
Sammanfattning/Summary I föreliggande studie har gjorts en genomgång av de systemstudier som genomförts i Energimyndighetens forskningsprogram Energi från Avfall. De olika studierna har i de flesta fall visat upp ett likartat resultat. I de flesta fall är resultaten samstämmiga när samma frågeställningar besvarats. I de fall då olika resultat visas upp, beror det på att man valt olika systemgränser så att det egentligen är olika saker man beräknar. Skillnader kan också uppstå på grund av reella eller antagna skillnader i omgivande system, exempelvis vad gäller fjärrvärmesystem och konkurrerande energikällor. Ur de genomgångna studierna har ett antal generella slutsatser kunna dragits, bl.a.: - Deponering av avfall som kan förbrännas, rötas, komposteras eller materialåtervinnas är i allmänhet i sämre alternativ än andra behandlingsformer ur både ett miljömässigt och ekonomiskt perspektiv - Rötning och förbränning (av nedbrytbart avfall från hushållen) är svåra att jämföra. Ingendera är miljömässigt entydigt bättre än det andra. - Kompostering (strängkompostering) av lättnedbrytbart avfall har nästan inga miljömässiga fördelar gentemot förbränning. - Materialåtervinning är generellt miljömässigt bättre än förbränning i de fall som studerats. - Transporter av avfall, sedan det väl är insamlat, är av begränsad energimässig, miljömässig och ekonomisk betydelse. Hushållens transporter (med personbil) kan påverka resultatet.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords LCA, systemanalyser, avfallshantering, förbränning, rötning, återvinning	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report B1491	
Beställningsadress för rapporten/Ordering address IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm fax: 08-598 563 90, e-mail: publicationservice@ivl.se , eller via www.ivl.se	

Innehållsförteckning

1	Inledning	3
2	Syfte och utgångspunkter	5
2.1	Mål.....	5
2.2	Utgångspunkter.....	5
3	Jämförelser av metodik och presentation	6
3.1	Systemgränser	6
3.2	Studiernas inriktning.....	8
3.3	Tidsaspekter.....	9
3.4	Studerade miljöpåverkanskategorier.....	9
3.5	Indirekta emissioner, eller miljöpåverkan från det ”externa systemet” och funktionella enheter	11
3.5.1	Behandlat avfall	11
3.5.2	Fjärrvärme.....	11
3.5.3	Drivmedel	13
3.5.4	Näringsämnen i kompost och rötrest.....	14
3.5.5	Material.....	14
3.5.6	Elektricitet.....	16
3.5.7	Jämförelser av använda funktionella enheter i systemanalyserna	17
3.6	Ekonomisk modellering.....	18
3.6.1	ORWARE	19
3.6.2	fms (miljöekonomi).....	20
3.6.3	MIMES/Waste	20
3.6.4	NatWaste.....	21
3.7	Begränsningar i studier och i modeller	21
3.8	Resultatpresentation i rapporterna	22
3.9	Kombinationer av verktyg och modeller	22
3.9.1	Grundläggande samband mellan metoder	22
3.9.2	Tillämpning på systemanalysprojekten.....	24
4	Syntes av resultat - miljöaspekter.....	25
4.1	Metod.....	25
4.2	Resultat för fotooxidantbildning, övergödning, försurning, klimatpåverkan och energiförbrukning.....	27
4.2.1	Skillnad mellan förbränning och deponering	27
4.2.2	Skillnad mellan rötning (biogas för bussdrift) och förbränning av lättnedbrytbart avfall..	29
4.2.3	Skillnad mellan rötning (biogas för el+värme) och förbränning av lättnedbrytbart avfall.	32
4.2.4	Skillnad mellan kompostering och förbränning av lättnedbrytbart avfall.....	33
4.2.5	Skillnader mellan materialåtervinning och förbränning av kartongförpackningar.....	35
4.2.6	Skillnader mellan materialåtervinning och förbränning av plastförpackningar (PE).....	37
4.2.7	Skillnad mellan återvinning och förbränning av ”allt” avfall (fms och NatWaste).....	38
4.3	Humantoxiska och ekotoxiska effekter.....	40
4.3.1	Tungmetaller.....	40
4.3.2	Toxiska effekter	41
5	Syntes av resultat - ekonomi	44
5.1	Miljöekonomi	44
5.1.1	Använda data	44
5.1.2	Resultat av miljöekonomisk utvärdering.....	46
5.2	Företagsekonomi - livscykelkostnad.....	48
5.2.1	ORWARE-studierna	48

5.2.2	NatWaste.....	49
5.2.3	Diskussion.....	51
5.3	Samhällsekonomi.....	51
5.4	Ekonomin för enskilda aktörer.....	52
5.4.1	MIMES/Waste - Jönköpingsstudien.....	52
5.4.2	MIMES/Waste - Göteborgsstudien.....	54
6	Övriga resultat av intresse.....	54
6.1	Transporter.....	54
6.2	Deponi som kolsänka.....	55
6.3	Deponering av plast.....	57
6.4	Fosfor som ändlig resurs.....	57
6.5	Mullämnen till jorden.....	58
6.6	Alternativbränslets betydelse.....	59
6.7	Sparad skog.....	60
6.8	Elproduktion och fjärrvärmeproduktion vid avfallsförbränning.....	61
6.9	Deponering i biocell.....	61
6.10	Termisk förgasning och reformering till vätgas för fordonsdrift.....	61
7	Diskussion.....	62
7.1	Osäkerhet i samband med inventeringssteget.....	62
7.2	Markanta skillnader mellan studierna.....	64
7.3	Vilka delar av systemet är av betydelse.....	65
7.4	Slutsats om osäkerheter.....	66
8	MIMES/Waste och ORWARE i Jönköping.....	67
8.1	Inledning.....	67
8.2	MIMES/Waste-studien.....	67
8.3	ORWARE-studien.....	68
8.4	Resultat.....	68
9	Slutsatser.....	70
9.1	Skillnader och likheter mellan studierna.....	70
9.2	Slutsatser om avfallsstrategier.....	70
9.3	När bör resp. modell användas.....	72
10.	Referenser.....	73

1 Inledning

System är något som består av flera olika delar, vilka är beroende av varandra. Systemanalys är en metod för att systematiskt och med strikt logik beskriva och analysera komplexa system. Systemanalys tillämpas numera inom de flesta vetenskapsområden, men är dock inget enhetligt begrepp utan har för olika tillämpningsområden fått olika skepnader. Inom miljöområdet har exempelvis utvecklats livscykelanalys som numera är en standardiserad¹ systemanalysmetod för att utvärdera miljöpåverkan i ett helhetsperspektiv från produkter, processer eller verksamheter. Livscykelanalys har tillämpats inom avfallsområdet (vilket en stor del av föreliggande rapport handlar om). För ekonomisk analys av avfallssystemet har också utvecklats olika systemanalytiska metoder.

Avfallshanteringen kan sägas utgöra ett system som består av bl.a. delarna:

- arbete med hopsamling av avfall på arbetsplatser eller i hemmen och ivägforsling till container, soptunna eller återvinningsstation,
- insamling av avfall och transport till behandlingsanläggning,
- behandling av avfallet, t.ex. förbränning eller rötning,
- förädling, distribution och nyttiggörande av produkter från behandlingen (t.ex. av fjärrvärme eller rötgas och rötrest)
- behandling eller bortskaffning av sekundära avfall från behandlingen, t.ex. deponering av aska och slagg

Avfallssystem är komplexa. Först och främst är avfall ett komplext begrepp i sig. Avfall är inget entydigt material utan utgör ett samlingsbegrepp för olika material, produkter och substanser som man inte kan använda längre. För det andra kan avfallet hanteras på en rad olika sätt. För det tredje påverkar avfallshanteringen andra tekniska system, t.ex. då avfall används som energikälla slipper man elda andra bränslen, då avfall återvinns sparar man på olika naturresurser, då avfall komposteras eller rötas sparar man på gödselmedel. När man då ska beskriva och analysera olika avfallssystem fordras ingående och omfattande analyser för att bedöma olika avfallssystemens nytta i ett helhetsperspektiv.

Från 1998 har Energimyndighetens forskningsprogram ”Energi från avfall” gett stöd till tre olika projekt som berör systemanalyser av avfallshantering. Dessa tre projekt har drivits av IVL, fms (forskningsgruppen för miljöstrategiska studier – som är en samver-

¹ ISO (1997). Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. ISO 14040
ISO (1998.) Goal and Scope Definition and Inventory Analysis. ISO 14041
ISO (1999). Life Cycle Impact Assessment. ISO 14042
ISO (2000) (Life Cycle Interpretation. ISO 14043

kan mellan forskare från Totalförsvarets Forskningsinstitut (FOI), Institutionen för systemekologi vid Stockholms Universitet samt flera institutioner vid KTH) respektive Avdelningen för Energisystemteknik vid Chalmers Tekniska Högskola. Följande rapport innebär en genomgång av de tre projekt som drivits inom Energimyndighetens program Energi från avfall:

- **Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi** (projektet är en utveckling och tillämpning av ORWARE-modellen). Projektet benämns ”ORWARE-projektet” i det följande. Projektledare Jan-Olov Sundqvist; IVL. Projektet är ett samarbetsprojekt mellan IVL, KTH (Avdelningen för Industriellt Miljöskydd), JTI och SLU (Institution för Lantbruksteknik och Institutionen för Ekonomi). Den första etappen avrapporterades i januari 2000 (Sundqvist et al, 1999a-d), och i juni 2000 startades den andra etappen som avslutades 31 december 2001 (Sundqvist et al, 2002). I den andra etappen har även sociala aspekter studerats ihop med energimässiga, miljömässiga och ekonomiska aspekter.
- **Avfall som bränsle**. En integrerad studie av energi- och avfallshanteringssystem (projektet är en utveckling och tillämpning av MIMES/Waste-modellen). Projektledare: Johan Sundberg (Chalmers Tekniska Högskola, Avdelningen för Energisystemteknik. Projektet är uppdelat i en nationell studie och en kommunal/regional studie. I det följande benämns den nationella studien NatWaste och den kommunala/regionala MIMES/Waste. Rapportering har skett i flera rapporter (Ljunggren Söderman, 2000; Olofsson, 2001a; Olofsson 2001b). Man har fått medel för en fortsättning 2001-2003.
- **Framtidsorienterade livscykelanalyser av energi från avfall**. Projektledare: Göran Finnveden, forskningsgruppen för miljöstrategiska studier (fms), FOI. Projektet benämns fms-projektet i det följande. Projektet avrapporterades i augusti 2000 (Finnveden et al, 2000) och man har från år 2001 fått finansiering för en andra etapp som ska avslutas 2003.

I alla tre projekten görs systemanalyser av avfallshantering. De avfallstyper som studerats varierar mellan studierna och omfattar främst hushållsavfall samt olika icke-branschspecifika avfall (varierar mellan studierna). I alla tre projekten har man använt sig av datorbaserade simuleringsmodeller för att beräkna miljömässiga, energimässiga och/eller ekonomiska konsekvenser av olika avfallshanteringssystem. Emellertid skiljer sig projekten åt vad gäller inriktning:

- MIMES/Waste är och NatWaste baseras på ekonomisk optimering, som fokuserar kring aktörsperspektivet. Miljösidan är inte lika utvecklad som i de andra två projekten; endast emissioner av växthusgaser har studerats mer ingående i det projekt som studerats i föreliggande syntesstudie. Man gör modeller både för kommunal nivå (olika versioner av MIMES/Waste) och nationell nivå (NatWaste).

- fms-projektet är baserat på LCA-metodik och fokuserar kring miljöpåverkan och naturresursförbrukning för olika strategier för utvecklad avfallshantering. Det system som modelleras är ett nationellt system. Man berör inte företags- eller samhällsekonomiska aspekter, däremot använder man sig av miljöekonomiska modeller för viktning av emissioner.
- ORWARE modellerar både miljöpåverkan och ekonomi. Modellen är LCA-baserad. Man tar med såväl naturresursförbrukning och miljöpåverkan som olika ekonomiska aspekter. Modellering görs på kommunal nivå. De ekonomiska parametrar som studeras är mer samhällsinriktade än aktörsinriktade.

2 Syfte och utgångspunkter

2.1 Mål

Målet är att göra en syntes av de tre projekten som löpt 1998-2001 och se vilka gemensamma slutsatser som kan dras ur de tre projekten. Några viktiga frågor som ska försöka besvaras är

- I projekten har olika kommunstudier och nationella studier gjorts. Hur långt är resultatet från dessa giltiga för även andra kommuner? Vilka allmängiltiga slutsatser kan man dra ur studierna
- Vilka resultat är lika, och vilka resultat skiljer sig åt? Varför skiljer sig resultaten, beror det på metodskillnader eller skillnader i studerade kommuner?
- Hur beror eventuella skillnader och likheter i resultatet på olika metodiker?
- När är det lämpligt att använda sig av resp. modell?

2.2 Utgångspunkter

Underlaget för arbetet har varit de rapporter som publicerats från studierna (se kapitel 1). Syntesen har genomförts med en begränsad budget. Arbetet har därför fokuserats på de uppgifter i rapporterna som är någorlunda lätt tillgängliga. Budgeten har inte medgivit några mer ingående fördjupningar av resp. studie, utan mer en översikt av de resultat som presenterats. T.ex. kan nämnas att fms-studiens inventeringsresultat finns i detalj redovisad i en ca 400 sidor tjock tabellbilaga – uppgifter från denna har inte (utom i något enstaka fall) kunna studerats.

Arbetet är en ”syntes”, d.v.s. en studie där resultat från flera studier sätts ihop. Därför innehåller denna rapport inte några ”referat” av de enskilda studierna. I denna rapport redovisas de syntetiserade resultaten, som är relevanta för syntesstudiens syfte och omfattning. Därför är t.ex. bakgrundsdata (underlag för hur olika emissioner värderas,

o.dyl.) inte medtagna i föreliggande rapport. För att ta del av alla bakgrundsdata krävs att läsaren själv läser resp. rapport i original.

3 Jämförelser av metodik och presentation

De genomgångna systemstudierna skiljer sig åt vad gäller upplägg, omfattning och presentation. I det följande ges en översikt av skillnader och likheter mellan studierna.

3.1 Systemgränser

De viktigaste parametrar som beskriver systemets omfattning visas i tabell 1. De viktigaste skillnaderna mellan studierna är vilka avfallsslag och vilka återvinningsprocesser som studeras, samt det studerade systemets geografiska omfattning: kommun, region eller nation.

Tabell 1. Jämförelser av systemgränser som studeras i systemanalysprojektet.

	ORWARE 1999	ORWARE 2002	fms	MIMES/Waste -	NatWaste
Systemperspektiv	Från vaggan till graven*	Från vaggan till graven*	Från vaggan till graven*	I huvudsak geografiskt perspektiv	I huvudsak från vaggan till graven*
Geografisk omfattning	Kommuner: - Uppsala (även region) - Stockholm - Älvdalen	En modellkommun	Nation (baserad på antagna medel- delvärden för hela riket)	Kommuner/ region: Jönköpings län Göteborgsregionen	Nation (baserad på att landet delas in i ett antal olika typkommuner)
Avfall	Avfall som tas hand av kommunen eller materialbolag. Visst avfall från industri och verksamheter ingår	Avfall från hushållen I separat studie har avloppsslam studerats	Hushållsavfall (avfall som hämtas i säck eller tunna eller lämnas till återvinningsstation)	Hushållsavfall Industriavfall Bygg- och rivningsavfall	Hushållsavfall Icke-branschspecifikt industriavfall Bygg- och rivningsavfall
Avfall enligt föregående som exkluderas	Returpapper till återvinning Wellpapp till återvinning Metallförpackningar till återvinning Glas till återvinning	Returpapper till återvinning Wellpapp till återvinning Metallförpackningar till återvinning Glas till återvinning	Avfall som inte kan materialåtervinnas, rötas eller komposteras	Återvinning av plast, papper, kartong mm (insamling & transporter i systemet inkluderas emellertid)	

Tabellen fortsätter på nästa sida

Tabell 1. Forts.

	ORWARE 1999	ORWARE 2002	fms	MIMES/Waste -	NatWaste
Behandlingsprocesser som ingår	Förbränning (fjärrvärmeproduktion)	Förbränning (både ren fjärrvärmeproduktion och kraftvärmeproduktion studeras.	Förbränning (fjärrvärme)	Förbränning (fjärrvärme)	Förbränning (fjärrvärme)
	Termisk förgasning***	Termisk förgasning****	Rötning (bussdrift av biogas)	Förbränning (el + fjärrvärme)	Förbränning (el + fjärrvärme)
	Rötning (bussdrift av biogas)	Rötning (bussdrift av biogas)	Rötning (produktion av värme och el)	Samförbränning avfall och biobränsle (el + fjärrvärme)	Rötning (bussdrift av biogas)
	Rötning (produktion av värme och el)	Rötning (produktion av värme och el)	Strängkompostering	Rötning (personbilsdrift av biogas)	Rötning (el/värme från biogas)
	Strängkompostering	Strängkompostering	Deponering, inkl deponigasutvinning	Termisk förgasning (el + fjärrvärme)	Kompostering
	Deponering, inkl deponigasutvinning	Deponering, inkl deponigasutvinning	Kartongåtervinning	Kompostering (Del av systemet i Göteborg)	Deponering (inkl deponigasutvinning)
	Deponering i biocell***	Kartongåtervinning	PE-återvinning		Källsortering
	Kartongåtervinning	PE-återvinning	PVC-återvinning		Central sortering
	PE-återvinning	Källsortering	Wellpappåtervinning	Deponering (inkl deponigasutvinning)	Materialåtervinning (alla material aggregerade)**:
	Källsortering		PP-återvinning	Källsortering	-Kartongåtervinning - Plaståtervinning**
			PET-återvinning	Central sortering	- Tidningspappersåtervinning - Glasåtervinning - Metallåtervinning - Träåtervinning - Återvinning av inerta material
			PS-återvinning		
			Tidningspappersåtervinning		
		Källsortering			

Anmärkningar:

- * ”Från vaggan till graven” innebär att man för alla flöden tar hänsyn till den miljöbelastning som flödet gett upphov till innan det når eller lämnar den geografiska systemgränsen. Strikt geografiskt perspektiv innebär att man försummar denna miljöbelastning utan bara betraktar den miljöpåverkan som uppkommer inom det studerade geografiska systemet.
- ** Plaståtervinning studeras explicit
- *** Förgasning har studerats i sidostudier under etapp 1 (Assefa 2000) samt i etapp 2. Deponering i biocell har studerats i särskild studie (Fliedner, 1999) under etapp 1 men inte tagits upp i huvudstudien.
- **** Avloppsslam har studerats i ett separat examensarbete
- ***** Förgasning studeras i separat understudie, som redovisas i rapporten.

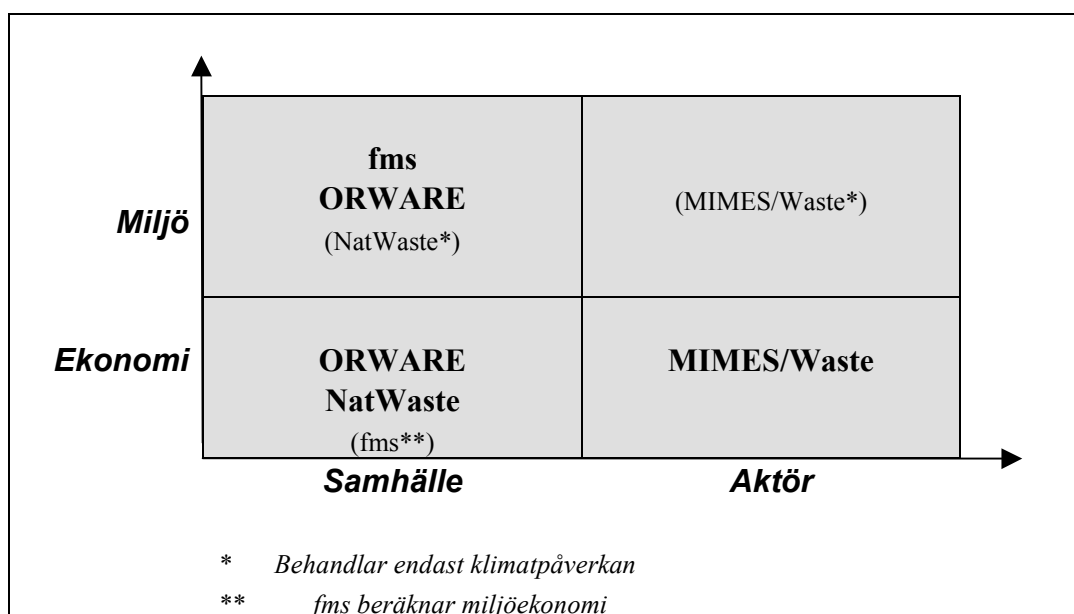
3.2 Studiernas inriktning

Studierna har olika inriktning, t.ex. är det skillnader vad gäller:

- inriktning mot miljö eller ekonomi.
- inriktning mot samhälleligt perspektiv eller aktörsperspektiv.
- inriktning mot avfallssystemet eller omgivande system

I Figur 1 visas hur studierna är inriktade mot miljö resp. ekonomi samt mot samhälleligt eller aktörsperspektiv. De olika studierna kan karaktäriseras enligt följande:

- fms-studien är inriktad mot miljö i ett samhälleligt perspektiv. Man beräknar miljö-ekonomi men inte företagsekonomiska eller samhällsekonomiska kostnader. fms är vidare inriktad mot modellering av hur omgivande system och olika antaganden påverkar resultatet.
- ORWARE är inriktad mot miljö och ekonomi i ett samhälleligt perspektiv. Vissa aktörsaspekter berörs under den andra etappen. ORWARE är inriktad både mot avfallssystem och omgivande system - i den andra etappen har omgivande system studerats mer än i första etappen.
- MIMES/Waste och NatWaste behandlar miljöpåverkan mer begränsat - endast klimatpåverkan modelleras, men är inriktade mot ekonomi - MIMES/Waste i ett aktörsperspektiv och NatWaste mer i ett samhällsperspektiv.



Figur 1. Studiernas inriktning vad gäller miljö/ ekonomi och samhälle/aktör.

3.3 Tidsaspekter

Samtliga studier utgår i princip från dagsläget. I princip omfattar studierna beslutsunderlag för mycket närliggande beslut. Den teknik man utgår från vid modelleringen är i huvudsak dagens teknik, d.v.s. anläggningarna antas ha tekniska prestanda, miljöprestanda och kostnader motsvarande de anläggningar som byggs idag. Det avfall man utgår ifrån är det avfall som finns idag. Den omvärld (externa systemet) som modelleras baseras till stor del på dagsläget, medan man i känslighetsanalyser studerar effekter av olika förändringar, t.ex. ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion och framställningsmetod för el (se avsnitt 3.4 nedan). Den tidshorisont som man betraktar torde därför vara 10 – 15 år framåt, d.v.s. motsvarande den tekniska livslängden för olika anläggningar som byggs idag.

3.4 Studerade miljöpåverkanskategorier

De påverkanskategorier som ingår i de genomgångna studierna av tabell 2.

Tabell 2. Jämförelser av studerade påverkanskategorier i systemanalysprojekten

	ORWARE 1999	ORWARE 2002	fms	MIMES/Waste kommunstudier	NatWaste nationell studie
1. Resursförbrukning Energi och material	Energiråvaror (inkl. biomassa) Ej förnybara energiråvaror Övrigt*)	Energiråvaror (inkl. biomassa) Ej förnybara energiråvaror Övrigt*)	Energiråvaror (inkl. biomassa) Ej förnybara energiråvaror Abiotiska resurser	**)	***)
2. Hälsoeffekter Toxiska effekter (inkl. arbetsmiljö)	LCI-data**** på specifika föroreningar LCI-data**** på tungmetaller	Humantoxiska effekter LCI för tungmetaller	Humantoxiska effekter	-	-
3. Ekologiska effekter Växthuseffekten	GWP 100 år	GWP 100 år	GWP 100 år (20 år och 500 år i känslighetsanalys)	GWP 100 år	GWP 100 år

Tabell 2. Forts.

	ORWARE 1999	ORWARE 2002	fms	MIMES/Waste kommunstudier	NatWaste nationell studie
Försurning	Max försurning (inkl. NH ₃ och NO _x)	1. Max försurning (inkl. NH ₃ och NO _x) 2. Platsspecifik metod för försurning	1. Försurning exkl. SO ₂ och NO _x 2. SO ₂ -försurning 3. NO _x -försurning	-	-
Eutrofiering (Övergödning)	Max eutrofiering (inkl. NH ₃ och NO _x till luft)	Max eutrofiering (inkl. NH ₃ och NO _x till luft)	Akvatisk eutrofiering Terrester eutrofiering	-	-
Bildning av fotokemiska oxidanter	VOC (eten-ekvivalenter) NO _x	VOC (eten-ekvivalenter) NO _x	VOC (eten-ekvivalenter) NO _x	-	-
Ekotoxiska effekter	Endast LCI i etapp 1****	Beräkningar av ekotoxicitet LCI för tungmetaller	Ekotoxiska effekter	-	-
4. Ekonomiska effekter					
Företagsekonomi	Företagsekonomi (LCC) *****	Företagsekonomi (LCC) *****		Företagsekonomi (kommunen)	Företagsekonomi (LCC) *****
Miljöekonomi	Miljöekonomi, egen modell	Miljöekonomi flera modeller	Miljöekonomi, flera modeller		
Samhällsekonomi	Samhällsekonomi	Samhällsekonomi			

Anmärkningar

- * I LCI-delen* anges förbrukning av kemikalier (t.ex. neutralisationsmedel), m.m., men redovisas inte i rapporten.
- ** Energiutvinning från avfall anges, men inte förbrukning/besparing av energiråvaror
- *** Anger förbrukning av fordonsbränsle samt producerad fjärrvärme och producerad el
- **** Med LCI menas Life Cycle Inventory, vilket innebär att flöden av energi och material till och från det studerade systemet beräknas, utan att hänföras till någon miljöpåverkanskategori. T.ex. LCI anger emissioner från systemet av t.ex. X ton CO₂, Y ton CH₄, Z ton N₂O, medan man i ”karaktäriseringssteget” i en LCA aggregerar ihop dessa till U ton CO₂-ekvivalenter.
- ***** Med LCC menas Life Cycle Costs, vilket innebär att alla kostnader som är förknippade med det studerade objektet under hela dess livstid läggs ihop, på samma sätt som man i LCA lägger ihop all miljöpåverkan som är förknippad med det studerade objektet.

3.5 Indirekta emissioner, eller miljöpåverkan från det ”externa systemet” och funktionella enheter

De olika avfallsbehandlingsprocesser som undersöks ger olika produkter från avfallet. För att kunna värdera den nytta som produkter från avfallet ger, kan man i systemanalysen ta med ett ”externt system” eller ”kringsystem” som framställer samma produkter som kan fås från avfallet, men från jungfruliga råvaror. Man kan då direkt jämföra resursåtgång och miljöpåverkan från t.ex. återvinning jämfört med att producera samma material från jungfruliga råvaror. Alla kombinationer av behandlingsprocesser som studeras kommer då att producera samma mängd nyttigheter av energi (fjärrvärme, el, drivmedel), material (polyetenplast, kartong och andra material som återvinns), näringsämnen (kväve- och fosfor) och elektricitet, antingen från avfall eller från jungfruliga råvaror. Detta innebär att systemanalysen är uppbyggd kring flera s.k. ”funktionella enheter”, och alla studerade system har samma funktionella enheter. De funktionella enheter som använts i systemstudierna är främst:

- behandlad mängd avfall
- fjärrvärme
- drivmedel (uttryckt i körda km med buss eller bil)
- näringsämnen i rötrest och kompost (N, P, K)
- material (t.ex. papper, kartong och polyeten)
- elektricitet

En sammanställning av vilka funktionella enheter som använts visas i tabell i avsnitt 3.5.7 i det följande.

3.5.1 Behandlat avfall

När man jämför olika avfallsstrategier i en systemanalys är det viktigt att jämförelserna görs med samma avfall som grund. I systemanalyserna är det avfall inom ett visst geografiskt område som legat till grund. Dock skiljer sig projekten åt vad gäller vilka avfallstyper som studerats, se tabell 1 i det föregående. I princip utgår man från det avfall som uppstår idag.

3.5.2 Fjärrvärme

Avfall kan användas för produktion av fjärrvärme. Vid förbränning av avfall produceras vanligen fjärrvärme (i några svenska anläggningar förekommer samtidigt också produktion av elektricitet). Vid rötning erhålls en biogas som kan användas som bränsle i fjärrvärmeproduktionen. Vid deponering kan utvunnen deponigas användas till fjärrvärmeproduktion. När avfallsförbränning, rötning eller deponering ändras, ändras

behovet av andra bränslen som biobränsle, olja och kol – ökad avfallsförbränning leder till minskad förbrukning av andra energikällor och viceversa.

Fjärrvärmenäten är oftast kommunalt baserade (i Stor-Stockholm och Göteborg finns interkommunala nät), och varje kommun har sin specifika kombination av energikällor. Värmebehovet är varierande med årstiden, vilket gör att olika energislag används vid olika tider på året. Avfallsmängden däremot är mer konstant, vilket gör att avfall vanligen används som baslast. Den genomsnittliga fjärrvärmeproduktionen i Sverige är enligt tabell 3. I fjärrvärmeproduktionen har skett en successiv minskning av användningen av fossila bränslen, t.ex. mängden olja var 30,9 TWh år 1980 och har minskat till 4,9 TWh år 1999. Samtidigt har användningen av biobränsle, spillvärme och värmepumpar ökat.

Tabell 3. Energibärare för fjärrvärmeproduktion i Sverige (Källa Energiläget i siffror 2000, Energimyndigheten)

Energibärare	Förbrukning 1999 TWh	Procentuell fördelning
fjärrvärme		
Olja	4,9	9,8 %
Naturgas, inkl. gasol	3,5	7,0 %
Kol, inkl. hyttgas	2,8	5,6 %
Biobränslen och torv	21,4	42,6 %
Avfall	5,1	10,1 %
Elpannor	1,5	3,0 %
Värmepumpar	7,2	14,3 %
Spillvärme	3,8	7,6 %
SUMMA	50,1	100 %

Den funktionella enheten uttrycks i MJ producerad fjärrvärme. En ändring av fjärrvärmeproduktionen från avfall (avfallsförbränning, rötning) innebär att användningen av något annat energislag ändras motsvarande. Det är inte alltid helt entydigt vilket som är ersättningsbränslet. Vilket som är ersättningsbränslet i det aktuella fallet påverkas av:

- **Stor eller liten förändring.** Är det lite förändring eller stor förändring i avfallsförbränningen (t.ex. en ökad utsortering av plastförpackningar och kartongförpackningar leder till en relativt liten förändring, medan byggandet av en ny avfallspanna är en stor förändring). Är det små förändringar kan i princip vilket energislag som helst komma ifråga som ersättningsbränsle, beroende på de lokala förutsättningarna. Är det stora förändringar är det oftast ett energislag som berörs, t.ex. om man inte bygger en ny avfallspanna bygger man istället en biobränslepanna.
- **Kort eller lång sikt.** Vilken tidsperiod är av intresse: studerar vi det närmaste året eller förhållandena om tio år. I kort tidsperspektiv beror valet av ersättningsbränsle på vad det finns för tillgängliga tekniska resurser. Ofta kan då annat avfall (som annars skulle deponeras) vara alternativbränsle (eftersom avfallsförbränningsanlägg-

ningen har ganska stora fasta kostnader strävar man efter att avverka så mycket avfall som möjligt), och idag finns ett överskott av potentiellt brännbart avfall som deponeras. I det långa tidsperspektivet kan man istället välja vilka nya tekniska resurser som ska anskaffas. Mycket talar för att det då är biobränsle som är det huvudsakliga alternativbränslet vid fjärrvärmeproduktion (åtminstone så länge som biobränsle inte är en knapp resurs).

- **Ökning eller minskning.** Om fjärrvärmeproduktionen (exkl. avfall) ökar, är det intressant att studera vilka bränslen som kan vara aktuella vid nyinvesteringar. Om fjärrvärmeproduktionen (exkl. avfall) minskar kan det vara av intresse att studera vilka bränslen som används i de anläggningar som läggs ned.
- **Knapphet på energiråvaror.** Idag finns ett potentiellt överskott på biobränslen, d.v.s. den potentiella tillgången är större än efterfrågan. Detta gör att, om man betraktar ”större förändringar”, så är det ofta biobränsle som är ersättningsbränsle till avfall. Om biobränsleanvändningen skulle öka, såväl inom fjärrvärmeproduktion som inom andra sektorer (t.ex. framställning av drivmedel eller elektricitet), kan biobränsle bli en bristvara som gör att fjärrvärmeproduktion från avfall istället ersätter fjärrvärme från fossila bränslen.
- **Styrmedel.** I praktiken är det ofta ekonomiska aspekter som styr valet av energikällor i fjärrvärmesystemet. Genom skatter och avgifter på vissa bränslen eller vissa emissioner (t.ex. CO₂) kan statsmakterna styra utvecklingen.

I ORWARE-studien och fms-studien har i basscenerierna räknats med biobränsle som alternativbränsle, ORWARE har i känslighetsanalys studerat kol och olja som ersättningsbränsle och fms har i känslighetsanalys studerat naturgas. I NatWaste har räknats med Sveriges medelproduktion av fjärrvärme och i MIMES/Waste kommunstudier har man räknat med de bränslen som är aktuella i resp. kommun. I MIMES/Waste har specifika analyser av fjärrvärmeproduktionen gjorts genom att man samkört fjärrvärmesystemmodellen MARTES och avfallssystemmodellen MIMES/Waste, vilket gjort att man beräknat en kommunspezifisk bränslemix för ersättningsbränsle.

Olika LCA-studier (bl.a. Baumann et al 1993, Steen, Finnveden, Sundqvist 1994, och Finnveden and Ekvall 1998) har visat att biobränsle är det ersättningsbränsle som minst gynnar avfallsförbränning – om fossila bränslen är ersättningsbränsle blir avfallsförbränning i allmänhet något mer positiv än då biobränsle är ersättningsbränsle.

3.5.3 Drivmedel

Vid rötning erhålls en biogas som kan användas som drivmedel och ersätta bensin eller diesel. Om man inte rötar avfall måste bilar och bussar i stället drivas av motsvarande mängd av bensin och diesel (på längre sikt skulle även biomassa kunna vara alternativ drivmedelskälla). Den funktionella enheten som i förekommande fall använts är körd

sträcka med buss eller bil. Ersättningsbränslet för drivmedel av fordon är i de genomgångna studierna diesel för bussdrift och bensin för personbilsdrift.

3.5.4 Näringsämnen i kompost och rötrest

Vid kompostering och vid rötning erhålls en kompost eller rötrest som kan användas som gödselmedel och ersätta handelsgödsel, särskilt N- och P-gödselmedel. Om man inte producerar rötrest eller kompost ökar behovet av motsvarande handelsgödsel. Det förekommer flera sätt att beräkna den funktionella enheten:

- Det enklaste är att bara jämföra N- och P-mängden i avfallet med motsvarande mängd handelsgödsel. Detta ger ett felaktigt resultat eftersom rötrest/kompost och handelsgödsel uppför sig olika efter gödslingen, vad gäller växtupptagningsförmåga, utlakning av kväve och fosfor och emissioner av ammoniak i samband med spridningen.
- Ett mer komplicerat sätt är att ta hänsyn till rötrestens/kompostens och handelsgödslets långtida miljöpåverkan efter gödsling, och jämföra effektiviteten med avseende på växttillgänglighet. Om man jämför rötrest/kompost med handelsgödsel så är den stora skillnaden att i rötrest/kompost utnyttjas ca 80 % av mineralkvävet och ca 30 % av det organiskt bundna kvävet av växterna (i modellen ingår flera jordkarakteriseringsparametrar så det exakta upptaget varierar från fall till fall) jämfört med handelsgödsel (Sundqvist et al, 2000b; Sundqvist et al 2002).

fms-studien samt MIMES/Waste (både nationell och kommunala studier) baseras på det första sättet, medan ORWARE-studierna har baserats på det andra sättet.

Det bör påpekas att i studierna har man inte tagit hänsyn till de eventuella fördelar som erhålls genom att återföra mullämnena till jorden (en anledning till detta torde vara att man i jordbruket inte i dag tillför mullämnena till jorden i samband med spridning av handelsgödsel), se vidare diskussion i avsnitt 6.5. Ej heller har hänsyn tagits till andra mikronäringsämnen som finns i rötrest eller kompost.

3.5.5 Material

Vid materialåtervinning fås ett avfallsbaserat material som kan antas ersätta ett jungfruligt material. I denna syntes läggs huvudvikt på PE-plast och kartong (ORWARE studerar bara återvinning av dessa material, fms studerar också PE-plast och kartong samt dessutom ytterliga flera olika material).

Polyetenplast

Vid materialåtervinning av plastförpackningar fås en återvunnen polyetenplast i granulform som under vissa förutsättningar kan ersätta jungfrulig polyeten. När plast behand-

las på annat sätt så måste i stället ny jungfrulig polyetenplast framställas från råolja och naturgas.

Det bör påpekas att återvunnen plast ibland används för att ersätta andra material än plast. Exempelvis används en stor del återvunnen plast till att ersätta trä i form av pallklotsar (i lastpallar), trädgårdsmöbler, m.m. När den återvunna plasten används för sådana ändamål erhålls inte samma besparing i råolja och naturgas som då den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast.

I systemanalyserna har i förekommande fall (d.v.s. ORWARE, fms och NatWaste) antagits att 1 kg återvunnen plast ersätter 1 kg jungfrulig plast. I fms-studien studerade man också ett fall där man tillverkade plastpallisader (plank och brädor av plast). I den andra etappen av ORWARE har gjorts en studie av plaståtervinningen (Carlsson, 2001) som den ser ut idag, där insamlade plastförpackningar används till att producera HDPE, LDPE och pallisader. Resultatet visade att det gjorda antagandet (1 kg återvunnen PE-plast ersätter 1 kg jungfrulig PE-plast) relativt väl stämmer överens med verkligheten.

Kartong

Vid materialåtervinning av kartongförpackningar erhålls en kartongmassa som ersätter jungfrulig kartongmassa vid tillverkning av nya kartongförpackningar. Kartong kan också användas för att framställa gipsskivor (en byggnadsprodukt som används för uppbyggnad av inner- och ytterväggar, innertak, m.m.). I dessa fall ersätter den återvunna kartongen annan pappersmassa som skulle tas från jungfrulig skogsråvara. När man inte återvinner kartong måste jungfrulig kartong framställas från skogsråvaror. I både ORWARE och fms har antagits att 1,15 kg återvunnen kartong kan ersätta 1 kg jungfrulig kartong, medan i NatWaste att 1 kg återvunnen kartong ersätter 1 kg jungfrulig kartong.

Vid återvinning av papper och kartong minskar användningen av biomassa. Man kan säga att återvinningen leder till "sparad skog". Denna biomassa kan antingen stanna kvar i skogen eller kan antas finna någon användning. I ORWARE-studien och fms-studiens basscenario antas att "sparad skog" stannar i skogen. I känslighetsanalyser i fms-studien studeras ett scenario där det antas att biobränslen är en bristresurs och att "sparad skog" används som biobränsle som ersätter naturgas.

Andra återvinningsbara material

Motsvarande som för PE och kartong gäller för andra material som återvinns. I fms har återvinning av andra plaster studerats, t.ex. PVC, PP och PS, samt wellpapp och tidningspapper. I NatWaste har i princip alla återvinningsbara "bulkmaterial" studerats, se tabell 1 i det föregående och tabell 5 i det följande.

3.5.6 Elektricitet

I vissa av studierna produceras elektricitet vid avfallsförbränningen och vid termisk förgasning. Vid deponering av lättnedbrytbart organiskt avfall erhålls en deponigas (i princip biogas), som kan tas tillvara för produktion av el i en gasmotor med generator (i vissa fall kan även värme utvinnas). Vid rötning fås en biogas som på samma sätt kan användas för produktion av el (man kan samtidigt utvinna värme). Då el genereras från avfallsförbränning, termisk förgasning eller genom att utnyttja gasen från deponering eller rötning minskar behovet av elektricitet utifrån. Om avfallet behandlas på andra sätt måste i stället motsvarande mängd elektricitet tas från det vanliga elnätet, där elektriciteten framställs från vattenkraft, kärnkraft, vindkraft, kolkondenskraft, m.m.

Elektricitet förbrukas också i flera avfallsbehandlingsprocesser. I LCA räknas elproduktionen in i systemet, så att energiråvaror för och miljöpåverkan från elgenereringen bokförs. Valet av elproduktionssätt påverkar därför resultatet i LCA, vilket visats i åtskilliga tidigare LCA-studier.

Den el som förbrukas i landet kan tänkas vara uppdelad i två delar:

- Basproduktion av elektricitet, som framställs mer eller mindre konstant och täcker upp basbehovet. I Sverige produceras detta basbehov från i huvudsak från vattenkraft och kärnkraft.
- Topplastproduktion av elektricitet, som varierar efter behovet.

Tillsammans utgörs dessa två delar av ”medelel”, som består av en basdel som är relativt konstant över året, och en varierande del, topplastel. Den svenska elproduktionen 1999 var enligt tabell 4.

Tabell 4. Svensk elproduktion 1999 (Källa: Energiläget i siffror 2000, Energimyndigheten)

	Produktion 1999 TWh	Procentuell fördelning
Vattenkraft	70,7	46,9 %
Vindkraft	0,4	0,3 %
Kärnkraft	70,2	46,5 %
Kraftvärme i industrin	405	3,0 %
Kraftvärme	4,9	3,2 %
Kondenskraft	0,2	0,1 %
Gasturbiner	0	0 %
Total produktion	150,9	100 %
Import minus export	-7,5	

I LCA-sammanhang har diskuterats om man, när det gäller förbrukning av el, ska räkna med el från medelproduktion eller från marginalproduktion, d.v.s. den del av elektriciteten som förändras om man ökar eller minskar användningen av el. Denna marginal-

produktion bör inte förväxlas med topplastproduktionen. Marginalen kan vara en "baslast-marginal" eller en "topplast-marginal", beroende på om den ökade eller minskade elanvändningen sker kontinuerligt eller bara vid topplast. Det dominerande synsättet vid LCA-studier idag att man ska välja elproduktionssätt beroende på syftet med studien. Om man är intresserad att studera effekter av förändringar så är det relevant att inkludera den elproduktion som förändras, vilket oftast är marginalen på baslastproduktionen. Sker det en förändring i elanvändningen är det baslast-marginalen som påverkas.

Man brukar betrakta de nordiska elnäten sammankopplade till ett system. I dagsläget är det då dansk kolkondenskraft som är marginalkraft. Kolkondens är ett av de dyraste sätten (som dock fortfarande är kostnadseffektivt) att framställa el och är därför en av de produktionsmetoder som man väljer i "sista hand" för att kunna uppfylla erforderlig produktion. Kolkondens är också flexibelt och är lätt att köra på marginalen för att balansera produktionen mot ett varierande behov. På några års sikt kan dock kolkondens komma att ersättas av naturgaskombi, på grund av Kyoto-överenskommelsen om minskade utsläpp av växthusgaser.

Ser man elproduktionen på lite längre sikt behöver inte kolkondens vara marginalkällan. Det går att finna välgrundade argument för att vilket som helst av kärnkraft, naturgas, biobränslen eller vindkraft är relevanta marginaltekniker beroende på bl.a. antaganden om framtiden kring ökande eller minskande elanvändning, skatter och andra styrmedel, attityder och utvecklingspotential för olika energislag, mm.

3.5.7 Jämförelser av använda funktionella enheter i systemanalyserna

I Tabell 5 visas vilka funktionella enheter som man räknat med i de olika studierna.

Tabell 5. Jämförelser mellan funktionella enheter som använts i systemanalysprojekten

Funktionell enhet	ORWARE 1999 (Uppsala, Stockholm, Älvdalen)	ORWARE 2001 (modellkommun)	fms (nationell studie)	MIMES/Waste (Göteborg, Jönköping)	NatWaste (nationell studie)
Producerad fjärrvärme	Biobränsle Kol/olja	Biobränsle Olja	Biobränsle Naturgas	Beroende på fjärrvärmesystemets utseende ²	Genomsnittlig fjärrvärmeproduktion
El	Kolkondens Svensk medelel Naturgaskombi	Naturgaskombi Kolkondens Svensk medele	Kolkondens	Kolkondens Naturgaskombi	Kolkondens Naturgaskombi
Drivmedel	Busskilometer – diesel (Stockholm även personbilskilometer - bensin)	Busskilometer – diesel	Busskilometer – diesel	Personbilskilometer-bensin	Busskilometer – diesel
Gödselmedel	Växttillgängligt N-gödsel Växttillgängligt P-gödsel	Växttillgängligt N-gödsel Växttillgängligt P-gödsel	N i gödsel P i gödsel	N i gödsel P i gödsel K i gödsel	N i gödsel P i gödsel K i gödsel
Kartong	Kartong*	Kartong*	Kartong*	-	
PE	PE-granuler* *	PE-granuler* *	PE-grauler** Plank (trä)***	-	
Andra material där återvinning studeras	-	-	PVS** PS** PP** PET** Wellpapp** Tidningspapper**	-	Alla återvinningsmaterial aggregerade.

Anmärkningar:

* 1,15 kg återvunnen kartong antas ersätta 1 kg av jungfrulig kartong

** 1 kg återvunnen plast antas ersätta 1 kg jungfrulig plast

*** 1 m³ plast ersätter 1 m³ impregnerat trä

3.6 Ekonomisk modellering

I alla projekten förekommer någon form av ekonomisk modellering, vilket delvis redan berörts i avsnitt 3.2 i det föregående.

² Fjärrvärmesystemmodellen MARTES beräknar vad för slags fjärrvärmeproduktion som ersätts genom energiutvinning från avfall. Generellt ersätts en blandning av olika tekniker och bränslen

- ORWARE beräknar i ett samhällligt perspektiv företagsekonomi (i ett livscykel-perspektiv), miljökostnader, samt samhällsekonomiska kostnader. De samhällsekonomiska kostnaderna har beräknats som i princip som summan av företagsekonomi (med avdrag av miljöskatter och miljöavgifter) och miljöekonomi.
- fms redovisar miljökostnader (i ett samhällligt perspektiv)
- MIMES/Waste beräknar företagsekonomiska kostnader i ett aktörsperspektiv, d.v.s. för den studerade kommunen.
- Natwaste beräknar företagsekonomiska kostnader i ett samhällligt perspektiv.

3.6.1 ORWARE

För att den ekonomiska analysen skall vara jämförbar med miljöpåverkansanalysen har använts samma systemgränser i miljöpåverkansbedömning och ekonomisk bedömning. Det studerade systemet består av avfallssystemet samt motsvarande kompletterande system (som framställer samma nyttigheter som kan fås från avfallssystemet), ”från vaggan till graven”. Det studerade systemet består således inte av någon bestämd ekonomisk enhet, såsom kommun, återvinningsbolag eller energibolag. Systemperspektivet med kompletterande system innebär även att de nyttigheter som ett avfallssystem genererar, till exempel genom produktion av fjärrvärme, inte ses som en intäkt utan en reducerad kostnad för produktion av motsvarande nyttigheter i det kompletterande systemet.

Företagsekonomisk analys

Den företagsekonomiska analysen består av de kostnader som uppträder i ett avfallshanteringssystem vad gäller transporter och behandling av avfall, och i det kompletterande systemet för produktion av kompletterande mängder av värme, el, fordonsbränsle, näringsämnen och material. Ingen hänsyn är tagen till vem som faktiskt bär dessa kostnader. De kostnader som beräknas kan sägas vara en form av livscykelkostnader. De miljöskatter som betalas för förbrukning av energiråvaror och deponering av avfall är inkluderade.

Viktning och miljöekonomi

För att aggregera resultaten vidare från olika miljöparametrar kan dessa mot varandra i viktighetsgrad på olika sätt. Ett av dem är en ekonomisk viktning, där man på olika sätt försöker värdera emissioners effekt på samhälle och natur i monetära enheter. I den första etappen av ORWARE utnyttjades en egen utvecklad viktningmodell. I den andra etappen utnyttjas dessutom två andra miljöekonomiska viktningmodeller: ECOTAX 98 och EPS 2000. Gemensamt för metoderna är att man satt ett pris på olika emissioner. För de två sista metoderna har även förbrukning av naturresurser prissats.

Samhällsekonomisk analys

Den samhällsekonomiska analysen i ORWARE är baserad på det företagsekonomiska resultatet och den miljöekonomiska viktningen. Skillnaden är att miljöskatter och miljöavgifter har justerats bort från det företagsekonomiska resultatet, samt att miljöpåverkanskategorierna för avfallshantering och dess externa system har givits en miljöekonomisk viktning. På så sätt viktas alla effekter av förändringar i avfallshanteringsystemet som belyses i denna studie ihop till en enda variabel: samhällsekonomisk kostnad.

3.6.2 fms (miljöekonomi)

fms använder två viktningmodeller för viktning av olika miljöpåverkanskategorier. Man utgår från en egen miljöekonomisk viktningmodell "ECOTAX 98" som är baserad på miljöavgifter och miljöskatter i Sverige. Man jämför resultatet med en annan viktningmodell "ECOINDICATOR 99". Båda metoderna baseras på att man med olika utgångspunkter satt ett värde på olika emissioner och på förbrukning av naturresurser.

3.6.3 MIMES/Waste

MIMES/Waste beräknar den företagsekonomiska kostnaden för aktören. Unikt är att man samkör en avfallshanteringsmodell (MIMES/Waste) och en motsvarande energimodell, MARTES:

- MIMES/Waste är en statisk modell som analyserar avfallsflödena i en region eller kommun. Modellen är optimerande och olika mål kan väljas i analysen, t.ex. minimering av kostnader eller minimering av växthusgasutsläpp. Modellen hanterar avfallsflöden från insamling via olika sorters förbehandling och sortering till olika behandlingar såsom förbränning, rötning, kompostering, deponering eller materialåtervinning.
- MARTES är en analysmodell för fjärrvärmesystem med värme-, ång-, och elproduktion. Som resultat erhålls energi-, ekonomi- och växthusgasutsläpp av produktionen i fjärrvärmesystemet. Beräkningarna bygger på ett belastningsdiagram som delats upp i 730 perioder, d.v.s. två perioder per dygn under ett år.

Den ekonomiska modelleringen skiljer sig något åt i de två MIMES/Waste-studierna men är översiktligt enligt följande.

- I Jönköpingsstudien utgjordes det ekonomiska systemet av tre enskilda aktörer: Tekniska kontoret (hanterar främst hushållsavfall), privata avfallsentreprenörer (hanterar främst industriavfall samt bygg- och rivningsavfall), samt Jönköpings Energi AB. Vid analysen tas hänsyn till företagsekonomiska kostnader och intäkter för dessa tre aktörer tillsammans. I kostnaderna ingår internaliserade miljökostnader som koldioxidskatt, svavelskatt och NO_x-avgift.

- I Göteborgsstudien utgörs det ekonomiska systemet av Renova (det kommunala-regionala avfallshanteringsbolaget) och Göteborgs Energi AB (det kommunala energibolaget). Vid analysen tas hänsyn till företagsekonomiska kostnader och intäkter för dessa tre aktörer. I kostnaderna ingår internaliserade miljökostnader som koldioxidskatt, svavelskatt och NO_x-avgift.

3.6.4 NatWaste

I NatWaste har en företagsekonomisk livscykelkostnad beräknats, i princip på samma sätt som den företagsekonomiska kostnaden i ORWARE.

3.7 Begränsningar i studier och i modeller

I detta sammanhang bör också påpekas att begreppen modell och studie (eller projekt) bör hållas i sär. I resp. studie har man använt sig av en modell och försökt att besvara de frågeställningar man ställt upp i studien. Man har i samtliga fall utgått från en "basversion" av "sin" modell, vilken man sedan anpassat efter frågeställningarna. Samtliga modeller är flexibla och kan anpassas efter nya frågeställningar. De inriktningar och de begränsningar som beskrivs i föreliggande rapport berör studierna och inte modellerna. Det är inte modellerna som är begränsande utan mer vilka frågeställningar man inriktar sig mot. Med utgångspunkt från de inriktningar som valts i de här refererade studierna skulle resp. modell kunna utvecklas på olika sätt för att hantera andra frågeställningar:

- I ORWARE går det att extrahera ut de flöden som berör enskilda aktörer så att en fylligare aktörsanalys kan göras. I ORWARE kan också lätt olika omvärldsscener ställas upp.
- MIMES/Waste och NatWaste kan lätt utvecklas för att ta med mer miljöaspekter. I tidigare studier har man beräknat olika emissioner från avfallssystemet, och det går att även lägga in motsvarande beräkningar i det externa systemet. Det går också relativt lätt att i MIMES/Waste utvidga det studerade systemet från kommunens aktörer till även aktörer i det externa systemet.
- I fms går det att extrahera ut de flöden som berör enskilda aktörer så att en fylligare aktörsanalys kan göras. I fms går det också att öka detaljeringsgraden i avfallssystemet modellering.

3.8 Resultatpresentation i rapporterna

Ytterligare en skillnad mellan projekten är hur resultatet redovisas, vad gäller påverkan från det externa systemet:

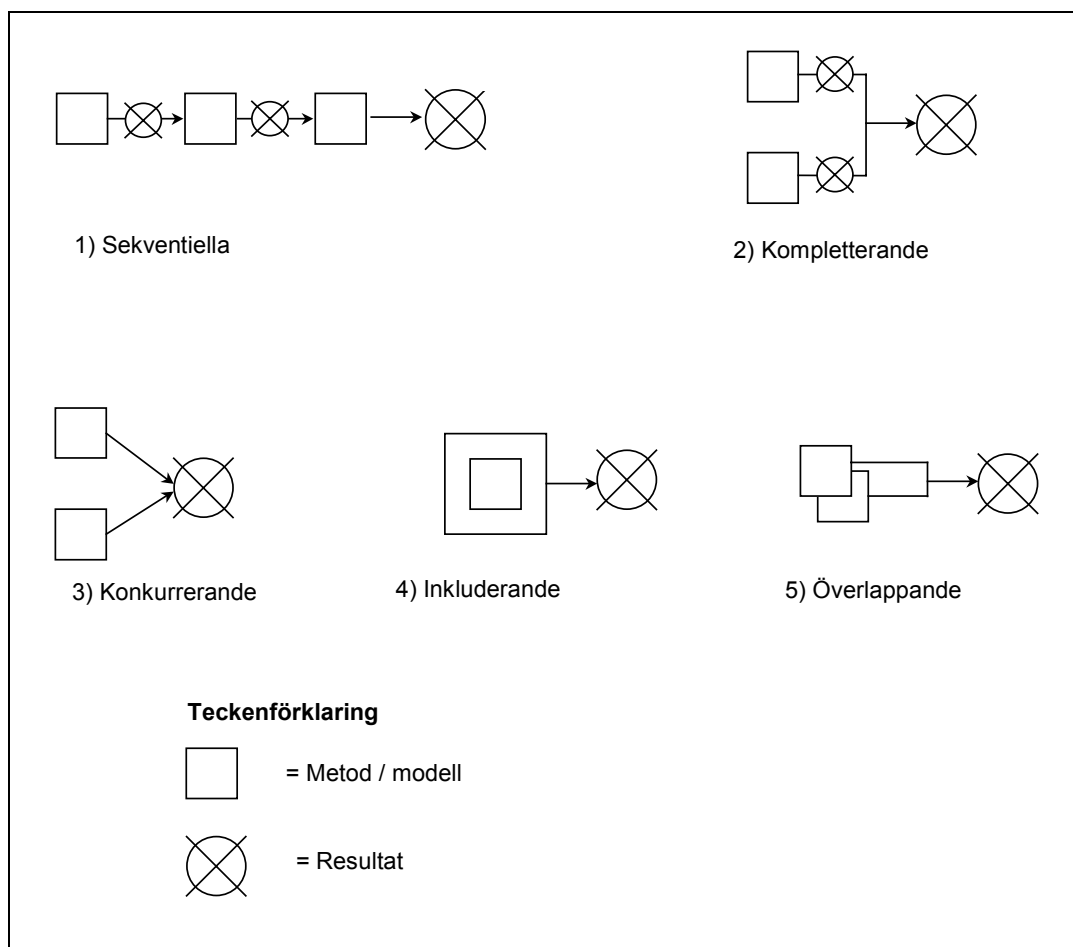
- Storleken på miljöpåverkan uttrycks i ORWARE (etapp 1) som miljöpåverkan från avfallssystemet plus miljöpåverkan från det ”externa” systemet som behövs för att producera de nyttigheter som inte produceras från avfallssystemet. Miljöpåverkan anges i ton/år av t.ex. CO₂-ekvivalenter, SO₂-ekvivalenter, och motsvarande. I etapp 2 gjordes en omräkning till miljöpåverkan per personekvivalent, d.v.s. mängd emission per år i kommunen dividerat med antalet invånare.
- I fms-studien uttrycks resultatet som miljöpåverkan från avfallssystemet minus den ”slupna” miljöpåverkan som man undviker genom att producera nyttigheten från avfall istället för från jungfruliga råvaror. Vidare anges i rapporten all miljöpåverkan i monetära termer (kr/år), data redovisas dock så att omräkning till kg/år kan göras.
- I MIMES/Waste kommunstudier redovisas avfallssystem plus externt system (såsom i ORWARE). I Jönköpingsstudien visas resultatet på samma sätt som i ORWARE, men i Göteborgsstudien visas skillnaden mot referensfallet (motsvarar att man sätter miljöpåverkan = 0 i referensfallet). Utsläpp av växthusgaser redovisas som flöden (ton CO₂-ekvivalenter/år).
- I NatWaste visas redovisas avfallssystem plus externt system (såsom i ORWARE), men uttryckt som skillnaden mot referensfallet (motsvarar att man sätter miljöpåverkan = 0 i referensfallet). Utsläpp av växthusgaser redovisas som flöden (ton CO₂-ekvivalenter/år).

3.9 Kombinationer av verktyg och modeller

Avsnitt 3.9 bygger på text skriven av Åsa Moberg, tidigare verksam på fms.

3.9.1 Grundläggande samband mellan metoder

Var och en av de modeller eller studier som vi diskuterar kan sägas vara en form av ”verktyg”. Det finns olika relationer mellan olika verktyg, i vårt fall relationer mellan de olika modellerna. Baumann & Cowell (1999) har presenterat fem grundläggande samband som kan sägas gälla mellan olika verktyg. Dessa samband beskrivs som 1) sekventiella, 2) kompletterande, 3) konkurrerande, 4) inkluderande och 5) överlappande (se Figur 2).



Figur 2. Fem grundläggande samband mellan olika metoder. De kan vara 1) sekventiella, 2) kompletterande, 3) konkurrerande, 4) inkluderande eller 5) överlappande (modifierad efter Baumann & Cowell [1999] och Eriksson et al [2001]).

Flera verktyg kan alltså med fördel kombineras. Ett sätt att kombinera metoder är att använda dem sekventiellt, där resultaten från en metod används som input till en annan. Metoder kan också komplettera varandra, om de ger olika typer av information. Om metoder har anspråk på att ge samma typ av information så kan man säga att de konkurrerar med varandra. En metod kan också ingå som en del av en annan metod, man kan då säga att den är inkluderande. Dessa fyra första fall är alla renodlade, ideala fall. I praktiken kommer alla metoder att i större eller mindre utsträckning överlappa varandra.

För att verktyg ska kunna samverka med varandra finns det flera aspekter som kan behöva beaktas. Här nämns några sådana aspekter som är aktuella i detta sammanhang (Eriksson et al, 2001):

- Grad av platsberoende. Vissa verktyg är platsspecifika, de kräver eller genererar information som är specifik för en viss plats. Andra verktyg är helt platsoberoende, de hanterar emissioner exakt lika oavsett var de sker.

- Grad av tidsberoende. På motsvarande sätt som ovan för platsberoendet kan ett tidsberoende definieras som kan gå från tidspecifik till tidsberoende.
- Typ av jämförelse. De flesta verktyg innehåller någon form av jämförelse. Denna jämförelse kan ske mellan olika alternativ, inom ett system eller mot ett referenssystem.
- Systemgränser. Systemgränserna bestäms i stor utsträckning av vilket objekt det är som studeras enligt ovan men även andra aspekter kan styra.
- Behandlade aspekter. Ingår naturresurser, miljöpåverkan eller samhällsekonomiska aspekter?

Skillnader mellan olika verktyg med avseende på bland annat dessa aspekter kan styra om och hur verktygen kan samverka med varandra. Om två verktyg är identiska med avseende på alla dessa aspekter så är de kanske konkurrerande. Om det finns skillnader mellan dem innebär det att de besvarar olika frågor. Det kan innebära att de kan fungera kompletterande. För att de ska kunna fungera sekventiellt och inkluderande är det väsentligt att verktygen är kompatibla när information ska överföras mellan verktygen.

Ingen metod är heltäckande och sambanden mellan olika metoder kan beskrivas enligt ovan. Kombinationer av olika verktyg kan vara fördelaktiga, men även om en enda metod inte kan ge en total bild kan den i vissa situationer ändå vara tillräcklig. Det väsentliga är att vara medveten om brister och luckor samt antaganden som gjorts då resultat tolkas och används.

3.9.2 Tillämpning på systemanalysprojekten

Utifrån relationerna som presenterades ovan, kan relationer mellan systemanalysprojekten diskuteras.

ORWARE och fms-metoden är lika varandra och kan därför i stor utsträckning beskrivas som konkurrerande. Det finns dock vissa tyngdpunktsskillnader, där de kan ses som kompletterande. Exempelvis är ORWARE-studien mer detaljerad i modelleringen av vissa processer i avfallshanteringssystemen, medan fms-studien har några fler processer (återvinningsprocesser) i avfallssystemet och är mer flexibel med avseende på det omgivande systemet³. ORWARE-studien innehåller dessutom en ekonomisk analys som saknas i fms-studien. fms och ORWARE kan därför sägas vara både konkurrerande och kompletterande.

³ Detta är egentligen ingen inneboende skillnad mellan ORWARE och fms, utan mer hur man har valt att lägga upp studierna.

ORWARE- och fms-studierna kan ses som kompletterande till MIMES/Waste och NatWaste. ORWARE- och fms-studierna är inriktade mot miljö, ORWARE dessutom samhällsekonomi, medan MIMES/Waste är mer aktörsinriktad.

NatWaste är delvis konkurrerande med ORWARE vad gäller de företagsekonomiska kostnaderna (i livscykelperspektivet), men behandlar olika geografiska enheter (nation resp. kommun). I övriga aspekter är de kompletterande.

4 Syntes av resultat - miljöaspekter

4.1 Metod

Resultaten från de olika studierna går inte att jämföra rakt av med varandra, beroende på olika systemgränser (t.ex. studerade avfallstyper och olika geografiska enheter), olika studerade miljöpåverkanskategorier, olika principer för redovisning av resultatet m.m. För att göra studierna jämförbara med varandra fordras någon form av behandling eller normalisering av resultaten. I Tabell 1 i det föregående har de olika projektens geografiska system redovisats. Som där framgår omfattar projekten antingen nationella studier (fms och NatWaste) eller kommunala studier (ORWARE och MIMES/WASTE). För att få bättre jämförelsebasis har resultaten i möjligaste mån försökts att omforma till nationell basis:

- I ORWARE, etapp 1 har tre kommunstudier gjorts. För att i föreliggande syntes få fram jämförelsesiffror för nationell nivå, har gjorts en sammanvägning av resultaten från de tre kommunerna. Genom att först räkna om miljöpåverkan från kommunen till miljöpåverkan per capita, och sedan vikta ihop enligt:
 - . Stockholm ges en faktor 0,16 (ca 8% av Sveriges befolkning bor i Stockholm och ytterligare lika många i t.ex. Göteborg och Malmö som har en avfallshantering som liknar Stockholms)
 - . Älvdalen ges en faktor 0,16 (ca 16 % av Sveriges befolkning bor i glesbygd)
 - . Uppsala ges en faktor 0,68

Genom denna viktning fås en beräknad medelmiljöpåverkan från det studerade systemet per capita för hela Sverige. Genom att multiplicera med hela Sveriges befolkning fås då det nationella bidraget.

- I ORWARE etapp 2, har en modellkommun använts och olika kommunspecifika parametrar har varierats för att simulera olika förutsättningar. Vi har här utgått från grundfallet och extrapolerat upp modellkommunen till nationsnivå efter invånarantalet.
- fms-studien har gjorts på nationell basis.

- NatWaste är redovisad på nationell basis.
- MIMES/Waste kommunstudier i Jönköping och Göteborg går inte enkelt att omräkna till nationell nivå. MIMES/Waste modellerar med hög upplösning de kommunala systemen, men kommunstudierna har olika upplägg som gör att de inte går att kombinera ihop. Däremot en dessa studier jämförs kvalitativt med övriga studier.

Eftersom studierna inte redovisat resultaten på samma sätt vad gäller det externa systemets inverkan, avfallstyper som studeras, etc. (se avsnitt 3.3) är det fortfarande svårt att jämföra studierna kvantitativt. Genom att jämföra differenser mellan olika avfallssystem eller avfallsstrategier får man bort åtminstone en del av avvikelserna. När man studerar differenserna är det flera av olikheterna som subtraheras från varandra och tar ut varandra:

- I ORWARE anges miljöpåverkan från hela avfallssystemet och kringssystemet. I de flesta scenarier är det studerade systemet uppbyggd av en kombination av behandlingsanläggningar. T.ex. i det scenario som i ORWARE 1999 kallas Rötning-bussdrift för fallet Uppsala är det nedbrytbara avfallet från hushållen samt viss branschspecifikt industriavfall som rötas, medan park- och trädgårdsavfall komposteras, och övrigt avfall förbränns. I det scenario som benämns Förbränning går det studerade branschspecifika industriavfallet till rötning, park- och trädgårdsavfallet går till kompostering medan övrigt avfall går till förbränning. Om man tar differensen av en viss emission mellan Rötningsscenarioet och Förbränningsscenarioet får man nettoeffekten av det nedbrytbara avfallet från hushållen.
- I fms-studien har man räknat på en fraktion i taget, vilket gör det lätt att se skillnaden mellan två behandlingsmetoder för ett visst avfallsmaterial.
- NatWaste och MIMES/Waste är uppbyggda på motsvarande sätt som ORWARE i detta avseende och modellerar i varje scenario en kombination av behandlingsanläggningar.

Beräkningsresultatet redovisas i det följande med två värdesiffror, vilket dock inte motsvarar den faktiska noggrannheten. Två värdesiffror har använts för att bl.a. göra det lättare att följa den vidare sifferbearbetningen. I de slutliga slutsatserna presenteras resultatet med en värdesiffra.

I ett erratum till fms-rapporten anges att NO_x-emissionerna från förbränning av avfall är fel med ca 30-40 %. Dessa resultat presenteras därför inte här. Detta fel kan också ge återverkningar på resultaten för "max försurning" och total sammanvägt resultat. Bedömningen är dock att felet inte påverkar de slutsatser som dras i fms-rapporten.

4.2 Resultat för fotooxidantbildning, övergödning, försurning, klimatpåverkan och energiförbrukning

I det följande redovisas differenser mellan olika avfallshanteringsstrategier (för s.k. kommunalt avfall). Beräkningarna grundar sig på att bibränsle är ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion. Eftersom det är ett relativt komplext resultat som redovisas har en uppdelning gjorts.

Det bör påpekas att siffrorna i princip inte är 100% jämförbara med varandra beroende på att olika avfallsmängder och olika återvinningsgrader används som bas. Med den ”normalisering” som gjorts är det dock ändå meningsfullt att göra jämförelser.

ORWARE och fms har gjort beräkningar på enskilda fraktioner. NatWaste har bara gjort beräkningar på återvinning av flera fraktioner tillsammans och inte dragit några slutsatser för de enskilda fraktionerna, utom för plast.

I tabellerna har lagts in en kolumn med ”Avfallssystemets totala utsläpp vid förbränning enligt ORWARE”. Dessa värden har lagts in för att ge en anvisning om vad som är stort och smått. Värdena har beräknats genom att vikta ihop resultaten från Stockholm, Uppsala och Älvdalen (på samma sätt som beskrivits ovan). De utsläpp som medtagits är utsläpp från avfallshanteringen: insamling, omlastning (i förekommande fall), transporter, förbränning, hantering och deponering av aska och rökgasreningsavfall, samt motsvarande för de avfallsfraktioner som inte förbränns. Utsläpp från det ”externa systemet” (alternativ fjärrvärmeproduktion, m.m.) är inte medräknade.

4.2.1 Skillnad mellan förbränning och deponering

Kvantitativa jämförelser

MIMES/Waste kommunstudier kommer till ett jämförbart resultat vad gäller utsläpp av växthusgaser.

Det bör påpekas att emissioner av växthusgaser från deponering i princip är framtida emissioner av metan, som kommer att uppkomma om avfallet läggs på deponi idag.

Tabell 8. Skillnader mellan förbränning och deponering av ”allt” hushållsavfall⁴

Miljöpåverkanskategori		Skillnad i miljöpåverkan mellan förbränning och deponering av ”allt” avfall ($E_{\text{förb}} - E_{\text{dep}}$)			Avfallssystemets totala utsläpp vid förbränning, enligt ORWARE 1999
		ORWARE 1999	ORWARE 2001	fms	
Fotooxidantbildning	NO _x ton/år	-130	-170		3150
	VOC ton eten-ekv./år	-1100	-1500	-1700	680
Övergödning	Max eutrofiering ton O ₂ /år	-110 000	-71 500		82 400
	Akvatisk eutrofiering ton O ₂ /år (exkl.NO _x)	-	-	-48 000	
Försurning	Max försurning ton SO ₂ -ekv./år	+320	-4500	-950	11 800
	Min försurning ton SO ₂ -ekv./år			-910	
Klimatpåverkan	GWP: ton CO ₂ -ekv./år	-1 400 000	-1 750 000	-1 700 000	2 105 000
Energiförbrukning	Förbrukning av energibärare TJ/år	-22 000	-28 500	-17 000	17 400
	Förbrukning av icke förnybara energibärare TJ/år	+4 600	+4 820	+3 400	15 900

Diskussion om skillnader mellan studierna

I de flesta fall är skillnaderna mellan ORWARE och fms små och kan förklaras av:

1. ORWARE och fms har räknat på olika avfallsmängder. Avfallet i ORWARE 1999 motsvarar ca 3,6 Mton , i ORWARE 2002 ca 3,2 Mton, och i fms ca 1,7 Mton/år (jfr tabell 1).
2. ORWARE har antagit att bara el produceras från deponigas, medan fms antagit att både el och värme produceras. I båda fallen överstiger den antagna deponigasutvinning dagens verkliga deponigasutvinning i landet.
3. Emissionerna från deponin har i ORWARE redovisats för den första 100-årsperioden (s.k. överblickbar tid eller surveyable time), medan fms i basscenariot har redovisat emissionerna under oändlig tid.
4. Skillnaderna mellan de två ORWARE-studierna är relativt stor vad gäller försurning. Orsaken därtill har inte analyserats. fms' resultat ligger mitt emellan.

⁴ I grundscenarierna i ORWARE 1999 ingår visst industriellt avfall från slakteri och läkemedelsindustri, som rötas i samtliga scenarier. När man tar skillnaderna mellan två scenarier bortfaller påverkan från dessa avfall, så att nettoeffekten blir hushållsavfallets inverkan.

5. Förbränning ger högre förbrukning av icke-förnybara energibärare, beroende på att i både ORWARE och fms utvinns deponigas som används för elgenerering, som ersätter kol.
6. Skillnaderna mellan ORWARE 1999 och ORWARE 2002 beror i flera fall på att den el som framställs ur deponigas i första studien antogs ersätta kolkondenskraft och i den andra studien naturgaskombi.

Slutsatser

Som slutsats kan dras att deponering generellt leder till ökad miljöpåverkan jämfört med förbränning, även om det finns vissa undantag. Förbränning i stället för deponering (av brännbart avfall) ger för de flesta material vinster i minskade emissioner av växthusgaser (egentligen minskade emissioner i framtiden). Ett undantag gäller dock för plaster (i 100-årsperspektivet) – vid förbränning av plast (svårnedbrytbara plaster) fås högre emissioner av växthusgaser än vid deponering eftersom plasten är svårnedbrytbar.

Genom att formulera om systemgränser och randvillkor (som fortfarande är realistiska) kan man få andra resultat. I avsnitt 6.2 diskuteras bl.a. deponin som kolsänka – där visas att deponering av papper ger en kolsänka (d.v.s. negativa utsläpp av CO₂).

4.2.2 Skillnad mellan rötning (biogas för bussdrift) och förbränning av lättnedbrytbart avfall

Kvantitativa jämförelser

NatWaste har studerat klimatpåverkan från rötning jämfört med förbränning. Rötning ger ca 25 000 ton CO₂-ekv/år lägre emissioner än förbränning. Detta är markant mindre än vad ORWARE och fms redovisat. Anledningen till denna skillnad har inte kunnat förklaras i denna studie. En tänkbar anledning skulle kunna vara att NatWaste räknat med större diffusa metanemissioner från hanteringen av metangasen.

MIMES/Waste kommunstudier kommer till ett jämförbart resultat vad gäller utsläpp av växthusgaser, det är dock svårt att jämföra kvantitativt.

Tabell 9. Skillnader mellan rötning (biogas för bussdrift) och förbränning av lättnedbrytbart kommunalt avfall⁵.

		Skillnad i miljöpåverkan mellan rötning (bussdrift) och förbränning av lättnedbrytbart avfall (E _{röt} -E _{förbr.})			Avfallssystemets totala utsläpp vid förbränning, enligt ORWARE (1999)
		ORWARE (1999)	ORWARE (2001)	fms	
Fotooxidantbildning	NO _x ton/år	-160	-180		3150
	VOC ton eten-ekv./år	+50	+220	+140	680
Övergödning	Max eutrofiering ton O ₂ /år	+13 000	-1700		82400
	Akvatisk eutrofiering ton O ₂ /år (exkl. NO _x)			-98 000	
Försurning	Max försurning ton SO ₂ -ekv./år	+600	-270	+670	11800
	Min försurning ton SO ₂ -ekv./år			-110	
Klimatpåverkan	GWP: ton CO ₂ -ekv./år	-240 000	-222 000	-159 000	2 105 000
Energiförbrukning	Förbrukning av energibärare TJ/år	+720	+1350	+1 200	17 400
	Förbrukning av icke förnybara energibärare TJ/år	-2400	-2400	-1 600	15 900

Diskussion om skillnader mellan studierna

ORWARE och fms skiljer sig åt vad gäller övergödning. Detta beror bl.a. på att man använt olika modeller för spridning och användning av rötresten:

- fms har antagit att 1 kg N resp P i rötrest/kompost ersätter 1 kg N resp P i handelsgödsel.
- ORWARE:s modell är utarbetad av SLU och JTI och grundar sig på de processer som sker i marken med rötresten/komposten resp. handelsgödsel under tre år efter utläggningstillfället. Den mängd N och P som tas upp av grödorna jämförs med den mängd handelsgödsel som behövs för att ge samma upptag i grödan. Det gör att mängden N och P i rötrest/kompost är något högre än den mängd som behöver tillföras i handelsgödsel. Modellen tar också hänsyn till skillnaden i utlakning mellan

⁵ I ORWAREs grundscenarier ingår visst industriellt avfall från slakteri och läkemedelsindustri, som rötas i samtliga scenarier. När man tar skillnaderna mellan två scenarier bortfaller påverkan från dessa avfall, så att nettoeffekten blir lättnedbrytbars hushållsavfallets inverkan.

rötrest/kompost och handelsgödsel. Utlakningen av N och P blir högre från rötrest/kompost än från handelsgödsel.

ORWARE 1999 och ORWARE 2002 ger olika utsläpp av försurande ämnen och av eutrofierande ämnen. Skillnaderna beror på att man ändrat modellen för spridning och användning av rötrest, det är framför allt den ammoniak som frigörs i samband med spridningen som berörs. I den första studien beräknades ammoniakemissionerna efter normalt använd spridningsteknik, medan man i den andra studien studerat bästa tillgängliga teknik (best available technology). Vid den nyare spridningstekniken myllar man ned rötresten omedelbart i samband med spridningen, medan man vid den äldre spridningstekniken bara sprider rötresten ovanpå åkermarken.

Slutsatser

Rötning med användning av biogasen som bussbränsle jämfört med förbränning ger i dessa studier följande resultat:

- Rötning ger något högre emissioner av VOC. Det bör observeras att drift av biobränslebuss ger lägre NO_x-utsläpp än drift av dieselbuss – NO_x-ökningen beror på utsläpp i samband med transport och spridning av rötrest.
- Vad gäller övergödning visar studierna olika resultat beroende på hur ersättning av handelsgödsel beräknats och hur spridning har skett. Generellt kan dock sägas att om man använder modern teknik för spridning av rötrest ger rötning lägre emissioner av övergödande ämnen än förbränning, medan om man använder konventionell spridningsteknik ger rötning högre emissioner av övergödande ämnen.
- Vad gäller försurning visar studierna olika resultat beroende på hur ersättning av handelsgödsel och spridning av rötrest beräknats. Generellt kan dock sägas att om man använder modern teknik för spridning av rötrest ger rötning lägre emissioner av försurande ämnen (ammoniak) än förbränning, medan om man använder konventionell spridningsteknik ger rötning högre emissioner.
- Rötning ger högre total energiförbrukning jämfört än förbränning, beroende på att förbränning ger en högre energiutvinning än rötning.
- Rötning ger mindre förbrukning av icke-förnybara energi än förbränning, beroende på att diesel ersätts.
- Rötning ger mindre utsläpp av växthusgaser än förbränning, till större delen beroende av att dieselolja ersätts av biogas.

4.2.3 Skillnad mellan rötning (biogas för el+värme) och förbränning av lättnedbrytbart avfall

Kvantitativa jämförelser

Tabell 10. Skillnader mellan rötning (biogas används till produktion av el och fjärrvärme) och av lättnedbrytbart kommunalt avfall⁶

		Skillnad i miljöpåverkan mellan rötning (el/värme) och förbränning av lättnedbrytbart avfall ($E_{röt} - E_{förbr.}$)			Avfallssystemets totala utsläpp vid förbränning, enligt ORWARE (1999)
		ORWARE (1999)	ORWARE (2002)	fms	
Fotooxidantbildning	NO _x ton/år	+490	+700		3150
	VOC ton eten-ekv./år	+50	+110	+120	680
Övergödning	Max eutrofiering ton O ₂ /år	+25 000	+16 000		82400
	Akvatisk eutrofiering ton O ₂ /år (exkl.NO _x)			-98 000	
Försurning	Max försurning ton SO ₂ -ekv./år	+2 100	+2600	+3	11800
	Min försurning ton SO ₂ -ekv./år			-26	
Klimatpåverkan	GWP: ton CO ₂ -ekv./år	-240 000	-89 000	-148 000	2 105 000
Energiförbrukning	Förbrukning av energibärare TJ/år	+1100	+220	+500	17 400
	Förbrukning av icke förnybara energibärare TJ/år	-2 500	-1700	-1400	15 900

NatWaste har studerat klimatpåverkan från rötning jämfört med förbränning. Rötning ger ca 140 000 ton CO₂-ekvivalenter/år lägre emissioner än förbränning då alternativ el framställs från kolkondens, eller 4000 ton/år lägre då alternativ el framställs ur naturgaskombi.

Diskussion om skillnader mellan studierna

Beträffande skillnaderna i övergödning mellan ORWARE och fms gäller samma som i föregående avsnitt 4.2.2.

⁶I ORWAREs grundscenarier ingår visst industriellt avfall från slakteri och läkemedelsindustri, som rötas i samtliga scenarier. När man tar skillnaderna mellan två scenarier bortfaller påverkan från dessa avfall, så att nettoeffekten blir det lättnedbrytbara hushållsavfallets inverkan.

Slutsatser

Rötning med produktion av el och fjärrvärme från biogasen leder jämfört med förbränning i dessa studier till:

- Rötning ger större försurande utsläpp än förbränning.
- Rötning ger större VOC-emissioner än förbränning.
- Rötning ger troligen mer övergödande utsläpp än förbränning. fms resultat pekar på minskad övergödning, men det beror eventuellt på att man inte har tagit hänsyn till frigörelse av ammoniak i samband spridningen.
- Rötning ger högre förbrukning av energiråvaror totalt än förbränning, beroende på att energiutvinningen är effektivare vid förbränning.
- Rötning ger mindre förbrukning av icke-förnybara energibärare än förbränning. Detta beror på att den el som framställs ersätter el som skulle ha framställts från kolkondens eller naturgaskombi.
- Rötning ger mindre utsläpp av klimatgaser än förbränning.

Om man jämför de två rötningsoptionerna framgår att det rötning med bussdrift ur de flesta studerade aspekter är fördelaktigare än rötning med framställning av el och värme. Jämför man de två sätten att utnyttja biogasen ser man att framför allt utsläpp av övergödande ämnen och av försurande ämnen kan skilja. Detta beror framför allt på skillnader i kringssystemet: biogasen gör större nytta när den ersätter diesel för bussdrift, än när den ersätter kol eller naturgas för elproduktion.

4.2.4 Skillnad mellan kompostering och förbränning av lättnedbrytbart avfall

Kvantitativa jämförelser

NatWaste har studerat klimatpåverkan från kompostering jämfört med förbränning. Kompostering ger ca 190 000 ton CO₂-ekv/år mer emissioner än förbränning, tvärtom vad ORWARE och fms redovisat.

Tabell 11. Skillnader mellan kompostering och förbränning av lättnedbrytbart kommunalt avfall⁷

		Skillnad i miljöpåverkan mellan kompostering och förbränning av lättnedbrytbart avfall ($E_{komp.} - E_{förbr.}$)			Avfallssystemets totala utsläpp vid förbränning, enligt ORWARE (1999)
		ORWARE (1999)	ORWARE (2002)	fms	
Fotooxidantbildning	NO _x ton/år	-30	+110		3150
	VOC ton eten-ekv./år	+15	+20	+140	680
Övergödning	Max eutrofiering ton O ₂ /år	+49 000	+32 000		82400
	Akvatisk eutrofiering ton O ₂ /år (exkl. NO _x)			-92 000	
Försurning	Max försurning ton SO ₂ -ekv./år	+3200	+3400	+630	11800
	Min försurning ton SO ₂ -ekv./år			+160	
Klimatpåverkan	GWP: ton CO ₂ -ekv./år	-17 000	+8900	-4 300	2 105 000
Energiförbrukning	Förbrukning av energibärande TJ/år	+2600	+3200	+3100	17 400
	Förbrukning av icke förnybara energibärande TJ/år	-410	-220	+290	15 900

Diskussion om skillnaderna mellan studierna

Beträffande skillnaderna mellan ORWARE och fms i resultatet av övergödning hänvisas till kommentar i avsnitt 4.2.2.

Slutsatser

Om man för lättnedbrytbart avfall jämför kompostering med förbränning ser man enligt dessa studier följande:

- Resultatet för NO_x är inte entydigt. Enligt ORWARE 1999 ger kompostering lägre NO_x-emissioner än förbränning, medan ORWARE 2002 visar det motsatta.
- Kompostering ger något högre VOC-emissioner än förbränning.
- Kompostering ger högre emissioner av övergödande ämnen enligt ORWARE-studierna men lägre emissioner enligt fms, bland annat beroende på att man har olika modeller för spridning av kompost och olika modeller för hur komposten ersätter handelsgödsel (se 4.2.2 i det föregående). ORWARE har en mer utvecklad spridningsmodell.

⁷ I ORWAREs grundscenarier ingår visst industriellt avfall från slakteri och läkemedelsindustri, som rötas i samtliga scenarier. När man tar skillnaderna mellan två scenarier bortfaller påverkan från dessa avfall, så att nettoeffekten blir det lättnedbrytbara hushållsavfallets inverkan.

- Kompostering ger större utsläpp av försurande ämnen än förbränning. ORWARE visar upp större emissioner av försurande ämnen än fms från kompostering beroende på att man har olika modeller för spridning av kompost och olika modeller för hur komposten ersätter handelsgödsel (se 4.2.2 i det föregående).
- Kompostering ger högre förbrukningen av energiråvaror än förbränning, i huvudsak beroende på att man inte utvinner energi vid kompostering (se även diskussion om nyttan av att tillföra organiska mullämnen till jord i avsnitt....).
- Kompostering ger något mindre förbrukningen av icke-förnybara energibärare än förbränning enligt ORWARE-studierna, men något högre enligt fms..
- Resultatet vad gäller utsläpp av klimatgaser är inte entydig. Enligt ORWARE 1999 och fms ger kompostering något lägre utsläpp av klimatgaser än förbränning, och enligt ORWARE 2002 något högre. Skillnaderna mellan de två ORWARE-studierna torde mest bero på att man räknat med olika metoder för elframställning.

4.2.5 Skillnader mellan materialåtervinning och förbränning av kartongförpackningar

Kvantitativa jämförelser

Tabell 12. Skillnader mellan materialåtervinning och förbränning av kartongförpackningar

		Skillnad i miljöpåverkan mellan materialåtervinning och förbränning av kartong ($E_{å.v.} - E_{förbr.}$)			Avfallssystemets totala utsläpp vid förbränning, enligt ORWARE (1999)
		ORWARE 1999	ORWARE 2002	fms	
Fotooxidantbildning	NO _x ton/år	+110	-44		3150
	VOC ton eten-ekv./år	+100	-9	-24	680
Övergödning	Max eutrofiering ton O ₂ /år	+4200	-4600		82400
	Akvatisk eutrofiering ton O ₂ /år (exkl. NO _x)			-12 000	
Försurning	Max försurning ton SO ₂ -ekv./år	-220	-310	-370	11800
	Min försurning ton SO ₂ -ekv./år			-260	
Klimatpåverkan	GWP: ton CO ₂ -ekv./år	+43 000	~0	-64 000	2 105 000
Energiförbrukning	Förbrukning av energibärare TJ/år	-200	-220	-300	17 400
	Förbrukning av icke förnybara energibärare TJ/år	+83	+27	-390	15 900

Diskussion om skillnader mellan studierna

Några avgörande skillnader mellan ORWARE och fms är:

1. ORWARE har med full återvinning räknat med 70 % av kartongförpackningarna i Sverige, medan fms har räknat på 100 % (som samlas in; sedan sker i båda fallen en utsortering av felsorterat, m.m.)
2. ORWARE har räknat på nya förbränningsanläggningar i Stockholm och Uppsala, medan fms:s förbränningsmodell baseras på en äldre Uppsalamodell med framför allt lägre energiverkningsgrad.
3. Skillnader i energiverkningsgrad för fjärrvärmeproduktion från biobränsle kan påverka.

De skillnader som märks mellan ORWARE och fms beror troligen på dessa skillnader. Skillnaderna är i de flesta fall relativt små i förhållande till avfallssystemets totala emissioner.

Slutsatser

De slutsatser som är entydiga i dessa studier vad gäller återvinning eller förbränning av kartong är:

- Återvinning ger lägre utsläpp av försurande ämnen än förbränning.
- Återvinning ger en lägre total energiförbrukning än förbränning.
- Enligt ORWARE-studierna ger återvinning högre förbrukning av icke-förnybara energibärare än förbränning, men lägre enligt fms.
- Resultaten vad gäller utsläpp av växthusgaser är inte entydiga. Enligt ORWARE 1999 ger återvinning högre utsläpp av växthusgaser än förbränning, medan ORWARE 2002 visar att utsläppen är ungefär desamma. Skillnaden beror på att uppdaterade data om energianvändningen har använts i ORWARE 2002 (enligt ORWARE 1999 användes energianvändningen vid kartongåtervinning från ett år som bas, medan vid ORWARE 2002 användes medelvärdet för energianvändningen under fem år som bas). fms visar att utsläppen av växthusgaser är mindre vid återvinning än vid förbränning. Skillnaderna beror på olika antaganden om energianvändning vid kartongåtervinning.
- Enligt fms blir emissionerna av toxiska ämnen lägre vid återvinning. Resultaten i ORWARE 2002 visar detsamma.

4.2.6 Skillnader mellan materialåtervinning och förbränning av plastförpackningar (PE)

Kvantitativa jämförelser

Tabell 13. Skillnader mellan materialåtervinning och förbränning av plastförpackningar (återvinningen avser PE)

		Skillnad i miljöpåverkan mellan materialåtervinning och förbränning av plastförpackningar (E _{å.v.} -E _{förbr.})			Avfallssystemets totala utsläpp vid förbränning, enligt ORWARE 1999
		ORWARE 1999	ORWARE 2002	fms	
Fotooxidantbildning	NO _x ton/år	-80	-98		3150
	VOC ton eten-ekv./år	-210	-110	-510	680
Övergödning	Max eutrofiering ton O ₂ /år	-2 900	-2000		82400
	Akvatisk eutrofiering ton O ₂ /år (exkl. NO _x)			+2900	
Förurning	Max förurning ton SO ₂ -ekv./år	-320	-710	-480	11800
	Min förurning ton SO ₂ -ekv./år			-160	
Klimatpåverkan	GWP: ton CO ₂ -ekv./år	-140 000	-178 000	-290 000	2 105 000
Förbrukning av energiråvaror	Förbrukning av energibärare TJ/år	-2000	-1700	-1700	17 400
	Förbrukning av icke förnybara energibärare TJ/år	-3600	-3100	-4800	15 900

NatWaste har visat att plaståtervinning ger minskad växthuspåverkan jämfört med förbränning.

Diskussion om skillnader mellan studierna

Några avgörande skillnader mellan ORWARE och fms är:

1. ORWARE har med full återvinning räknat med 70-80 % av plastförpackningarna i Sverige, medan fms har räknat på 100 % (som samlas in; sedan sker i båda fallen en utsortering av felsorterat, m.m.)
2. ORWARE har räknat på nya förbränningsanläggningar i Stockholm och Uppsala, medan fms:s förbränningsmodell baseras på en äldre Uppsala-modell med framför allt lägre energiverkningsgrad.

Både ORWARE och fms visar återvinning av plastförpackningar är fördelaktigt jämfört med förbränning. ORWARE visar på positiva effekter i alla kategorier, medan fms får högre eutrofiering för återvinning än för förbränning.

ORWARE:s och fms:s modellering bygger på antagandet att 1 kg återvunnen PE-plast ersätter 1 kg jungfrulig PE-plast. Som en del i ORWARE 2002 utfördes en delstudie där dagens hantering av insamlade plastförpackningar kartlades och miljöpåverkan från den verkliga plaståtervinningen (där återvunnen plast används till både LDPE-säckar, HDPE-plast och ”impregnerat trä”) jämfördes med den tidigare antagna återvinningen. Resultatet visade att det är små skillnader mellan den ideala plaståtervinningen och den verkliga plaståtervinningen. fms studerar i ett scenario effekten av återvunnen plast ersätter impregnerat trävirke (1 m³ återvunnen plast i form av plank ersätter 1 m³ impregnerat trävirke i form av plank). I detta fall blir resultatet mer mångtydigt. Återvinning leder då till ökad energianvändning och ökade emissioner av växthusgaser, men minskade emissioner av impregneringsmedel och toxiska ämnen.

Plaståtervinningen är för såväl fms och ORWARE som NatWaste baserad på de processer som sker idag med den plast som återvinns idag. Ser man på plaståtervinningen idag är det främst plastavfall från industri och verksamheter som går till materialåtervinning. Det är en relativt liten del av hushållsplasten som går till materialåtervinning. Den plaståtervinning som modellerats ovan bygger på att väsentligt större mängder plastförpackningar från hushållen går till materialåtervinning. Dessa förpackningar är förknippade med flera problem: etiketter, matrester, etc. För att klara av en ökad plaståtervinning kanske fler rengöringsprocesser måste installeras, eller så finns risk att den återvunna plasten vid högre återvinningsgrad får sämre kvalitet.

Slutsatser

De slutsatser som kan dras från dessa studier är:

- Återvinning ger lägre emissioner av NO_x och VOC än förbränning.
- Återvinning ger lägre utsläpp av övergödande ämnen än förbränning enligt ORWARE-studierna, men högre enligt fms.
- Återvinning ger lägre emissioner av försurande ämnen.
- Återvinning ger lägre total förbrukning av energi och lägre förbrukning av icke-förnybar energi.
- Återvinning ger lägre utsläpp av växthusgaser.

4.2.7 Skillnad mellan återvinning och förbränning av ”allt” avfall (fms och NatWaste)

Kvantitativa jämförelser

fms och NatWaste har studerat skillnader mellan då alla eller flera återvinningsbara fraktioner går till materialåtervinning eller till förbränning. Det måste observeras att

studierna inte behandlar samma avfallsmängder eller samma avfallstyper, se tabell 1. Resultatet är enligt Tabell 14.

Tabell 14. Skillnader mellan återvinning och förbränning (NatWaste avser ökning av återvinning med ca 50% från dagens nivå)

		Skillnad i miljöpåverkan mellan återvinning och förbränning av "allt" avfall ($E_{\text{å.v.}} - E_{\text{förbr.}}$)	
		fms	NatWaste
Fraktioner som återvinns		Nedbrytbart avfall (rötas)	Nedbrytbart avfall (rötas)
		Tidningar	Tidningar
		Wellpapp	Kartong
		Kartong	Stål
		PE	Glas
		PVC	Plast (PE)
		PS	Trä
		PP	
		PET	
Fotooxidantbildning	VOC ton eten-ekv./år	-360	-
Övergödning	Akvatisk eutrofiering ton O ₂ /år (exkl. NO _x)	-110 000	-
Försurning	Max försurning ton SO ₂ -ekv./år	-3300	-
	Min försurning ton SO ₂ -ekv./år	-1800	-
Klimatpåverkan	GWP: ton CO ₂ -ekv./år	-1 200 000	-650 000
Förbrukning av energiresurser	Förbrukning av energibärare TJ/år	-16 000	-
	Förbrukning av icke förnybara energibärare TJ/år	-15 000	-

Diskussion om skillnader mellan studierna

fms och NatWaste är inte direkt jämförbara, eftersom de behandlar olika fraktioner och olika mängder avfall. Resultatet pekar på att återvinning i helhet är gynnsamt.

Slutsats

Skillnaderna mellan full återvinning och ingen återvinning pekar på en besparing av klimatpåverkan.

4.3 Humantoxiska och ekotoxiska effekter

4.3.1 Tungmetaller

Tungmetallflöden för kommunalt avfall har studerats i ORWARE, etapp 2 (Sundqvist et al 2001, Wikholm 2001). Endast tungmetallflöden i Uppsala har studerats mer ingående. Uppräkning till nationell nivå har gjorts genom extrapolation efter invånarantal. Här redovisas tungmetallflöden till åkermark (i rötrest/kompost och handelsgödsel), samt tungmetallemissioner till luft och vatten aggregerade. Tungmetallflödena är enligt tabell 15.

Tabell 15. Skillnader i tungmetallflöden mellan olika behandlingsmetoder relativt förbränning för kommunalt avfall i Sverige (Wikholm 2001).

	Skillnad i tungmetallemissioner mellan olika behandlingsmetoder och förbränning, kg/år					
	Deponering – Förbränning ($E_{dep}-E_{förbr.}$)	Rötning (buss) – Förbränning ($E_{röt,b.}-E_{förbr.}$)	Rötning (el/värme) – Förbränning ($E_{röt,el/v.}-E_{förbr.}$)	Kompostering – Förbränning ($E_{komp.}-E_{förbr.}$)	Plaståtervinning – Förbränning ($E_{å.v.}-E_{förbr.}$)	Kartongåter- vinning – Förbränning ($E_{å.v.}-E_{förbr.}$)
Till åker						
Pb	0	+1730	+1730	+1730	0	0
Cd	0	+20	+20	+20	0	0
Hg	0	+4	+4	+4	0	0
Cu	0	+6000	+6000	+6000	0	0
Cr	0	+470	+470	+470	0	0
Ni	0	+1050	+1050	+1050	0	0
Zn	0	+13100	+13100	+13100	0	0
Till luft och vatten						
Pb	0	-70	-23	-23	0	0
Cd	-1	-8	0	0	-1	-5
Hg	-4	0	-1	0	-2	0
Cu	-3900	-350	-350	-350	0	0
Cr	0	-50	0	0	-80	0
Ni	+230	-140	0	23	0	0
Zn	0	0	0	0	0	0

De slutsatser som kan dras är:

1. Tungmetallemissionerna från det studerade avfallssystemet är små jämfört med de totala emissionerna av tungmetaller i Sverige (framgår inte av tabellen, men i Wikholm, 2001). Tungmetaller i avfall förekommer i andra avfallsslag än de som studerats i systemanalyserna.

2. Det är förhållandevis små skillnader mellan förbränning och deponering (där emissioner från deponier studeras i ett 100-årsperspektiv⁸), men deponering ger något mindre emissioner (kommentar: även i förbränningsfallet hamnar huvuddelen av metallerna i en deponi, men med andra utlakningsförhållanden).
3. Biologisk behandling (rötning och kompostering) ger något mindre emissioner av tungmetaller till luft och vatten, men väsentligt större emissioner till åkermark. Totalt sett blir emissionerna större i fallet med biologisk behandling i ett kort tidsperspektiv (100 år), eftersom deponerade metaller endast lakas ut i långsam takt. I ett oändligt tidsperspektiv blir utsläppen lika, eftersom alla tungmetaller i avfallet då i samtliga fall kommer att komma ut i omgivningen.
4. Materialåtervinning av både kartong och plast ger något mindre emissioner än vid förbränning. De metaller som finns kartong- respektive plastavfallet följer i stället med de återvunna materialen. Dessutom leder återvinningen till att mindre tungmetaller förs in i systemet via de jungfruliga råvarorna.
5. Utsläppen av metaller är små jämfört med totalflödena i ett kort tidsperspektiv. De största mängderna finns kvar i deponerat avfall, aska och slagg och kan lakas ut under ett längre tidsperspektiv.

4.3.2 Toxiska effekter

Toxiska effekter har beräknats i fms-studien och i ORWARE 2002.

För toxiska ämnen förekommer betydligt större dataluckor än för övriga emissioner. Dessutom är toxiska ämnen svårare att aggregera och utvärdera än tidigare presenterade miljöpåverkanskategorier. Resultaten bedöms vara osäkra.

Toxiska effekter enligt fms

fms har använt två olika metoder kallade USES-LCA (baserad på en multimedia "ödesmodell"⁹ som beräknar koncentrationer av toxiska kemikalier efter utsläpp) och EDIP (som är en enklare "ödesmodell"). Båda metoderna beräknar humantoxicitet och ekotoxicitet. I USES-LCA beräknas både ett minimi-värde och ett maximi-värde. fms har uttryckt toxiciteten i SEK, d.v.s. ett monetärt värde på den toxiska effekten. I bas-scenariot har gjorts antagandet att aska från biobränsleeldning vid fjärrvärmeproduktion sprids i skogen. Eftersom det visar sig att detta antagande väsentligt påverkar resultatet har också gjorts beräkning under antagandet att biobränsleaskan i stället deponeras.

⁸ Detta innebär att endast de emissioner av tungmetaller som sker under de första 100 åren har beräknats.

⁹ Ödesmodell (*fate model*) baseras på att man följer olika föroreningars öde i naturen

I tabell 16 visas skillnader i toxicitet mellan olika avfallsbehandlingssystem.

Tabell 16. Skillnad i toxicitet mellan olika behandlingssystem enligt fms. I Basscenariot har man räknat med att aska från biobränsleförbränning återförs till skogsmark. I Scenario ”Exklusive metaller i bioaska” har man inte räknat med toxiciteten från metallen i askan.

		Skillnad i toxicitet mellan olika behandlingsmetoder och förbränning <i>MSEK/år</i>					
		Deponering – förbränning $(T_{dep.-T_{förbr.}}$)	Rötning (buss) – förbränning $(T_{röt.b.-T_{förbr.}}$)	Rötning (el/värme) – förbränning $(T_{röt.el/v.-T_{förbr.}}$)	Kompostering – Förbränning $(T_{komp.-T_{förbr.}}$)	Plaståtervinning – Förbränning $(T_{å.v.-T_{förbr.}}$)	Kartongåter- vinning – Förbränning $(T_{å.v.-T_{förbr.}}$)
<u>Basscenario</u>							
Ekotoxicitet							
EDIP	+22	+5,7	+4,8	+3,2	-1,6	1,4	
USES-min	+160	+200	+150	+190	+39	15	
USES-max	0	-700	-300	-400	-2300	-3600	
Humantoxicitet							
EDIP	+220	+67	+22	+74	-270	-5,0	
USES-min	+4,6	+1,3	+1,7	+2,1	-12	0,84	
USES-max	+1000	+300	+370	+470	-2800	-188	
<u>Scenario ”Exklusive metaller i bioaska”</u>							
Ekotoxicitet							
EDIP	+1,2	+2,7	+2,7	+0,15	-0,52	-0,48	
USES-min	-110	+170	+130	+160	-0,9	-37	
USES-max	-2000	-700	-900	-600	-2500	-2400	
Humantoxicitet							
EDIP	-33	+32	-2,8	+39	-310	-5,6	
USES-min	+4,4	+1,3	+1,6	+2	-12	-1,6	
USES-max	+1000	+300	+370	+470	-2800	-190	

Enligt fms är det metallemissioner som mest påverkar toxiciteten, endast i några enstaka fall är VOC av betydelse. Även andra emissioner kan ha viss betydelse, t.ex. dioxiner och andra miljögifter från deponibränder.

Som synes ger olika toxicitetsmetoder mycket olika resultat vad gäller både storleksordningen och rangordningen mellan olika alternativ.

Det bör observeras att i basscenariot ger förbränning lägre emissioner än deponering och ofta lägre än kompostering och rötning. En stor del av detta torde bero på indirekta effekter från det externa systemet: ersättningsbränslet för fjärrvärme är biomassa, och man har antagit att bibränsleaskan återförs till skogsmark. Denna aska innehåller kadmium och zink som gör att askåterföringen ger upphov till toxiska utsläpp.

I scenariot ”Exklusive metaller i bioaska” har man räknat bort dessa toxiska effekter från bioaska under antagandet att askan återförs till samma mark som där uttaget skett så att nettoemissionerna blir noll. Resultatet blir då mer skiftande och de olika toxicitetsmodellerna ger olika resultat. EDIP och USES-min visar i de flesta fall fördelar för förbränning, men visar också vissa fördelar med deponering.

Toxicitet enligt ORWARE 2002

Resultaten har bedömts vara osäkra på grund av dataluckor och svårigheter att aggregera olika emissioner. Bara en metod använts för aggregeringen. Därför presenteras i det följande inga resultatdiagram, utan enbart en kvalitativ diskussion kring vad som verkar ha liten och stor betydelse, med utgångspunkt i den valda metoden.

USES-LCA

Karaktäriseringsmetoden USES-LCA har använts för att aggregera toxiska ämnen. För emissioner från deponin har enbart från enbart överskådlig tid¹⁰ räknats med.

De processer i det studerade systemet som ger störst utslag på ekotoxicitet då USES-LCA används är framför allt processer i avfallssystemet. Metaller i rötrest och kompost som återförs till jordbruksmark, deponering av avfall och förbränningsaska (främst metalläckage) samt kartongåtervinning (AOX) ger störst utslag. För ekotoxicitet fås då följande resultat:

- kartongåtervinning och biologisk behandling ger högre toxiska utsläpp än förbränning.
- plaståtervinning och deponering ger ett lägre bidrag till toxiska emissioner än förbränning.

Det finns stora osäkerheter och dataluckor bakom dessa resultat, t.ex. ger AOX från kartongåtervinning ett stort utslag och i de data för nyproduktion av kartong som används finns inga AOX-emissioner angivna. Deponering av avfall ger lägre metalläckage än deponering av förbränningsaskor, under överblickbar tid. Studeras istället oändlig tid fås ett annat resultat.

¹⁰ Överskådlig tid är för en kommunal deponi fram till slutet av metanfasen, vilket motsvarar en tidshorisont på ca 100 år.

För humantoxicitet ger nyproduktion av plast, användande av drivmedel samt deponering och biogasanvändning störst påverkan, främst på grund av utsläpp av kolväten. För humantoxicitet fås då följande resultat:

- förbränning ger lägre humantoxiska emissioner än rötning, deponering och kartongåtervinning
- förbränning ger högre humantoxiska effekter än plaståtervinning.

Jämförelse mellan fms och ORWARE

Samma huvudsakliga ämnen, tungmetaller och VOC, ger störst påverkan enligt både fms och ORWARE 2002. Rangordningen mellan olika alternativ blir dock lite olika beroende på olika systemgränser och olika antaganden.

5 Syntes av resultat - ekonomi

5.1 Miljöekonomi

I ORWARE har emissioner viktats ihop enligt dels en egen miljöekonomisk modell, dels enligt två andra miljöekonomiska modeller (ECOTAX 99 och EPS 2000). Dock har inte dessa miljökostnader använts som enskild utvärderingsparameter, utan ihop med företagsekonomiska LCC-kostnader.

fms har viktat ihop den totala miljöbelastning enligt ECOTAX-metoden.

5.1.1 Använda data

De viktningar som använts i ORWARE framgår av tabell 17 och de viktningar som använts i fms visas i Tabell 18.

Tabell 17. Ekonomiska viktningar för resursförbrukning och emissioner använda i ORWARE-studierna

	ORWARE*			EPS 2000**			EcoTax '99**		
Resursförbrukning	<i>kr/kg</i>			<i>kr/kg</i>			<i>kr/kg</i>		
Biomassa	0			0					
Råolja	0			0			11,70		
Kol	0			0			0,16		
Naturgas	0			0			8,83		
Emissioner	luft	vatten	mark	luft	vatten	mark	luft	vatten	mark
	<i>kr/kg</i>	<i>kr/kg</i>	<i>kr/kg</i>	<i>kr/kg</i>	<i>kr/kg</i>	<i>kr/kg</i>	<i>kr/kg</i>	<i>kr/kg</i>	<i>kr/kg</i>
BOD	0	0	0	0	0,018	0	0	20	0
Fossilt CO ₂	0,4	0	0	0,92	0	0	0,40	0	0
CH ₄	8,4	0	0	23	0	0	3,40	0	0
VOC	1,49	0	0	18	0	0	121	0	0
PAH	0	0	0	546 550	0	0	0	0	0
CO	0,11	0	0	2,8	0	0	0,6	0	0
Fenoler	0	0	0	0	0	0	0	106	0
PCB	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0
NH ₃ /NH ₄ -N	0	47	0	0	-3,6	0	46,8	54,5	0
N-NO _x	54	0	0	18	0	0	34,5	0	0
N-NO ₃	0	0	0	0	0	0	0	15,8	0
N-N ₂ O	124	0	0	326	0	0	88 000	0	0
S-SO _x	34	0	0	27,8	0	0	53,3	0	0
Fosfor, P	439	439	0	0	0,50	0	0	0	0
Cl	68	0	0	0	0	0	0	0	0
Bly, Pb	310 000	310 000	310 000	24 735	0	0	7 800 000	96 400	3 700
Kadmium, Cd	1 123 000	1 123 000	1 123 000	87	0	46	3 730 000	617 000	30 000
Kvicksilver, Hg	232 000	232 000	232 000	522	0	1 649	190 000 000	12 100	74 000
Koppar, Cu	0	0	0	0	0	0	3 910 000	20	1 300
Krom, Cr	0	0	0	170	0	0	599 000	570	0
Nickel, Ni	0	0	0	0	0	0	551 000	3 380	3 400
Zink, Zn	0	0	0	0	0	0	120 000	6,7	3 100
Partiklar	0	0	0	306	0	0	31,5	0	0
COD	0	3	0	0	0,010	0	0	3,8	0

* Använt i ORWARE 1999 och ORWARE 2002

** Använt i ORWARE 2002-07-03

Tabell 18. Ekonomiska viktningar använda i fms-studien

Emission	Fms viktning, kr/ton
Förbrukning av energi-råvaror	0 – 0,14 kr/MJ
CO ₂ (fossilt)	0,37 kr/kg
CH ₄	7,8 kr/kg
VOC	10 – 100 kr/kg (bensenekvivalent)
Ozonnedbrytande substanser	600 kr/kg
CO	
NH ₃ /NH ₄	12 –130 kr/kg N
NO _x	40 kr/kg
N ₂ O	
SO ₂	30 kr/kg S
P	-
Cl	(omräknas till S)
Pb	180 – 350 kr/kg**
Cd	30 000 kr/kg**
Hg	
Cu	20 kr/kg
Bekämpningsmedel	20 kr/kg

Anmärkningar:

* Bokförs som företagsekonomisk kostnad

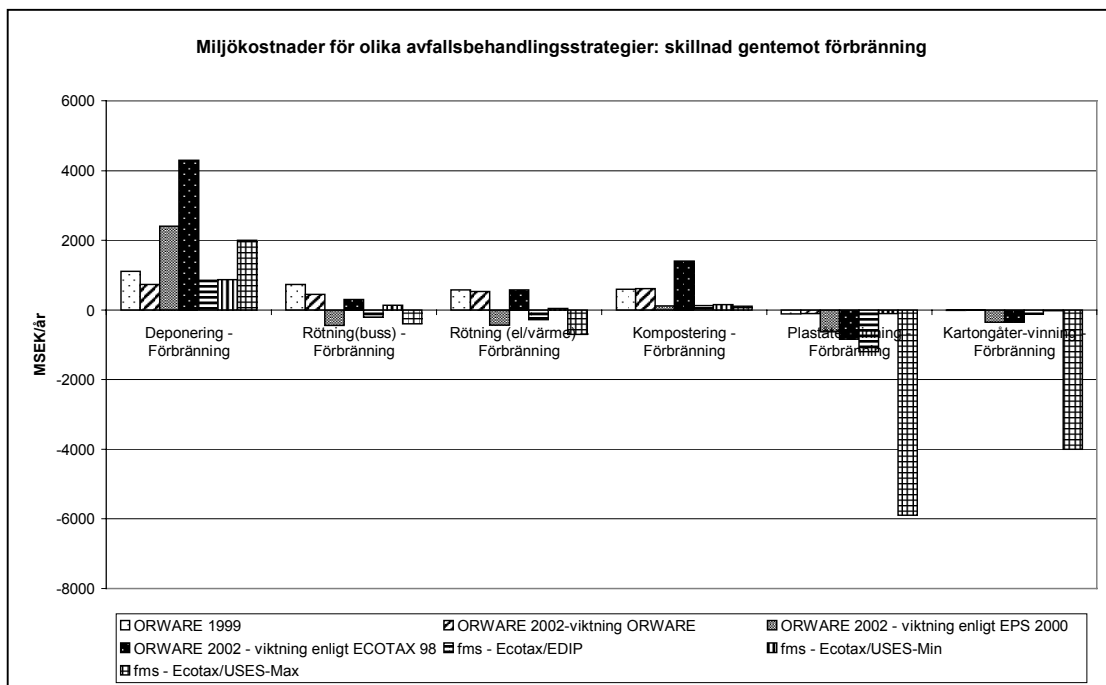
** Till luft, vatten och mark (jordbruksmark)

5.1.2 Resultat av miljöekonomisk utvärdering

I Tabell 19 och Figur 3 visas de resultat som erhållits i ORWARE-studierna och fms-studien vad gäller miljöekonomi.

Tabell 19. Miljökostnader enligt ORWARE och fms

	Miljökostnader: skillnader mellan olika behandlingssystem MSEK/år					
	Deponering - Förbränning	Rötning(buss) - Förbränning	Rötning (el/värme) – Förbränning	Kompostering - Förbränning	Plaståtervinning - Förbränning	Kartongåter- vinning - Förbränning
ORWARE 1999	1100	730	570	590	-120	-15
ORWARE 2002						
viktning ORWARE	730	450	530	610	-110	9
viktning enligt EPS 2000	2400	-450	-440	110	-630	-360
viktning enligt ECOTAX 98	4300	300	570	1400	-840	-360
fms						
Ecotax/EDIP	850	-210	-280	120	-1200	-120
Ecotax/USES-Min	860	130	34	150	-110	-27
Ecotax/USES-Max	2000	-400	-700	100	-5900	-4000



Figur 3. Miljökostnader för olika avfallsstrategier enligt ORWARE och fms (skillnader gentemot förbränning)

Olika viktningmetoder ger ofta likartade resultat. De genomgående resultaten visar:

- Deponering ger högre miljökostnader än förbränning.
- Återvinning av PE-plast ger lägre miljökostnader än förbränning.
- Återvinning av kartong ger lägre miljökostnader än förbränning (utom i ORWARE 2002 med "ORWARE-viktning").
- Kompostering ger högre miljökostnader än förbränning.
- Rötning är svårt att dra slutsatser om eftersom olika metoder ger vitt skilda resultat.

När det gäller skillnaderna mellan fms och ORWARE vad gäller rötning och kompostering beror en stor del av skillnaderna på att man beräknat rötrestens/kompostens nytta och miljöpåverkan på olika sätt (se avsnitt 4.2.2 – 4.2.4 i det föregående).

5.2 Företagsekonomi - livscykelkostnad

Företagsekonomisk livscykelkostnad har studerats i ORWARE-studierna och NatWaste.

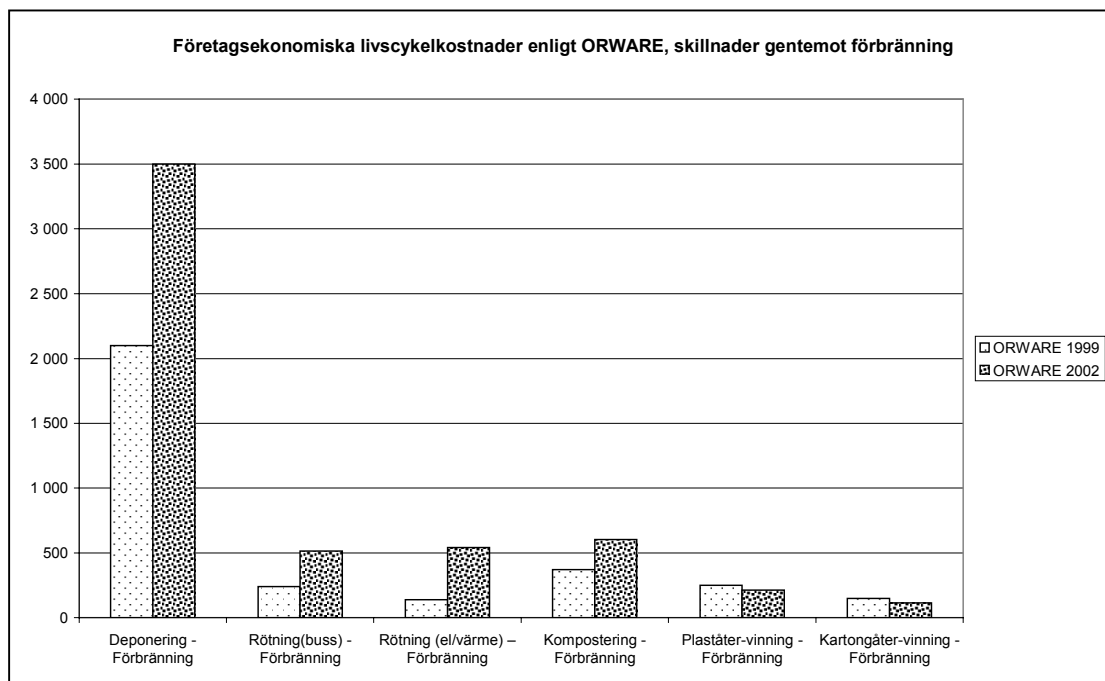
5.2.1 ORWARE-studierna

I ORWARE 1999 beräknades en företagsekonomisk livscykelkostnad för samma system som miljöeffekterna för de tre kommunerna. I ORWARE 2002 beräknades samma för en modellkommun. I nedanstående tabell har gjorts en uppräknings till nationell nivå, genom uppräknings på samma sätt som gjordes för miljöeffekterna, se avsnitt 4.1. Resultaten blev enligt Tabell 20 och Figur 4.

Tabell 20. Företagsekonomiska livscykelkostnader enligt ORWARE

Företagsekonomiska livscykelkostnader: skillnader mellan olika behandlingssystem MSEK/år						
	Deponering - Förbränning	Rötning(buss) - Förbränning	Rötning (el/värme) – Förbränning	Kompostering - Förbränning	Plaståtervinning - Förbränning	Kartongåter- vinning - Förbränning
ORWARE 1999	+2 100	+240	+140	+370	+250	+150
ORWARE 2002	+3500	+515	+542	+604	+213	+115

Som synes visar både studierna att förbränning ger den lägsta företagsekonomiska kostnaden.



Figur 4. Företagsekonomiska livscykelkostnader enligt ORWARE för olika avfallsbehandlingsstrategier. Kostnaderna anges relativt förbränning.

Som synes av Tabellen och diagrammet ger förbränning den lägsta kostnaden. Biologisk behandling och materialåtervinning av kartong och plast är således dyrare än förbränning.

5.2.2 NatWaste

I NatWaste beräknas de företagsekonomiska livscykelkostnaderna för fyra huvudscenarier som vardera delats upp i fyra underscenarioer.

Huvudscenarier:

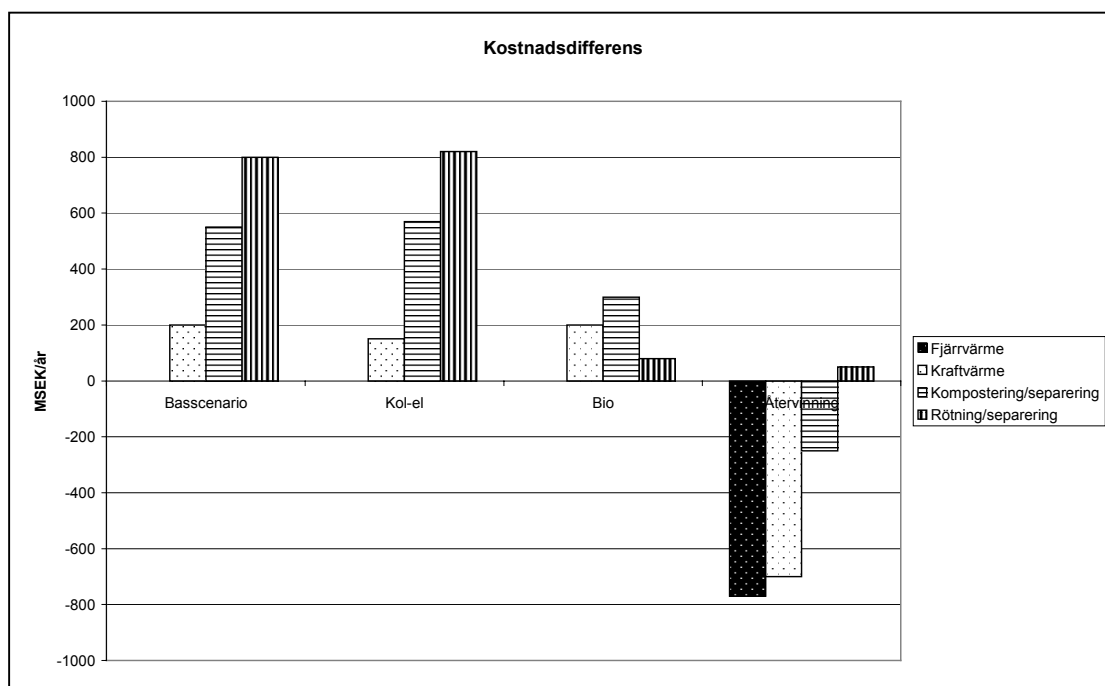
- **Basscenario** ("base scenario") kännetecknas av att deponering av brännbart och organiskt avfall är förbjudet. Framför allt förbränning byggs ut. Återvinning av producentansvarsavfall sker enligt de uppställda målen (bl.a. Förpackningsförordningen 1997:185, m.fl.). För det avfall som deponeras betalas deponiskatt på 250 kr/ton. Bränslepriser och energirelaterade skatter är på samma nivå som 1999-2000. Elproduktion antas ske med naturgas till en kostnad av 235 SEK/MWh. Biogas antas användas för el/värme-produktion.
- **Scenario Kol-el** ("High carbon scenario") överensstämmer med basscenarioet utom vad gäller elproduktion. El antas produceras med kolkondens till en kostnad av 170 SEK/MWh.

- **Bioscenariot** ("Bio Scenario") gynnar biologisk behandling. De specifika kostnaderna för kompostering och rötning (d.v.s. räknat kr/ton) antas bli hälften av dagens kostnader. Likaså är intäkterna för kompost och rötrest högre än i dagsläget. Biogas används som fordonsbränsle.
- **Återvinningsscenario** ("Recovery Scenario") reflekterar konsekvenserna av utökad materialåtervinning.

För var och en av dessa scenarier studeras fyra olika underscenarier:

- **Fjärrvärme** ("DH subscenario"): nya förbränningsanläggningar producerar fjärrvärme.
- **Kraftvärme** ("CHP subscenario"): Nya förbränningsanläggningar producerar kraftvärme.
- **Separering/Kompostering**("C&DH subscenario"): Stora separationsanläggningar byggs för hushållsavfall. Den nedbrytbara fraktionen från separationsanläggningarna komposteras och den brännbara fraktionen förbränns. Nya förbränningsanläggningar producerar fjärrvärme
- **Separering/Rötning** ("AD&DH subscenario"): Samma som C&DH men med rötning av det nedbrytbara avfallet.

Resultatet visas i Figur 5.



Figur 5. Kostnader för olika scenarier och subscenarier enligt NatWaste. Alla kostnader anges relativt basscenariot-fjärrvärmesubscenariot.

Resultatet visar att förbränning med fjärrvärmeproduktion ger lägre kostnader än biologisk behandling. Lägst kostnader ger kombinationen av utbyggd materialåtervinning och utbyggd förbränning med fjärrvärmedrift.

5.2.3 Diskussion

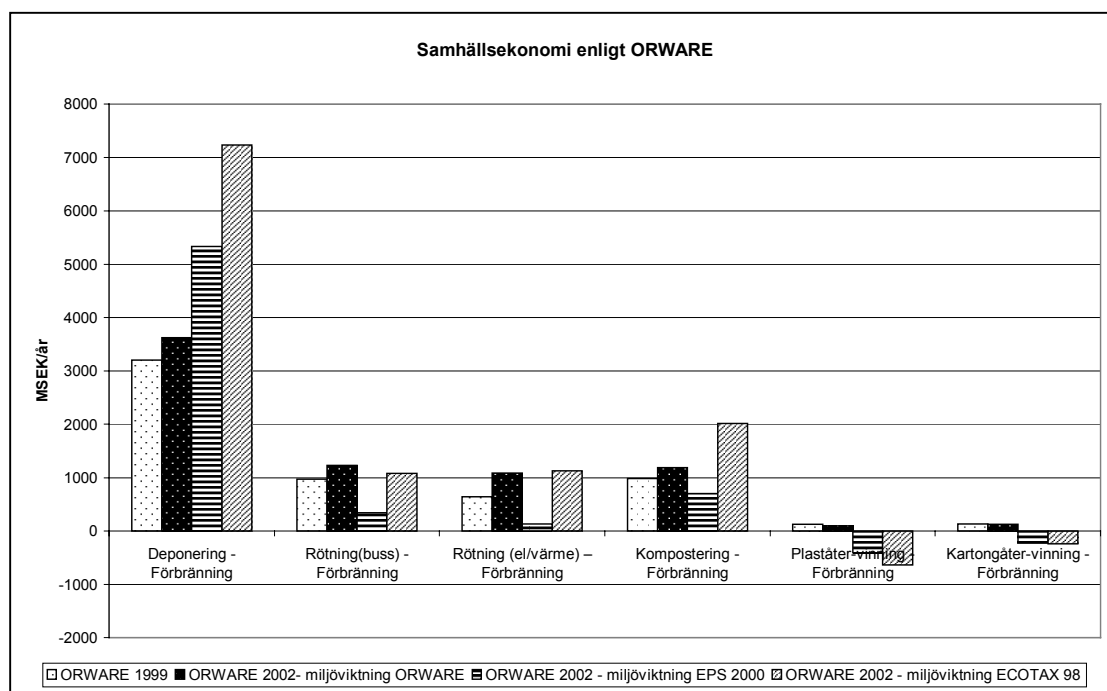
ORWARE och NatWaste bör inte jämföras i detalj med varandra, eftersom de är olika uppbyggda, har olika avfall, har olika systemgränser. Både NatWaste och ORWARE ger att biologisk behandling är dyrare än förbränning; däremot ger de olika resultat för materialåtervinning.

5.3 Samhällsekonomi

Den samhällsekonomiska analysen i ORWARE är baserad på det företagsekonomiska resultatet och den miljöekonomiska viktningen. Skillnaden är att miljöskatter och miljöavgifter har justerats bort från det företagsekonomiska resultatet, samt att miljöpåverkanskategorierna för avfallshanteringen och det externa systemet har givits en miljöekonomisk viktning. På så sätt viktas alla effekter av förändringar i avfallshanteringsystemet som belyses i denna studie ihop till en enda variabel: samhällsekonomisk kostnad. I ORWARE 1999 användes en miljöekonomisk viktning, medan i ORWARE 2002 användes tre olika viktningmetoder, se avsnitt 5.1.1. De resultat som erhöles visas i Tabell 21 och Figur 6.

Tabell 21. Samhällsekonomiskt resultat enligt ORWARE, Skillnad gentemot förbränning

	Samhällsekonomiskt resultat, Skillnad gentemot förbränning					
	MSEK/år					
	Deponering - Förbränning	Rötning(buss) - Förbränning	Rötning (el/värme) – Förbränning	Kompostering - Förbränning	Plaståter- vinning - Förbränning	Kartongåter- vinning - Förbränning
ORWARE 1999	3200	970	640	980	120	130
ORWARE 2002- miljöviktning ORWARE	3600	1200	1100	1200	100	120
ORWARE 2002 - miljöviktning EPS 2000	5300	340	130	700	-410	-230
ORWARE 2002 - miljöviktning ECOTAX 98	7200	1100	1100	2000	-640	-240



Figur 6. Samhällsekonomiskt resultat enligt ORWARE-studierna

Som framgår av tabellen och diagrammet ger deponering väsentligt högre samhällsekonomiska kostnader än förbränning. Även rötning och kompostering ger högre samhällsekonomiska kostnader än förbränning. Vad gäller återvinning av kartong och plastförpackningar är resultaten inte entydiga utan beror på vilken miljöekonomisk metod som använts. Med miljöviktning enligt ORWARE är kartongåtervinning och plaståtervinning samhällsekonomiskt olönsamt jämfört med förbränning. Med miljöviktning enligt EPS 2000 och ECOTAX blir kartongåtervinning och plaståtervinning samhällsekonomiskt billigare än förbränning.

5.4 Ekonomin för enskilda aktörer

Ekonomiska konsekvenser för aktörer har studerats i de två MIMES-Waste-studierna för Jönköping och Göteborg.

5.4.1 MIMES/Waste - Jönköpingsstudien

I Jönköpingsstudien beräknades företagsekonomiska kostnader för ett system bestående av Tekniska Kontoret, Jönköpings Energi EB och "privata entreprenörer". De avfallsbehandlingsalternativ som undersöktes var:

- Rötning av rötningsbart hushållsavfall, med användning av biogas som bilbränsle. Utsorterat brännbart avfall skickas till förbränning i Linköping

- Rötning av rötningsbart hushållsavfall, med användning av biogas som bilbränsle. Utsorterat brännbart avfall eldas i sameldad hetvattenpanna.
- Egen förbränningsanläggning med fjärrvärmeproduktion
- Egen förbränningsanläggning med kraftvärmeproduktion

Samtidigt undersöktes olika sätt att framställa el och fjärrvärme, för att uppfylla de funktionella enheterna. Man tittade på:

- Fliseldad hetvattenpanna. El köps in utifrån.
- Fliseldat kraftvärmeverk.
- Naturgaseldat kraftvärmeverk
- Sameldad hetvattenpanna.

Den ekonomiska studien visade:

- För det studerade systemet (Tekniska Kontoret, Jönköpings Energi samt "privata entreprenörer" är det lönsamt att satsa på materialåtervinning, under förutsättning att priserna på insamlat material inte sjunker när återvinningen ökar. Det bör påpekas att exempelvis materialbolagen ingår inte i det studerade systemet, och resultatet säger inget om materialåtervinning är lönsamt för samhället.
- Det är lönsamt med värmeproduktion från det brännbara avfallet som återstår efter sortering till materialåtervinning.
- Rötning innebär merkostnader för det studerade systemet. Det är billigare att låta avfallet förbrännas osorterat i en hetvattenpanna, än att sortera ut en rötbar fraktion och en restfraktion som förbränns.
- Det är inte lönsamt med kraftvärmeproduktion av det brännbara avfallet som återstår efter sortering till materialåtervinning.
- Rötning av avfall, som inte kombineras med värmeproduktion från brännbart avfall hindrar samordningsvinster.
- Det finns ett stort värde av samordnad analys av det tekniska systemet för avfall och det tekniska systemet för energi. När var och en av de studerade aktörerna (Tekniska Kontoret, Jönköpings Energi, och "privata entreprenörer) försöker minimera sina egna kostnader får de olika tekniska lösningar, som skiljer sig från vad som är billigast för hela det studerade systemet.

5.4.2 MIMES/Waste - Göteborgsstudien

I studien analyseras ett system bestående av Renova och Göteborgs Energis fjärrvärme-system.

De olika frågeställningar som studerades var konsekvenserna av:

- Ökad avfallsförbränning i Sävenäs avfallskraftvärmeverk
- Ökad utsortering av avfallsflis och bränslekross som förbränns i konventionella fliseldade hetvattenpannor/kraftvärmeverk respektive i Sävenäs avfallskraftvärmeverk
- Ökad e- och värmeproduktion från avfall genom förädling och termisk förgasning och därpå följande förbränning av gasen.

Resultatet visade att:

- Ökad avfallsförbränning har störst potential att minska de totala årliga kostnaderna.
- Ökad central sortering av insamlat, blandat industriavfall och separat behandling av de olika fraktionerna från den centrala sorteringen ökar systemets totala årliga kostnader.
- Termisk förgasning av industriavfall och förbränning av den erhållna gasen för el- och värmeproduktion innebär ökade totala kostnader. För att termisk förgasning ska kunna konkurrera med avfallsförbränning krävs ett betydligt högre elpris och att den termiska förgasningens behandlingskostnad minskar.

6 Övriga resultat av intresse

6.1 Transporter

Samtliga studier har visat av transporter generellt sätt spelar relativt liten roll energimässigt och miljömässigt. Energiförbrukning och miljöpåverkan kommer från andra processer än transporter. Insamling och transporter står för endast några procent av den totala energiomsättningen i avfallshanteringssystemet. Det är i synnerhet insamlingen som förbrukar energi och ger miljöpåverkan. När avfallet väl är insamlat kan avfallet transporteras långa sträckor utan att energiförbrukning och miljöpåverkan påverkas nämnvärt.

Även ekonomiskt spelar vidaretransporter av redan insamlat avfall liten roll. Ekonomin slår dock igenom tidigare än energi- och miljöparametrar. I ORWARE 2002 visas att det är först vid transportavstånd över 500 km avstånd till förbränningsanläggningen som rangordningen mellan olika alternativ kan förändras vad gäller företagsekonomisk

livscykelkostnad - utan att rangordningen ändras vad gäller övriga studerade energi- och miljöparametrar.

Hushållen transporter kan dock påverka. I ORWARE 1999 finns redovisat beräknings-exempel, och i fms-studien har man redovisat särskilda scenarier för hushållens transporter. I ORWARE 1999 visas att om 20 % av hushållen en gång i veckan åker bil 500 m så motsvarar det en energiförbrukning per fraktion¹¹ på 1,1 TJ/år i Uppsala. Detta kan jämföras med energivinsten med kartongåtervinning är i Uppsala ca 4 TJ/år och för plast ca 36 TJ/år. I ORWARE 2002 utvecklas denna beräkning i ett särskilt scenario, där resultatet visar att hushållens troliga bilåkande inte påverkar rangordningen mellan olika alternativ vad gäller total energiförbrukning. I enskilda fall kan dock bilåkande få betydelse och det är därför viktigt att återvinningssystemet inte är uppbyggt så att hushållen tvingas använda bil för att kunna källsortera.

Påpekas bör också att transporter, enligt fms-studien, framför allt lokalt kan ge vissa hälsoeffekter, men dessa har inte uppmärksamats i de metoder för miljöpåverkansbedömning som använts i studierna.

6.2 Deponi som kolsänka

När kolflöden i deponier modelleras brukar man göra en distinktion mellan biotisk (från förnybara källor) och abiotisk (från fossila källor). Vanlig praxis är man sedan bortser från biotisk CO₂ vid utvärdering av växthuseffekt. Denna praxis torde vara acceptabel när det gäller ”omedelbara” processer, och man förutsätter att varje kg eldad biomassa samtidigt motsvarar en lika stor tillväxt av biomassa i skogen. Deponering däremot innebär uppskjutna emissioner, det som läggs i en deponi i dag ger upphov till emissioner i många tusen eller miljoner år framöver. Deponeras organiskt material sker inte CO₂-emissionerna omedelbart, utan fördröjs över en längre tidsperiod. Förbränns organiskt material däremot sker emissionerna av CO₂ omedelbart. Deponin kan därför sägas utgöra en sänka för kolhaltigt material. Genom deponering fördröjs de totala (biotiska + abiotiska) emissionerna åtminstone under en viss tidsperiod.

Kolsänkefilosofin kan presenteras med ett exempel:

Exempel: Deponering resp. förbränning av papper. Låt oss jämföra förbränning och deponering av ren cellulosa. Vid förbränning blir praktiskt taget 100 % av cellulosan omvandlad till koldioxid som emitteras. I en normal livscykelinventering brukar denna koldioxid noteras som biotisk och inte klassificeras som växthusgas. Om man istället deponerar cellulosan kommer ungefär 70 % att brytas ned under en ca 1 sekel lång period, medan övrig cellulosa ligger kvar i deponin (i det oändliga tidsperspektivet kom-

¹¹ Den totala energiförbrukningen har delats lika på fem fraktioner: kartong, plastförpackningar, glasförpackningar, metallförpackningar och tidningar.

mer denna att brytas ned också). Vid nedbrytningen bildas CO₂ och CH₄. I en normal livscykelinventering brukar man bortse från den biotiska CO₂-delen, men ta med CH₄ (1 kg CH₄ brukar viktas som 21 kg CO₂-abiotisk). Om man begränsar studien till att studera de emissioner som uppkommer under de första ca 100 åren (benämnd surveyable time eller överblickbar tid i fms- och ORWARE-rapporterna). Det kol som finns kvar efter 100 år kan bokföras som ”sänkt” kol som leder till slupna emissioner från kolcykeln (detta görs genom att bokföra kvarvarande kol som negativa CO₂-utsläpp). I tabell 22 visas konsekvenserna av olika sätt att betrakta deponin, både tidsaspekter och kolsänka enligt fms-studien.

Tabell 22. Deponin som kolsänka enligt fms. Tabellen redovisar skillnaderna mellan återvinning/rötning och förbränning, samt mellan deponering och förbränning.

	Allt avfall ton CO ₂ -ekvivalenter	Tidningspapper ton CO ₂ -ekvivalenter
Räknat som kolsänka samt överblickbar tid		
Deponering – Förbränning	-27 000	-10 800
Räknat utan kolsänka samt överblickbar tid		
Deponering – Förbränning	+703 000	+405 000
Räknat utan kolsänka och som oändlig tid (basscenario)		
Deponering – Förbränning	+1 730 000	+649 000

Genom att betrakta en ”kortare” tidsperiod (ca 1 sekel) och genom att betrakta deponin som kolsänka blir deponering något gynnsammare än förbränning. Återvinning/rötning är dock fortfarande det gynnsammaste alternativet. Den besparing av klimatpåverkan som fås är dock mycket liten totalt sett, men visar ändå på att deponering under vissa förhållanden kan betraktas positivt.

I ORWARE 2002 studeras ett scenario med deponin som kolsänka, se Tabell 23.

Tabell 23. Deponin som kolsänka enligt ORWARE 2002.

Scenario	CO ₂ -utsläpp totalt kg/pe,år
Förbränning av allt avfall	170
Deponering av allt avfall, ej beräknad som kolsänka	367
Deponering av allt avfall, beräknad som kolsänka	197

I detta sammanhang kan också nämnas att även åkermark kan betraktas som en kolsänka ur vissa aspekter, d.v.s. att när rötrest eller kompost läggs på åkermark fås motsvarande effekt. Organiskt material som läggs på aktiv odlingsmark kommer att omsät-

tas efterhand, så det är en tillfällig kolsänka. I litteraturen anges att ca 8 % av kolet i en kompost beräknas vara kvar efter en hundraårsperiod.

6.3 Deponering av plast

Plast är svårnedbrytbar i deponi. Det finns uppskattningar redovisade som uppskattar att 2 – 5 % av plasten kan förväntas brytas ned i en normal deponi under en 100-årsperiod (s.k. överblickbar tid) (Sundqvist et al 1994), medan 95-98 % ligger kvar i deponin efter 100-årsperioden. Vid nedbrytningen bildas främst CH₄ och CO₂. Om plast i stället förbränns bildas abiotisk CO₂. Totala mängden plastförpackningar är ca 175 000 ton/år. Om vi antar att 30 % kommer att materialåtervinnas återstår ca 122 500 ton/år restplast som ska deponeras eller förbrännas. Vid förbränning av denna plast bildas **385 000 ton** abiotisk CO₂. Om denna mängd i stället deponeras uppkommer ca 2100 ton CH₄ och 5775 ton CO₂, vilket tillsammans motsvarar **49 800 ton** CO₂-ekvivalenter. Om ersättningsbränslet för fjärrvärme är biobränsle uppkommer inga klimatgaser från ersättningsbränslet. Genom att deponera restplasten i stället för att förbränna den blir utsläppen av klimatgaser ca 335 000 ton lägre.

I det oändliga tidsperspektivet kan dock utsläppen av klimatgaser från deponin att vara något högre än 385 000 ton CO₂-ekvivalenter eftersom det är både CO₂ och CH₄ som emitteras.

6.4 Fosfor som ändlig resurs

Den mängd fosfor i avfallet som återförs till jordbruket i fallen rötning/kompostering motsvarar enligt fms ca 675 ton/år och enligt ORWARE 1999 ca 836 ton/år i hela landet (ORWARE har då med en del branschspecifikt avfall från slakterier och läkemedelsindustrier). Förbrukningen av fosforgödselmedel i landet är ca 25 000 ton/år, varav närmare 18 000 är handelsgödsel (källa: Naturmiljön i siffror 2000, SCB), resten är stallgödsel. Mängden fosfor i det svenska avloppsslammet är ca 6000 ton/år. Därutöver finns fosfor också i olika organiska industriella avfall och i gödsel.

I fms-studien görs en viktning där förbrukning av naturresurser värderas enligt en termodynamisk modell. Förbrukning av fosfor tas upp under rubriken Abiotiska resurser. Resultatet visar att förbrukningen av fosfor motsvarar ungefär 10 % av värdet av förbrukningen av totala energiråvaror eller ca 15 % av icke förnybara energiråvaror. Med de avfallstyper som studerats är därför fosforanvändningen av mindre betydelse jämfört med energiflödena.

I ORWARE 2002 görs en studie vilket fosforpris som skulle krävas för att göra rötning eller kompostering lönsam jämförbart med förbränning. I normalfallet står fosforkostnaden för ca 0,2 % av den totala kostnaden i systemet. En tiodubbling av fosforkostnaden påverkar därför mycket lite hela systemet. Det krävs i stället en höjning av fos-

förpriset med mer än 100 gånger för att rötning och kompostering ska hamna på samma kostnadsnivå som förbränning.

6.5 Mullämnena till jorden

I LCA-studierna har ingen hänsyn tagits till att man faktiskt återför organiskt material till åkerjorden då man återför rötrest och kompost (endast N- och P-gödselmedlen har beaktats). Det finns flera fördelar med att tillföra mullämnena till jorden, men de är svåra att kvantifiera. De mullämnena som tillförs åkerjorden idag är från olika industriella organiska avfall, såsom slakteriavfall, gödsel. Av den totala mängden organiska restprodukter ca 37 Mton/år är det ca 70 % som återförs till åkermark idag (källa Naturvårdsverket). Samtidigt är det faktum att man i dag inte tillför några ”jungfruliga” mullämnena till åkerjorden, t.ex. torvmull. Det finns också förespråkare inom jordbruket som hävdar att jorden förmår att hålla tillräcklig halt organiskt material i jorden genom kolsyreassimilation genom växtföljd och val av grödor.

Ska man försöka ta med nytta av återföring av rötrest/kompost till åkermark ställs man inför olika svårigheter, eftersom det inte finns något alternativt mullämne till rötrest eller kompost. Det gör att det är svårt att beräkna nytta på ett strikt vetenskapligt sätt. Systemanalysstudierna representerar då ett ytterlighetsfall där organiska mullämnena inte betraktas som en resurs. Det andra ytterlighetsfallet skulle kunna vara att man inför mängd mullämnena som en funktionell enhet, och i de fall man inte återför rötrest/kompost tillförs både handelsgödsel och torv.

Följande är bara ett översiktligt räkneexempel för att illustrera det andra ytterlighetsfallet. Upptag och distribution av bränsletorv kräver en energiåtgång av ca 250 MJ per ton TS torv, (beräknat med utgångspunkt från data i Miljöfaktabok för bränslen, del 2, IVL Rapport B 1334 B) – detta kan jämföras med torvens energiinnehåll som är ca 9 000 MJ/ton TS (lufttorkad torv med ca 50 % TS). För spridningen av torven är energiförbrukningen ca 15 MJ/ton TS. Enligt ORWARE 1999 (extrapolerat till hela Sverige) är det ca 115 000 ton TS rötrest som bildas då så mycket avfall som möjligt rötas. Energiåtgången för att utvinna, transportera och sprida motsvarande mängd torv på den svenska åkerjorden då ca 30 TJ. Dessutom ska man räkna med torven som energiråvara, så att det tillkommer dessutom 1000 TJ energiråvara. Detta ska jämföras med skillnaden mellan förbränning och rötning (se tabell 9) 720 TJ totala energiråvaror och -2400 TJ icke förnybara energiråvaror. Om man ser torv som en alternativ mullämnestillsats påverkas därför energibalansen markant till rötningens fördel. Eftersom man i praktiken inte tillför torv till åkerjord ska denna slutsats tas med stor försiktighet.

Det går inte att direkt värdera nytta av mullämnena med konventionell LCA-metodik. Däremot skulle man kunna göra en samhällsekonomisk värdering av nytta. Anhängare av biologisk avfallshantering framför ofta argument som ökad skörd, minskad användning av bekämpningsmedel och liknande. Dessa parametrar går att omsätta till ekono-

miska termer som kan användas i den samhällsekonomiska kalkylen, eller i den miljöekonomiska kalkylen.

6.6 Alternativbränslets betydelse

Vilket som är ersättningsbränsle till avfall vid fjärrvärmeproduktion spelar stor roll för resultatet, i synnerhet för växthuspåverkan och förbrukning av icke förnybara energiråvaror. Detta illustreras i Tabell 24, där resultaten tagits från ORWARE.

Tabell 24. Illustration hur resultatet förändras då kol och olja är ersättningsbränsle för fjärrvärmeproduktion.

	Jämförelser mellan bibränsle och kol/olja som ersättningsbränsle (enligt ORWARE 1999)					
	Deponering – Förbränning (av allt avfall)	Rötning/buss - Förbränning (av nedbrytbart avfall)	Rötning(el/ värme) – Förbränning (av nedbrytbart avfall)	Kompostering – Förbränning (av nedbrytbart avfall)	Plaståtervinning – Förbränning (av plast)	Kartongåter- vinning – förbränning (av kartong)
Biobränsle						
Växthuseffekt, ton CO ₂ - ekv/år	910 000	-240 000	-260 000	-120 000	-140 000	43 000
Försurning, ton SO ₂ -ekv.	-2100	610	1500	3200	-320	-220
Eutrofiering, ton COD/år	89000	13 000	20 000	52 000	-2900	4200
Fotooxidanter-VOC ton eten/år	1100	46	38	-140	-210	100
Fotooxidanter-NO _x	130	-160	180	1	-80	110
Ej förnyelsebara ener- giråvaror TJ/år	-4600	-2400	-490	-1 400	-3600	83
Energiråvaror totalt, TJ/år	22 000	720	1100	1400	-2000	-200
Kol och olja						
Växthuseffekt, ton CO ₂ - ekv/år	4 800 000	180 000	-78 000	306 000	-21 000	159 000
Försurning, ton SO ₂ -ekv.	13 500	2000	2300	5000	180	330
Eutrofiering, ton COD/år	150 000	16 000	25 000	58 000	180	-2 700
Fotooxidanter-VOC, ton eten/år	1500	67	100	-120	-300	2
Fotooxidanter-NO _x	270	-24	360	280	-5	60
Ej förnyelsebara ener- giråvaror TJ/år	32 000	1 600	-560	2800	-1800	1700
Energiråvaror totalt, TJ/år	32 000	1600	-630	2 700	-1800	58

Alternativbränsle studeras även i ORWARE 2002 med ett likartat resultat.

En genomgående slutsats är att förbränning blir mer positiv jämfört med alternativen då kol och olja utgör ersättningsbränsle, än då bibränsle utgör ersättningsbränsle.

I fms-studien gjordes en känslighetsanalys där naturgas var ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion. Resultatet visade bl.a. att:

- Endast marginella förändringar i förbrukning av energiråvaror jämfört med bas-scenariot.
- Förbränningsfallet leder till väsentligt minskade emissioner av växthusgaser så att skillnaderna mellan rötning/återvinning och förbränning minskar – rötning/återvinning är dock fortfarande något fördelaktigare än förbränning.
- Fotooxidant-VOC och NO_x-emissioner ökar något i samtliga fall, dock utan att rangordningen ändras.
- I bas-scenariot (biobränsle som ersättningbränsle) var förbränning det gynnsammaste alternativet med avseende på ekotoxicitet (enligt EDIP och USES-min) beroende på att biobränsleaskan återfördes till skogen (askan innehåller zink och kadmium) vilket ger en ekotoxisk påverkan. Då naturgas är fjärrvärmekälla återförs ingen aska till skogen, vilket gör att förbränningsfallet blir mindre gynnsamt och att rötning/återvinning och kompostering/återvinning blir gynnsammare än förbränning med avseende på ekotoxicitet (enligt EDIP och USES-min) och humantoxicitet (enligt EDIP och USES-min). Med de ekotoxiska karaktäriseringarna blir också deponering gynnsammare än förbränning – med de humantoxiska karaktäriseringarna blir deponering gynnsammare än förbränning enligt H-tox-EDIP, men inte enligt H-tox-USES.
- Det blir ingen ändrad rangordning mellan olika behandlingsalternativ då alla resultat viktas ihop miljöekonomiskt (oberoende av viktningsmodell).

6.7 Sparad skog

Under vissa förutsättningar kan i framtiden uppkomma en situation då biobränsle är en bristresurs (se även 3.4.2 i det föregående). Då kan man anta att biomassa som ”sparas” vid ökad återvinning och inte används till pappers- eller kartongproduktion utan i stället används som biobränsle. Om detta biobränsle används för att ersätta fossila bränslen fås enligt fms-studien ungefär samma resultat som om biobränsle är alternativbränsle (d.v.s. som i fms-studiens basscenario). Antagandet om vad som händer med ”sparad skog” kan därför vara lika viktig som antagandet om alternativbränsle.

6.8 Elproduktion och fjärrvärmeproduktion vid avfallsförbränning

MIMES/Waste, NatWaste och ORWARE 2002 har studerat olika användningsområden för energin vid avfallsförbränning: ren fjärrvärmeproduktion har jämförts med kraftvärmeproduktion. Resultaten visar i samtliga fall att det från växthuseffektsynpunkt är mer fördelaktigt med kraftvärmeproduktion än ren fjärrvärmeproduktion med gjorda antaganden för alternativ fjärrvärme- och elproduktion (d.v.s. alternativ fjärrvärme är biobränslebaserad och alternativ elproduktion antas vara kolkondens eller naturgaskombi).

I NatWaste blir det ca 200 000 ton/år lägre utsläpp av CO₂ vid kraftvärme än vid ren fjärrvärmeproduktion (beroende på att alternativ el antas vara producerad genom kolkondens), dock blir kraftvärme dyrare (enligt NatWaste basscenario ca 200 MSEK/år dyrare).

Enligt ORWARE 2002 leder förbränning i kraftvärmeanläggning av allt hushållsavfall till ca 200 000 ton/år lägre CO₂-utsläpp och till 200 MSEK/år högre kostnad.

6.9 Deponering i biocell

I en ”utvikning” av ORWARE 1999 studerades deponering i biocell jämfört med konventionell deponering och rötning (Fliedner, 1999). Resultatet visade att för de studerade miljöaspekterna (försurning, växthuseffekt, eutrofiering, NO_x, VOC samt energiutbyte) gav biocell lägre påverkan än konventionell deponering, men högre påverkan än rötning. Även kostnadsmissigt intog biocelldeponering ett mellanting mellan deponering och rötning.

6.10 Termisk förgasning och reformering till vätgas för fordonsdrift

I en annan ”utvikning” av ORWARE 1999 studerades ett mer futuristiskt scenario där drift av fordon med vätgasbränsleceller från termisk förgasning av avfall jämfördes med drift av fordon med biogas från rötning (Asefa 2000). Resultatet visade att vätgasdrift gav lägre miljöpåverkan och bättre hushållning med energiresurser än biogasdrift. Resultatet är dock behäftat med stora osäkerheter eftersom konventionell beprövad teknik jämförs med ny teknik som inte är verifierad i stor skala. Resultatet kan dock ses som en indikation på att olika ”tekniksprång” kan ha en stor utvecklingspotential.

Förgasning studerades också i en särskild delstudie i ORWARE 2002. Rötning, förgasning och förbränning av organiskt avfall jämfördes, tillsammans med förbränning och förgasning av biomassa. Gas från förgasning och rötning används för framställning av

vätgas för drift av fordon. Resultaten visade att det är svårt att dra entydiga slutsatser, det finns fördelar och nackdelar med alla scenarier. Några av de resultat som kom fram var:

- Förgasning kräver mer energi än rötning och förbränning.
- Ett framtida system med förgasning av både avfall och biomassa ger lägst emissioner av växthusgaser och VOC, och är relativt fördelaktigt vad gäller övergödning. Däremot ger alternativet relativt höga emissioner av försurande ämnen och av NO_x.

7 Diskussion

7.1 Osäkerhet i samband med inventeringssteget

Med inventeringssteget menas här det steg i LCA då man beräknar bl.a. resursförbrukning och enskilda emissioner.

Livscykelanalys är ingen exakt metod. Det föreligger en rad olika orsaker till osäkerheterna, oftast beroende på olika dataluckor på ämnesnivå eller processnivå, liksom okunskap om vilka förhållanden som kommer att råda i framtiden.

Modelleringen av en specifik anläggning, där man kontinuerligt följer upp driften, torde kunna göras med relativt hög noggrannhet, t.ex. en förbränningsanläggning. Men kunskapen om olika typer av behandlingsanläggningar är olika:

- Överlag är avfallets sammansättning relativt dåligt kartlagt. Det finns några fåtal mer genomarbetade avfallsanalyser som används rutinmässigt, men som inte tar hänsyn till lokala avvikelser. De avvikelser i hushållsavfallets sammansättning som förekommer bedöms dock vara av mindre betydelse för de slutsatser som dras (t.ex. slutsatserna om kartongåtervinning förändras inte om mängden är 400.000 ton i stället för 500.000 ton). Dataluckorna för industriavfall är dock stora, både vad gäller mängd och sammansättning. Felaktiga antaganden om industriavfallet kan därför påverka resultatet.
- Avfallsförbränningsanläggningar är oftast väl dokumenterade och flertalet emissioner går relativt väl att modellera.
- Deponier är av natur svåra att modellera, beroende på att man betraktar framtida emissioner under en lång tidsperiod. För deponering baseras modellerna mer på potentiella emissioner som till stor del beräknas utifrån avfallet fysikaliskt-kemiska egenskaper. Deponimodellerna innehåller flera osäkra antaganden om hur stor del av metangasen som kan tillvaratas och om metangasen oxidation i täcksiktet.
- Materialåtervinningsanläggningar är ganska dåligt dokumenterade. Från plaståtervinning kan man förvänta sig utsläpp av organiska ämnen i samband upphettning av plasten vid regranulering. I både ORWARE och fms har dessa emissioner satts till

=0. Likaså kan man förvänta sig emissioner av tungmetaller både vid tvättning av avfallsplast vid plaståtervinning, samt i samband med returkartong- och returpapperframställning. Dessa är också satta till =0 i studierna i brist på bättre data. I stället har antagits att tungmetallerna är kvar i det återvunna materialet.

- Röttningsprocessen sker i slutet utrymme och torde inte ge några större emissioner utom i samband med utlastning av material i det fria.
- Komposteringsprocessen är modellerad som en ideal process i en strängkompost. Emissionerna utgörs bl.a. av ammoniak som beräknas ur C/N-halten. Om komposten sköts väl torde modellen stämma relativt väl med verkligheten. Hemkomposter kan utgöra ett undantag. I ORWARE har hemkompost utvärderats i Älvdalen, det antogs då att hemkomposten var en ideal kompost. Hemkomposter missköts ofta, vilket gör att andra processer kan äga rum, t.ex. kan teoretiskt metanbildning ske om anaerobi utvecklas.
- Användningen av gas för el- och fjärrvärmeframställning torde gå att förutsäga relativt väl eftersom det sker i stationära anläggningar.
- Emissioner från fordonsdrift, vilket är av betydelse vid t.ex. rötning då gasen används för bussdrift eller bildrift, är behäftade med osäkerheter. De emissionsfaktorer som använts i LCA-modellerna härrör från standardiserade mätningar, som inte i alla delar avspeglar verkliga förhållanden.
- Emissioner från befintliga biobränslepannor och andra pannor för fjärrvärmeproduktion är också relativt väl dokumenterade. I allmänhet föreligger större kunskapsluckor för biobränsle-, olje-, kol- eller naturgaspannor än för avfallspannor, beroende på lägre krav på mätning av emissioner.

Av de data som berör förbränningsanläggningar (såväl för avfall som för biobränslen och andra bränslen) kan den termiska verkningsgraden ha mycket stor inverkan på slutresultatet. Det har t.ex. i både ORWARE 1999 och fms visat sig att verkningsgraderna i avfallsförbränningsanläggningen och biobränsleanläggningen för fjärrvärmeproduktion påverkar resultatet, då materialåtervinning av kartong jämförs med förbränning av kartong. En ny avfallsförbränningsanläggning med hög termisk återvinningsgrad jämfört en äldre biobränslepanna gör att avfallsförbränningen gynnas, medan omvänt om biobränslepannan har hög verkningsgrad och avfallspannan lägre blir kartongåtervinningen gynnad.

Man kan säga att överlag går det att få fram bra modeller för lokal tillämpning. Om avfallshanteringen i en kommun ska studeras går det att få fram relativt bra data från befintliga anläggningar. Om man analyserar utbyggnadsplaner eller liknande kan man också få fram bra underlag genom att anta att den planerade anläggningen bygger på BAT (best available technology). Svårigheterna blir större när man ska modellera hela riket. Då är det egentligen ett agglomerat av olika anläggningar som man ska ta ett rim-

ligt medelvärde av. Denna svårighet föreligger också när man ska definiera det externa systemet: vad är medelersättningsbränslet, vilken är medelverkningsgraden, etc.

Valet av alternativbränsle till avfall i fjärrvärmeproduktionen kan spela roll för resultatet. ORWARE 1999 visade att fossila bränslen i stället för biobränslen i praktiken inte ändrade rangordningen mellan olika behandlingssystem, däremot ändrades de totala emissionerna, liksom också skillnaden mellan olika behandlingsalternativ. Liknande resultat erhöles av fms då man jämförde naturgas och biobränsle som ersättningsbränsle för fjärrvärme.

Valet av alternativbränsle är relativt lätt att identifiera i ett reellt fall i en kommun i ett kort tidsperspektiv. Alternativbränslet kan skilja sig i olika kommuner beroende på vilka resurser som står till buds. Det kan därför vara fel att anta att biobränsle generellt är ersättningsbränsle i hela landet. Troligen är det i en stor del av kommunerna som biobränsle är det faktiska ersättningsbränslet, men i flera kommuner kan andra bränslen utgöra ersättningsbränsle. MIMES/Waste är den studie som bäst tar hänsyn till verkligt ersättningsbränsle.

7.2 Markanta skillnader mellan studierna

Vid jämförelserna mellan fms och ORWARE är det några resultat som markant skiljer sig åt.

- Övergödning i samband med spridning av rötrest och kompost skiljer sig markant beroende på att man beräknat den funktionella enheten på olika sätt (totalt N resp P i gödsel resp växttillgängligt N och P i gödslet). Man kan också säga att man satt systemgränsen olika: fms har i princip satt gränsen vid åkerytan och spridningstillfället, ORWARE har satt gränsen strax under åkerytan och tre år efter spridningstillfället. Denna skillnad påverkar sedan hela slututvärderingen.
- fms har överlag kartongåtervinning gynnsammare än ORWARE 1999. Detta kan bl.a. bero på skillnader i avfallsmängd (fms räknar på 100 % insamling av kartong, ORWARE med ca 70 %), samt valda verkningsgrader på avfallspanna och biobränslepanna. ORWARE 2001 och fms visar dock ungefär samma resultat.

Tittar man på avvikelserna mellan ORWARE och fms (se Tabell 8 – 13) och relaterar denna till de totala emissionerna från avfallssystemet (enligt ORWARE 1999) ser man att överlag är de flesta avvikelser mellan fms och ORWARE motsvarar mindre än 25 % av avfallssystemets storlek enligt ORWARE. Avvikelse mindre än 25% kan förväntas bero på att på en rad olika val av data som gjorts under arbetets gång, kanske också på att ORWARE och fms tolkat och använt tillgängliga data på olika sätt, samt att det är lite olika avfallstyper och avfallsmängder man räknar på. De fall där skillnaderna är större är:

- Det föreligger i flera fall mycket stora avvikelser i VOC-utsläpp, troligen beroende på olika datakällor.
- Skillnaderna i eutrofiering i samband deponering-förbränning (tabell 8) är anmärkningsvärt stor, beroende på att man betraktat olika tidshorisonter på deponin. I ORWARE redovisas den överblickbara tiden (ca 100 år) medan fms redovisar emissionerna under oändlig tid. Fosfor i det avfall som deponeras hinner inte lakas ut under 100 år, men under oändlig tid.
- Eutrofiering vid spridning av rötrest och kompost har diskuterats ovan (se tabell 8 – 10).
- Klimatpåverkan i samband med deponering-förbränning (tabell 8) beror på att man betraktat olika tidshorisonter på deponin. I ORWARE redovisas den överblickbara tiden (ca 100 år) medan fms redovisar emissionerna under oändlig tid.

7.3 Vilka delar av systemet är av betydelse

De system som studerats i systemanalyserna kan grovt delas in i avfallssystem och externt system (det externa systemet omfattar t.ex. alternativa metoder att från jungfruliga råvaror framställa de produkter som kan erhållas från avfallet).

I många fall blir skillnaderna större då antaganden om det externa systemet (t.ex. bränsle för fjärrvärmeproduktion) ändras, än då behandlingsmetoderna i avfallssystemet ändras. Exempelvis i ORWARE 1999 visas att skillnaden i utsläpp av klimatgaser är:

- största skillnaden mellan två avfallsbehandlingsalternativ då biobränsle är ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion är ca 910 kton CO₂-ekvivalenter per år (skillnaden mellan ”förbränning av allt avfall” och ”deponering av allt avfall”).
- skillnaden mellan ett och samma behandlingsalternativ (deponering) då biobränsle är ersättningsbränsle och då kol/olja är ersättningsbränsle är 4100 ton CO₂-ekvivalenter per år.

Vidare kan avfallssystemet delas in i insamlings- och transportsystem och behandlingssystem. Systemanalyserna visar att insamlings- och transportsystemet från energimässig och miljömässig synpunkt är av lägre betydelse än det egentliga behandlingssystemet. Insamlings- och transportsystemets energiförbrukning och miljöpåverkan skiljer sig relativt litet mellan olika alternativ. Dock bör påpekas att hushållens transporter kan spela roll om insamlingsystemets utformning kräver att hushållen tar bilen för att kunna lämna källsorterat avfall.

7.4 Slutsats om osäkerheter

Systemanalyserna lämnar inga exakta resultat. Osäkerheterna beror på bl.a.

- Det förekommer dataluckor både på process-/anläggningsnivå och på aggregerad riksgenomsnittsnivå (t.ex. ”Hur ser den svenska medelförbränningsanläggningen ut?”). Dessa osäkerheter är svåra att göra något åt. De är också olika för olika kategorier av emissioner, t.ex. fossilt koldioxid kan beräknas med mycket hög säkerhet direkt utifrån bränsleanvändningen, medan t.ex. VOC och NO_x som uppkommer mer av processbetingelser har betydligt högre osäkerhet.
- Många gånger påverkar antaganden om omvärlden och kringssystemet mer än valet av avfallsstrategi. Emellertid är det förhållandevis ofta som samma rangordning erhålls mellan olika strategier, även om t.ex. den specifika miljöbelastning som kan förknippas med en strategi kan få mycket olika värden beroende på olika antaganden om omvärlden och kringssystemet.
- Olika antaganden om fjärrvärmeproduktion och elproduktion förändrar storleken på miljöpåverkan. Däremot förändras inte i allmänhet rangordningen mellan olika alternativ i de berörda studierna.
- I systemstudierna görs olika antaganden om ersättningsbränslen, elproduktion och liknande. Valet av dessa är beroende av syftet med studien i fråga, tidsaspekter för studien, m.m. Systemanalyserna utgår till stor del från dagsläget. Vi kan inte förut säga hur fjärrvärmeproduktionen eller elproduktionen ser ut om tio år. I systemanalyserna har man därför utgått från olika ytterlighetsfall så att man kan se effekterna av olika utvecklingar. T.ex. har i ORWARE 1999 och fms i basfallet antagits att fjärrvärmeproduktionen sker med bibränsle och elproduktion med kolkondens, och i känslighetsanalyser diskuterat och visat effekterna av alternativ produktion, t.ex. bibränsle som knapp resurs, ändrad elproduktion, m.m.

8 MIMES/Waste och ORWARE i Jönköping

Följande kapitel har författats av Ola Eriksson, KTH, Avdelningen för Industriellt Miljöskydd och Mattias Olofsson, Chalmers Tekniska Högskola, Avdelningen för Energisystemteknik

8.1 Inledning

Både MIMES/Waste och ORWARE har använts för att göra studier av Jönköpings avfallshanteringssystem (Olofsson 2001, respektive Eriksson och Svanblom 2000). De två studierna skiljer sig åt, speciellt beträffande bakgrund, mål och systemavgränsning. För närvarande pågår ett arbete med att dra slutsatser kring vilka effekter modelluppbyggnad, systemangreppssätt och systemavgränsning får på resultaten och hur resultaten implementeras i beslutsprocessen genom att jämföra de två studierna i Jönköping och följa upp hur resultaten har använts. Tanken är att detta arbete skall presenteras i form av en vetenskaplig artikel (Eriksson och Olofsson 2002). Nedan görs en kort beskrivning av studierna och preliminära slutsatser presenteras.

8.2 MIMES/Waste-studien

MIMES/Waste-studien initierades som ett forskningsprojekt som en del i Energi-myndighetens programområde Energi från avfall. Studien hade två olika mål:

- 1) utveckla metodik för att länka systemtekniska modeller för avfallshanterings- och energisystem med syfte att förbättra beslutsunderlaget vid beslut rörande energiutvinning från avfall.
- 2) stödja den strategiska planeringsprocessen för de kommunala avfalls- och energiaktörerna och utvärdera olika framtida tekniska alternativ.

I MIMES/Waste – studien studerades därför avfallshanteringssystemet **och** det lokala energisystemet, närmare bestämt fjärrvärmesystemet. För att genomföra analysen användes en systemteknisk modell för avfallshanteringssystemet, MIMES/Waste, och en systemteknisk modell för fjärrvärmesystemet, MARTES. Tillsammans med de kommunala avfalls- och energiaktörerna, Tekniska Kontoret i Jönköping respektive Jönköping Energi, bestämdes att sex kombinationer av förändringar av avfallshanterings- och fjärrvärmesystemet skulle studeras för att finna en kostnadseffektiv lösning. För varje lösning studerades också emissionerna av växthusgaser. Dessa sex kombinationer innefattade källsortering av hushållsavfall i tre fraktioner, rötning, samförbränning av avfall och biobränsle och/eller avfallsförbränning av avfall som återstår efter materialåtervinning. I fjärrvärmesystemet studerades också nyinvestering i alternativ till avfallsför-

bränning såsom kraftvärme- och endast värmeproduktion från naturgas och biobränsle. De sex kombinationerna studerades i fyra scenarier där ett scenario var ett basscenario och de övriga tre scenarierna illustrerade förändringar gentemot basscenarioet beträffande marginalet, kostnader och intäkter vid rötning och omfattningen av materialåtervinning. Den huvudsakliga slutsatsen var att avfallsförbränning av avfall som återstår efter materialåtervinning var en kostnadseffektiv lösning för det totala systemet, dvs både avfallshanteringssystemet och fjärrvärmesystemet.

8.3 ORWARE-studien

ORWARE-studien initierades som ett uppdragsprojekt av Tekniska Kontoret i Jönköpings kommun samt Jönköping Energi AB. Studien hade som mål att ge en kvantifiering av påverkan på miljö, energi och kostnader för olika behandling av matavfall. Resultatet var en del av det beslutsunderlag som kommunen skulle stödja sina investeringsbeslut på.

I ORWARE-studien studerades avfallshanteringssystemet i Jönköping, avfall från Jönköpings län som skulle kunna behandlas i Jönköping samt delar av energisystem och jordbrukssystem som kan kopplas till hanteringen av matavfallet. Alla dessa delar studerades i samma modell, ORWARE-modellen. Tillsammans med de kommunala avfalls- och energiaktörerna, Tekniska Kontoret i Jönköping respektive Jönköping Energi, samt till vissa delar hushållningssällskapet som representant för jordbruksdelarna, bestämdes att fyra möjliga handlingsalternativ skulle studeras för att finna en lösning som var acceptabel ur miljö-, resurs och kostnadssynpunkt. De fyra scenarierna omfattade insamling av matavfallet i Jönköpings kommun samt transport till behandlingsanläggningar, regional transport av redan insamlat blandat hushållsavfall från omgivande kommuner i Jönköpings län till behandlingsanläggningar i kommunen, rötning eller förbränning av avfallet, omhändertagande av restprodukter (deponering av förbränningsaskor) samt spridning av den från rötningen erhållna biomullen på jordbruksmark.

Den huvudsakliga slutsatsen var att i den situation som då rådde så var rötning och förbränning inte konkurrerande behandlingsmetoder. Alla insatser som kan göras för att undvika deponering av avfallet är av godo. En kombination av rötning och förbränning av det blandade avfallet har jämfört med deponering en positiv inverkan ur alla aspekter utom övergödning där nuvarande jordbruksteknik medför försämringar för biologisk behandling jämfört med förbränning.

8.4 Resultat

Jämför man de två studierna kan man konstatera att de svarade på olika frågor. MIMES/Waste – studien hade karaktären av en ”screeningstudie” där avfallshanteringssystemet och ett av de viktigaste närliggande systemen, det lokala energisystemet, studerades. Med screening avses att det analyserade systemet (avfallshanteringssystemet +

energisystemet) var stort medan detaljeringsgraden av systemets olika delar var förhållandevis låg. Ur detta systems perspektiv identifierades kostnadseffektiva lösningar. Genom studien kunde man också dra slutsatser om hur de två systemen kan samverka och hur de påverkar varandra. De kommunala aktörerna i studien, Tekniska Kontoret och Jönköping Energi, ville sedan ha en detaljerad analys av valet mellan rötning och förbränning av organiskt avfall och gick därför vidare med ORWARE-studien. Denna analys begränsades till behandlingen av organiskt avfall, d.v.s. det studerade systemet var mindre. I gengäld var detaljeringsgraden av de ingående teknikerna högre och med ORWARE-modellen kunde kretsloppet av restprodukter från behandling av organiskt avfall studeras. Dessutom studerades ett antal miljöparametrar.

Under våren 2002 genomfördes uppföljande intervjuer med de aktörer som varit inblandade i Jönköping, dvs Tekniska Kontoret och Jönköping Energi. Intervjuerna omfattade följande områden:

- Påverkan på studiens upplägg och omfattning (scenarier, systemgränser, modellfunktioner)
- Transparens (indata, modellering, resultat)
- Tolkning och användning av resultat
- Användningsområden för avfallssystemmodeller

Generellt kan man säga att aktörerna ansåg att man hade god möjlighet att påverka studiernas upplägg och omfattning. I MIMES/Waste-studien bestämdes dock i större grad omfattning och scenarioval av det övergripande forskningsprojektet vid Energisystemteknik. ORWARE-studien, som utfördes genom direktfinansiering av Tekniska Kontoret, innebar naturligt mer möjligheter för aktörerna att påverka studiens upplägg. Transparensen var tillräcklig för den övergripande nivå man eftersträvade. Man var inte intresserad att förstå i detalj hur modellerna fungerade utan överlät detta ansvar åt modellanvändarna (forskarna). Man tyckte också det var förhållandevis enkelt att förstå och tolka resultaten.

Resultaten har främst använts som kompetensuppbyggnad i organisationerna (d.v.s. ett lärande inom organisationen) men även om ett indirekt beslutsunderlag där tjänstemännen agerat filter för att reducera ner resultatmängden till lämplig omfattning för beslutsfattarna (politiker i Jönköping samt styrelsen i Jönköping Energi). De s.k. ”radardiagrammen” som används för att presentera ORWARE-resultaten har även använts i Tekniska Kontorets marknadsföringsarbete av den nya röttningsanläggningen.

Man är positiv till användningen av avfallsmodeller för att stödja beslutsprocessen. Man tror däremot inte att man själv kommer att köra modellerna utan ser hellre att denna kompetens tas in på konsultbasis. Detta beror på att modellerna används för att stödja

stora strategiska beslut mellan vilka ett stort tidspann (5-10 år) ofta föreligger. Det är därför svårt att uppdatera och förstå hur de komplexa modellerna fungerar givet de organisationsramar som gäller. Vidare menar man också att det kan ligga ett trovärdighetsproblem om olika avfallsaktörer använder samma modell och kommer fram till olika resultat. Då är det bättre att en oberoende part, som har gedigen modellkunskap, kan göra analyserna och motivera skillnaderna. En möjlighet finns dock för att modeller skulle användas inom organisationerna och det är om konsulter / forskare, efter genomförd analys, lämnar kvar en ”låst modell” där endast ett 20-30 antal nyckelparametrar kan ändras. På så sätt kan man själv göra vidare känslighetsanalyser samtidigt som man känner förtroende för modellen.

Fler slutsatser från jämförelsen och synpunkter från uppdragsgivarna i Jönköping kommer presenteras i den kommande artikeln (Eriksson och Olofsson 2002).

9 Slutsatser

9.1 Skillnader och likheter mellan studierna

I föreliggande studie (”syntes”) har gjorts en genomgång av de systemstudier som genomförts i Energimyndighetens Forskningsprogram Energi från Avfall. De olika studierna har i de flesta fall visat upp ett likartat resultat. I de flesta fall är resultaten samstämmiga när samma frågeställningar besvarats. I de fall då olika resultat visas upp, beror det på att man valt olika systemgränser så att det egentligen är olika saker man beräknar. Skillnader kan också uppstå på grund av reella eller antagna skillnader i omgivande system, exempelvis vad gäller fjärrvärmesystem och konkurrerande energikällor.

9.2 Slutsatser om avfallsstrategier

Det huvudsakliga resultatet kan sammanfattas enligt följande allmänna slutsatser, vad gäller hanteringen av hushållsavfall och vissa icke-branschspecifika avfall (d.v.s. de typer av avfall som studerats i systemanalyserna, se Tabell 1). Dessa slutsatser bedöms gälla för de flesta kommuner i landet:

1. Deponering av avfall som kan förbrännas, rötas, komposteras eller materialåtervinnas är i allmänhet i sämre alternativ än andra behandlingsformer ur både ett miljömässigt och ekonomiskt perspektiv. Då deponering ofta innebär en förskjutning av emissioner till framtiden kan deponering på kort sikt (sekul eller längre) ha vissa fördelar (exempel fördröjda emissioner av metaller eller av växthusgaser). Både samhällsekonomiskt och företagsekonomiskt i livscykelperspektiv (Life Cycle Costs) är deponering det dyraste alternativet. Det bör påpekas att i samtliga scenarier och fall som studerats förekommer deponering av aska/slagg från avfalls-

förbränning och av vissa andra rejekt från återvinningsprocesser eller biologiska processer.

2. Rötning och förbränning (av nedbrytbart avfall från hushållen) är svåra att jämföra. Ingetdera är miljömässigt entydigt bättre än det andra. Däremot är både rötning och förbränning miljömässigt tumregelmässigt fördelaktigare än deponering. För vissa industriella avfall (t.ex. slakteriavfall, avfall från livsmedelsindustri, mm) kan dock rötning vara enda praktiskt genomförbara alternativet. Rötning är företagsekonomiskt dyrare än förbränning.
3. Kompostering (strängkompostering) av lättnedbrytbart avfall har nästan inga miljömässiga fördelar gentemot förbränning. Kompostering av lättnedbrytbart avfall ger inte heller några fördelar jämfört med rötning, varken miljömässigt eller ekonomiskt.
4. Materialåtervinning är generellt miljömässigt bättre än förbränning. Däremot kan resultatet vara olika för olika material. Störst fördelar med återvinning visar ej förnybara material som plast och metaller (metaller har dock inte diskuterats i denna syntes men som visats i flera andra LCA-studier). För skogsbaserade material fås större fördelar för mekanisk massa (t.ex. tidningspapper), än i kemisk massa (t.ex. kartong). För de företagsekonomiska resultaten ger ORWARE och NatWaste motstridiga resultat. Det samhällsekonomiska resultatet kan enligt ORWARE visa på både fördelar och nackdelar för återvinning jämfört med förbränning, beroende på vilken metod som används för att vikta miljö- och naturresurser.
5. Transporter av avfall, sedan det väl är insamlat, är av begränsad energimässig, miljömässig och ekonomisk betydelse. Hushållens transporter (med personbil) kan påverka resultatet (i ogynnsam riktning för källsortering).
6. Deponin kan i vissa fall fungera som en kolsänka, vilket på kort sikt kan ha betydelse för förnybara, svårnedbrytbara material, t.ex. papper.
7. Fosfor betraktas som en ändlig resurs. De avfallstyper som studeras i denna syntes spelar liten roll i den totala fosforbalansen. Även då fosfor värderas som en ändlig resurs blir fosfors påverkan på systemet liten i jämförelse med energiflödena.
8. Medtagande av mullämnen som funktionell enhet kan påverka resultatet om torv är ersättning till rötrest/kompost. Om torv är ersättning till rötrest blir rötning energimässigt mycket gynnsammare än förbränning – detta antagande är dock helt hypotetiskt och har egentligen ingen praktisk grund i dagsläget.

Dessa kvalitativa slutsatser kan dras med viss säkerhet. Även en rad andra LCA-studier har givit resultat som överensstämmer med ovanstående, t.ex. Workshop System Analyses of Integrated Waste Management i Stockholm 3 – 4 April 2001 (Sundqvist et al 2002b).

9.3 När bör resp. modell användas

Som påpekats i avsnitt 3.7 bör påpekas att begreppen modell och studie (eller projekt) bör hållas i sär. I resp. studie har man använt sig av "sin" modell och försökt att besvara de frågeställningar man ställt upp för studien. Man har i samtliga fall utgått från en "basversion" av "sin" modell, vilken man sedan anpassat efter frågeställningarna. Samtliga modeller är flexibla och kan anpassas efter nya frågeställningar. De inriktningar och de begränsningar som beskrivits i föreliggande rapport berör studierna och inte modellerna. Det är inte modellerna som är begränsande utan mer vilka frågeställningar man inriktar sig mot. De aktuella modellerna kan utvecklas åt olika håll för att besvara andra frågeställningar.

Om man dock utgår från de studier som gjorts i programmet Energi från avfall och som hur modellerna har använts i dessa studier kan man säga följande:

- fms-studien är inriktad mot miljö i ett samhälleligt perspektiv. Man beräknar miljöekonomi men inte företagsekonomiska eller samhällsekonomiska kostnader. fms är vidare inriktad mot modellering av hur omgivande system och olika antaganden påverkar resultatet.
- ORWARE är inriktad mot miljö och ekonomi i ett samhälleligt perspektiv. Vissa aktörsaspekter berörs under den andra etappen. ORWARE är inriktad både mot avfallssystem och omgivande system - i den andra etappen har omgivande system studerats mer än i första etappen.
- MIMES/Waste och NatWaste behandlar miljöpåverkan mer begränsat - endast klimatpåverkan modelleras, men är inriktade mot ekonomi - MIMES/Waste i ett aktörsperspektiv och NatWaste mer i ett samhällsperspektiv.
- fms-studien, ORWARE och NatWaste använder ett funktionellt perspektiv på systemgränserna. Man definierar funktionen (avfallshantering) och följer sedan materialströmmarna "från vaggan till graven". Detta till skillnad från MIMES/Waste som har ett mer regionellt perspektiv där systemet definieras av geografiska avgränsningar (exempelvis avfallssystemet och energisystemet i en kommun).
- ORWARE och fms-studierna är beskrivande modeller som beskriver det valda systemet. MIMES/Waste är en optimerande modell som optimerar systemet utifrån ett valt optimeringskriterium (exempelvis minsta kostnaden). ORWARE-modellen har också använts optimerande i tidigare studier.

10. Referenser

Rapporter från ORWARE-projektet:

- Sundqvist J-O, Baky A, Björklund A, Carlsson M, Eriksson O, Frostell B, Granath J, Thyselius L, (2000a). Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Översiktsrapport. Stockholm December 1999. IVL Rapport B 1379
- Sundqvist J-O, Baky A, Björklund A, Carlsson M, Eriksson O, Frostell B, Granath J, Thyselius L, (2000b). Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Uppsala. Stockholm December 1999. IVL Rapport B 1380
- Sundqvist J-O, Baky A, Björklund A, Carlsson M, Eriksson O, Frostell B, Granath J, Thyselius L, (2000c). Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Stockholm. Stockholm December 1999. IVL Rapport B 1381
- Sundqvist J-O, Baky A, Björklund A, Carlsson M, Eriksson O, Frostell B, Granath J, Thyselius L, (2000d). Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Älvdal. Stockholm December 1999. IVL Rapport B 1382
- Carlsson, A-S. (2002). Kartläggning och utvärdering av plaståtervinning i ORWARE, , IVL Report B 1418
- Wikholm N (2001), Tungmetallflöden i ORWARE. Examensarbete. Preliminärt manuskript.
- Asefa G (1999), Environmental System Analysis of Waste management – Prospects of Hydrogen Production from Waste for Use in Fuel Cell Vehicles. Examensarbete, KTH Avdelningen för Industriellt Miljöskydd.
- Flidner A (1999), Anaerobic Treatment of Municipal Biodegradable Waste. Examensarbete, KTH Avdelningen för Industriellt Miljöskydd.
- Granath J (1998), Increased Waste Combustion in Sweden – potential and environmental effects. Examensarbete Chalmers, Institutionen för Kemisk Miljövetenskap

Rapporter från fms-projektet

- Clift, R., Doig, A. and Finnveden, G. (2000): The Application of Life Cycle Assessment to Integrated Solid Waste management, Part I – Methodology. *Trans IchemE*, 78, part B, 279-287.
- Ekvall, T. and Finnveden, G. (2000): The Application of Life Cycle Assessment to Integrated Solid Waste Management, Part II – Perspectives on energy and material recovery from paper. *Trans IchemE*, 78, part B, 288-294.
- Ekvall, T. and Finnveden, G. (2001): Allocation in ISO 14041 – A Critical Review. *J. Cleaner Production*, 9, 197-208.
- Finnveden G, Johansson J, Lind P, Moberg Å (2000). Life Cycle Assesments of Energy from Solid Waste. Augusti 2000. Rapport fms 137
- Finnveden G, Johansson J, Lind P, Moberg Å (2000). Life Cycle Assesments of Energy from Solid Waste. Appendix 2. Classification and characterisation factors. Augusti 2000. Rapport fms 138
- Finnveden G, Johansson J, Lind P, Moberg Å (2000). Life Cycle Assesments of Energy from Solid Waste. Appendix 3 Undefined substances in the base scenario. Augusti 2000. Rapport fms 139
- Finnveden G, Johansson J, Lind P, Moberg Å (2000). Life Cycle Assesments of Energy from Solid Waste. Appendix 4 Weighted results for all waste fractions and all scenarios. Augusti 2000. Rapport fms 140
- Finnveden G, Johansson J, Lind P, Moberg Å (2000). Life Cycle Assesments of Energy from Solid Waste. Appendix 5 Process data records in Sima Pro 4.0. Augusti 2000. Rapport fms 141
- Finnveden G, Johansson J, Lind P, Moberg Å (2000). Life Cycle Assesments of Energy from Solid Waste, Appendix 6 Inventory results for all scenarios. Augusti 2000. Rapport fms 142
- Finnveden G, Johansson J, Lind P, Moberg Å (2000). Life Cycle Assesments of Energy from Solid Waste. Appendix 7 Characterisation results for the base scenario. Augusti 2000. Rapport fms 137
- Finnveden, G, Johansson, J., Lind, P. and Moberg, Å. (2001): Life Cycle Assessment of Energy from Solid Waste – Total energy use and emissions of greenhouse gases. Paper presented at the International workshop on Systems Studies of Integrated solid waste management, Stockholm, April. To be published.

- Finnveden, G. (1998): Snävt perspektiv i norska rapporten, Energibesparing kan göras. RVF-nytt, Nr 4 1998, 10-11.
- Finnveden, G. (1999): Methodological Aspects of Life Cycle Assessment of Integrated Solid Waste Management Systems. Resources, Conservation and Recycling, 26, 173-187.
- Finnveden, G. (2000a): Många rapporter säger tvärtom. Dagens Nyheter, 29 februari, sid A22.
- Finnveden, G. and Ekvall, T. (1999): Environmental aspects of energy and material recovery of paper – today and in a more sustainable future. Appendix VII in Ekvall, T.: System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment, With Implications for Waste Paper Management. Dissertation, Chalmers University of Technology.
- Finnveden, G. and Nielsen, P.H. (1999): Long-term emissions from landfills should not be disregarded! Letter to the Editor. Int. J. LCA, 4, 125-126.
- Finnveden, G., Johansson, J. Lind, P. and Moberg Å. (2000b): Avfallshierarkin gäller – som tumregel. RVF-nytt, nr 4, p.53-54.
- Finnveden, G., Johansson, J., Lind, P. And Moberg, Å. (2001): Life Cycle Assessment of Energy from Solid Waste – Part 1: General Methodology and Results. Submitted.
- Lind, P. (1999): Appendix till examensarbetet. Fms rapport 111.
- Lind, P. (1999): En livscykelinventeringsmodell för hantering av fast hushållsavfall på nationell nivå. Examensarbete. Nr 72, Ekotoxikologiska avdelningen, Uppsala universitet.
- Moberg, Å. (1999): Environmental systems analysis tools – differences and similarities, including a brief case study on heat production using Ecological footprint, MIPS, LCA and exergy analysis. Stockholms Universitet, Inst för systemekologi. Examensarbete 1999:8.
- Moberg, Å. Finnveden, G., Johansson, J. and Lind, P. (2001): Life cycle assessment of energy from solid waste – landfilling as a treatment method. Paper presented at the International workshop on Systems Studies of Integrated solid waste management, Stockholm, April. To be published.
- Moberg, Å. Finnveden, G., Johansson, J. and Lind, P. (2001): Life Cycle Assessment of Energy from Solid Waste – Part 2: Landfilling compared to other treatment methods. Submitted.

Moberg, Å., Finnveden, G., Johansson, J. and Lind, P. (2000): Environmental impacts of landfilling of solid waste compared to other options. Paper presented at the 1st Intercontinental Landfill Research Symposia, Dec 11-13 in Luleå, Sweden.

Rapporter från MIMES/Waste

Olofsson M., Energi från avfall. En integrerad studie av avfallshanterings- och energisystemet i Jönköping, ISRN CTH-EST-R--01/1—SE, Division of Energy Systems Technology, Chalmers, Göteborg, 2001a

Olofsson M., Energi från avfall. En integrerad studie av avfallshanterings- och energisystemet i Göteborg, ISRN CTH-EST-R--01/2—SE, Division of Energy Systems Technology, Chalmers, Göteborg, 2001b

Rapport från NatWaste

Ljunggren Söderman M, A System Engineering Approach to National Waste Management. Thesis for the degree of doctor of philosophy. Department of Energy Conversion, Chalmers University of Technology. Göteborg 2000.

Övriga referenser

Baumann H, Ekvall T, Eriksson E, Kullman M, Rydberg T, Ryding S-O, Steen B och Svensson G (1993). Miljömässiga skillnader mellan återvinning/återanvändning och förbränning/deponering. REFORSK Rapport FoU 79.

Baumann, H. and Cowell, S. (1999): An Evaluative Framework for Conceptual and Analytical Approaches Used in Environmental Management. Greener Management International, The Journal of Corporate Environmental Strategy and Practise, 26, 109-122.

Energimyndigheten (2000). Energiläget i siffror 2000.

Eriksson, N.B., Moberg, Å., Finnveden, G. och Johansson, J. (2001): Försvarssektorns totala miljöpåverkan – inledande studier. FOI- R--0033—SE. FOI, Stockholm.

Eriksson, O. och Olofsson, M., Using Systems Analysis in Waste Management Planning – Experiences from two studies in Jönköping, kommande vetenskaplig artikel för vetenskaplig publicering, 2002

Eriksson, O., Svanblom, L. (2000) Framtida behandling av lättnedbrytbart organiskt avfall i Jönköpings kommun- En systemstudie av effekter på miljö, energi och ekonomi, Industriellt Miljöskydd, KTH, Stockholm, Sweden (TRITA-KET-IM 2000:20)

- Finnveden G, Ekvall T (1998). Life Cycle Assessments as a Decision-Support Tool – the Case of Recycling vs. Incineration of Paper. *Resources, Conservation and Recycling* **24**:235-256
- Finnveden G, Steen B, Sundqvist J-O (1994), Kretslopp av pappersförpackningar – energiutvinning eller materialåtervinning. IVL Rapport B 1128
- Förslag till svensk klimatstrategi. SOU 2000:23
- Ekvall, T., L. Person, A. Ryberg, J. Widheden, N. Frees, P. H. Nielsen, B. P. Weidema, and M. Wesnaes (1998). *Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks. Main Report*. 399, Ministry of Environment and Energy, Danish Environmental Protection Agency.
- ISO (1997). Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. ISO 14040
- ISO (1998.) Goal and Scope Definition and Inventory Analysis. ISO 14041
- ISO (1999). Life Cycle Impact Assessment. ISO 14042
- ISO (2000) (Life Cycle Interpretation. ISO 14043
- Miljömålskommittens betänkande SOU 2000:52
- Naturmiljön i siffror 2000. Naturvårdsverket/Statistiska Centralbyrån 2000.
- Olofsson M., Energi från avfall - En integrerad studie av avfallshanterings- och energisystemet i Jönköping, In Swedish, ISRN CTH-EST-R--01/1—SE, Division of Energy Systems Technology, Chalmers, Göteborg, 2001
- Regeringens proposition 2000/01:64, Kemikaliestrategi för giftfri miljö
- Regeringens proposition 1997/98:145
- Regeringens proposition 2000/01:130
- Sundqvist J-O, Finnveden G, Sundberg J (2002b). Proceedings from Workshop System Analyses of Integrated Waste Management i Stockholm 3 – 4 April 2001. IVL-Rapport B 1490.
- Utsläpp av ammoniak i Sverige 1999. Statistiska meddelanden MI 37 SM 0001. SCB 2000
- Utsläpp till luft i Sverige. Statistiska Meddelanden MI 18 SM 0001. SCB 2000

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbetet för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

Forskning- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie)
IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden
IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt
IVLs hemsida: www.ivl.se

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsservice registreras i IVLs A-serie. Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

P.O.Box 210 60, SE-100 31 Stockholm
Hälsingegatan 43, Stockholm
Tel: +46 8 598 563 00
Fax: +46 8 598 563 90

P.O.Box 470 86, SE-402 58 Göteborg
Dagjämningsgatan 1, Göteborg
Tel: +46 31 725 62 00
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult
Aneboda, Lammhult
Tel: +46 472 26 77 80
Fax: +46 472 26 77 90

www.ivl.se