Systemstudie Avfall - Borås

En systemstudie för den framtida avfallsbehandlingen i Borås.
Ett delprojekt inom projektet ”Termisk och biologisk avfallsbehandling i ett systemperspektiv”.

Mattias Bisaillon
Mårten Haraldsson
Johan Sundberg
Ola Norrman Eriksson

Rapportens upplägg och syfte:
Syftet med projektet *Systemstudie Avfall - Borås* är att ur ett systemperspektiv utvärdera nya och förbättrade tekniker för behandling av avfall från hushåll och verksamheter. Fokus för systemstudien ligger på Borås avfalls- och fjärrvärmesystem år 2015.

Analysen är uppdelad på en omvärldsutveckling och 12 utvecklingsvägar (fördelade på fem analysblock) som innebär förändringar jämfört med situationen år 2007 (som utgör basåret i studien). Omvärldsutvecklingen beskriver de randvillkor som beslutsfattarna i Borås måste anpassa sig efter medan utvecklingsvägarna beskriver möjliga förändringar av avfallssystemet som beslutsfattarna i Borås kan styra över.

Waste Refinery

Systemstudie Avfall - Borås

En systemstudie för den framtida avfallsbehandlingen i Borås. Ett delprojekt inom projektet ”Termisk och biologisk avfallsbehandling i ett systemperspektiv”.

A systems study of the future waste management system in Borås

Part of the project: “Thermal and biological waste treatment in a systems perspective”

Mattias Bisaillon
Mårten Haraldsson
Johan Sundberg
Ola Norrman Eriksson

Projektnummer WR-21

WASTE REFINERY
SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut
Box 857, 501 15 Borås
www.wasterefinery.se
wasterefinery@sp.se
ISSN 1654-4706

Sammanfattning

Syftet med detta projekt (*Systemstudie Avfall - Borås)* är att ur ett systemperspektiv utvärdera nya och förbättrade tekniker för behandling av avfall från hushåll och verksamheter. Fokus för systemstudien ligger på Borås avfalls- och fjärrvärmesystem. För att göra systemstudien fullständig krävs dock även analyser för omkringliggande system som påverkar och påverkas av förändringar i de ovan nämnda systemen.

Studien fokuserar kring situationen år 2015, dvs relativt nära dagens situation. Därför har vi valt att fördela analysen på en omvärldsutveckling och 12 utvecklingsvägar (fördelade på fem analysblock) som innebär förändringar jämfört med situationen år 2007 (som utgör basåret i studien). Omvärldsutvecklingen beskriver de omkringliggande systemens utveckling (t.ex. elpris, uppkomna avfallsmängder, pris på utsläppsrätter för CO2). En utvecklingsväg består av en kombination av tekniker (t.ex. rötning, sortering, förgasning) som ska uppfylla de krav på avfallsbehandling och energiproduktion som ställs på systemen i Borås. Omvärldsutvecklingen beskriver de randvillkor som beslutsfattarna i Borås måste anpassa sig efter. Utvecklingsvägarna beskriver möjliga förändringar av avfallssystemet som beslutsfattarna i Borås kan styra över.

I **analysblock 1** studeras olika alternativ för ersättning av BEMs befintliga biokraftvärmeverk. De fyra utvecklingsvägar som studerats består av biokraftvärme, avfallskraftvärme, gaskombikraftvärme baserat på naturgas och förgasning baserat på avfall.

Ur ekonomisk synvinkel är det bästa alternativet antingen avfallskraftvärme eller biokraftvärme. Baserat på de indata som nyttjas ger avfallskraftvärme ett något bättre resultat (15 Mkr/år). Viktiga parametrar som påverkar detta resultat är i första hand: flispris, mottagningsavgifter samt skillnaden i investeringskostnad för de två alternativen. Alla dessa poster är stora i förhållande till det slutliga resultatet, vilket innebär att endast mindre förändringar i indata kan leda till att resultat blir omvänt, dvs att biokraftvärme visar sig mer ekonomiskt fördelaktigt än avfallskraftvärme.

Med avseende på klimatpåverkan ger avfallsförgasning det bästa resultatet. Anledningen är att denna teknik ger en relativt hög elproduktion (som ersätter annan elproduktion) samtidigt som en stor mängd avfall behandlas, vilket ger att deponering av avfall undviks. Här är det dock viktigt att poängtera att avfallsförgasning idag inte är en kommersiellt gångbar teknik, vilket innebär att det finns osäkerheter om en fullskaleanläggning kommer att fungera lika bra i verkligheten som i teorin.

Precis som för det ekonomiska utfallet uppvisar alternativen avfallskraftvärme och biokraftvärme ett ganska likartat resultat för klimatpåverkan. Resultatet väger dock över något för biokraftvärme (15 kton CO2-ekvivalenter[1] lägre per år). Viktiga parametrar som påverkar detta utfall är: emissioner från alternativ elproduktion, avfallets fossil-innehåll samt antaganden om den alternativa hanteringen av avfall.

Genom **analysblock 2, 4 och 5** har olika delar som berör biogasproduktion från avfall studerats. Analysblock 2 och 5 fokuserar på åtgärder att öka mängden avfall *till* rötningen

[1] I fortsättningen används förkortningen CO2-ekv.

genom förbättrad utsortering av matavfall (ny förbehandling respektive införande av tvåkärlssystem) respektive förbehandling av nya substrat medan analysblock 4 fokuserar på olika alternativ att hantera biogödseln *från* rötningen. Följande alternativ studeras i analysblock 4:

- direkt spridning av oavvattnad biogödsel eller
- avvattning i kombination med olika alternativ för rening av det rejektvatten som uppstår vid avvattning – SBR[2] (dagens system i Borås), luftstripper, ångstripper samt membrananläggning

Analysen inom analysblock 4 genomfördes i nära samarbete med WR20 medan indata från labbförsök i WR12 användes i analysblock 5.

Ekonomisk analys inkluderas i både analysblock 2 och 4. Enligt analyserna skulle det bästa ekonomiska resultatet fås genom att införa tvåkärlssystem samt bibehålla dagens hantering (dvs avvattning i kombination med SBR) av den oavvattnade biogödseln.

Ur klimatsynpunkt kan man konstatera att skillnaderna mellan de olika utfallen inom analysblock 2, 4 och 5 ligger på betydligt lägre nivå än skillnaderna mellan de olika kraftvärmealternativen i analysblock 1. Det är dock viktigt att komma ihåg att både investeringar och förändringar i avfallsflöden är betydligt större i analysblock 1. Resultaten i analysblock 2 och 4 visar att en övergång till tvåkärlssystem i kombination med spridning av oavvattnad biogödsel skulle ge det bästa utfallet ur klimatsynpunkt. Kombineras dessa utfall skulle de innebära en reduktion av klimatpåverkande emissioner med knappt 3 kton CO2-ekv./år.

Ur klimatsynpunkt är det också viktigt att notera att beräkningarna i analysblock 4 och 5 visar på förhållandevis höga emissioner för de kemikalier som används i processerna. I båda analysblocken framträdde tydligt ”uppströms” emissioner som härrör från tillverkningen av kemikalierna. För att förbättra utfallet är det därför intressant att undersöka om/hur man kan minska kemikalieåtgången, om det går att byta till en kemikalie med lägre ”uppströms” emissioner och om det på något sätt är möjligt att återvinna kemikalierna.

I **analysblock 3** studeras hur ökad materialåtervinning kan leda till minskad klimatpåverkan. Detta är intressant och relevant ur Waste Refinerys perspektiv eftersom materialåtervinning är ett alternativ som kan utnyttjas i kombination med termisk och biologisk behandling för att uppnå så optimala resultat som möjligt (se t ex Sundberg et al 2004). Utmaningen ligger i att hitta avvägda kombinationer av dessa tekniker som tar hänsyn till både ekonomi och miljö.

Resultaten visar att en övergång till fastighetsnära insamling av hushållsavfall i åtta fraktioner från villahushållen i Borås kommun skulle innebära en minskning av växthusgasemissionerna med knappt 330 ton CO2-ekv./år. Detta är givetvis positivt, men samtidigt är det viktigt att ge perspektiv på denna förändring:

[2] SBR = Satsvis Biologisk Rening

- I analysen har vi antagit att alla villahushåll i Borås kommun (20 600) går över till insamling i åtta fraktioner. Om man antar att det i genomsnitt bor 2,5 personer per villahushåll så omfattas drygt 52 000 personer av övergången till insamling i åtta fraktioner. Utslaget per person motsvarar reduktionen av växthusgasemissioner då drygt 6 kg CO2-ekv./person, år. Som jämförelse kan nämnas att Sveriges totala växthusgasemissioner år 2008 var 6,9 **ton** CO2-ekv./person, år (Miljömål 2010), dvs drygt 1000 gånger större.

- Givet att utsläppsreduktionen på knappt 330 ton CO2-ekv./år maximalt får innebära en merkostnad på 300 kr/ton CO2-ekv. (vilket är det antagna priset för utsläppsrätter år 2015 enligt avsnitt 4.4.2) så kan man beräkna att insamlingen i åtta fraktioner maximalt får innebära en ökning av kostnaderna med 0,1 Mkr/år. Utslaget per villahushåll motsvarar detta en maximal ökning av kostnaderna med knappt 5 kr/villahushåll, år. Detta kan jämföras med avfallstaxan i Borås som idag ligger på ca 2300-2500 kr/villahushåll, år (beroende på om man har 130 eller 190 literskärl). Detta innebär att ökningen av kostnaderna maximalt får motsvara en ökning på ca 0,2 % av avfallstaxan, dvs en mycket begränsad ökning.

Nyckelord: systemanalys, termisk behandling, biologisk behandling, biogas, fjärrvärme, el, kraftvärme, optisk sortering, förbehandling, biogödsel, materialåtervinning

Summary

The purpose of this project (*A systems study of the future waste management system in Borås)* is to evaluate, from a systems perspective, new and improved waste treatment technologies. The study is focused on the waste management system and the district heating system of Borås. In order to make the analysis complete, the project has also included analyses of surrounding systems that interact with Borås waste management and district heating systems.

The study evaluates the situation in 2015, i.e. a situation only a few years from today. Therefore we have chosen to perform the analysis with one external scenario and 12 development paths (divided into Analyses 1-5). The external scenario describes the development of the surrounding systems through factors that are important for the waste management and district heating systems in Borås (e.g. electricity price, waste generation, and price of tradable emissions permits for CO2). A development path (or local scenario) means changes of the current waste management and/or district heating systems in Borås and consists of a set of technologies (e.g. anaerobic digestion, central separation and gasification) that are used to fulfil the demand for waste treatment and district heating. The development in the surrounding systems (described by the external scenario) cannot be influenced by the decision-makers in Borås. The development paths describe possible changes of the waste management and district heating systems that decision-makers in Borås can choose to implement.

In **Analysis 1,** different alternatives for replacing BEM's existing bio-fuelled combined heat and power plant (CHP) are analyzed. The four development paths consist of building a new bio-fuelled CHP, a new waste-fuelled CHP, a new natural gas CHP and a new waste gasification plant (for CHP production) respectively.

From an economic perspective, the analysis shows that the best alternative is either waste-fuelled CHP or bio-fuelled CHP. Based on the data used in the analysis, waste-fuelled CHP gives the best outcome, resulting in a cost 15 MSEK/year lower than that of bio-fuelled CHP. The following parameters have a great influence on this result: price of solid biofuels, gate fees on the waste incineration market and the difference in investment cost for the two alternatives. Even relatively small changes of these parameters might change the result to the opposite, i.e. making bio-fuelled CHP the best option from an economic perspective.

Regarding global warming potential, waste gasification gives the best outcome. The main explanations of this result are the combination of a relatively large electricity production (which replaces other electricity production) and the fact that this alternative treats the largest amount of waste (which replaces treatment by landfilling). In this regard, it is important to acknowledge that waste gasification is not a commercial technology as of today. Hence, there is an uncertainty whether a real plant will perform as well as the theoretical plant used in this analysis.

As for the economic result, bio-fuelled and waste-fuelled CHP show a similar result regarding global warming potential. Based on the data used in the analysis, bio-fuelled CHP shows a somewhat better outcome, resulting in 15 ktonnes CO2-eq./yr lower greenhouse gas emissions than waste-fuelled CHP. The following parameters have a large influence on

this result: emissions from alternative electricity production, the content of fossil material in the waste and assumptions regarding alternative treatment of waste.

In **Analyses 2, 4 and 5** different aspects of biogas production from waste are studied. Analyses 2 and 5 focuse on measures to increase the amount of waste *to* the anaerobic digestion plant by increased separation of food waste (by new pretreatment and introduction of collection in two bins respectively) and by pretreatment of new waste types. Analysis 4 focuses on different alternatives to handle the residue *from* the anaerobic digestion plant. The following alternatives are studied in Analysis 4:

- spreading of digestate on arable land or
- dewatering of digestate in combination with different options for treating the reject water at the dewatering – SBR[3] (today's option in Borås), air stripper, steam stripper and membrane plant

Analysis 4 was performed in close co-operation with the WR20 project. For Analysis 5, data developed in the WR12 project were used.

Economic analysis is included in Analyses 2 and 4. The best economic outcome is the introduction of collection in two bins while continuing with the current digestate handling (i.e. dewatering in combination with SBR).

Regarding global warming potential, the differences between the options in Analyses 2, 4 and 5 are much smaller than the differences between the options in Analysis 1. It is, however, important to remember that both investments and waste flow changes are much larger in Analysis 1. The best outcome in Analyses 2 and 4 is introduction of collection in two bins in combination with spreading of digestate on arable land. Compared to the reference, this combination would mean a reduction of greenhouse gas emissions by almost 3 ktonnes CO2-eq./yr.

From a global warming perspective, it is important to note that the calculations in Analyses 4 and 5 show relatively high emissions at the production of the chemicals used in the processes. In both analyses, these "upstream" emissions had a clear impact on the result. To improve the outcome, it is therefore of interest to examine whether the chemical use can be reduced, whether it is possible to use other chemicals with less "upstream" emissions and whether it is possible to reuse the chemicals.

In **Analysis 3**, increased material recycling is studied together with the consequences of increased recycling regarding reduced greenhouse gas emissions. This is interesting and relevant from Waste Refinery's perspective, since material recycling is an alternative that can be used in combination with thermal and biological treatment to give optimal results (see e.g. Sundberg et al 2004). The challenge is to find combinations that consider both economy and environment.

The results in Analysis 3 show that introduction of collection of household waste in 8 fractions at single-family houses in Borås would mean a reduction of greenhouse gas emissions by almost 330 tonnes CO2-eq./yr compared to the reference case. This

[3] SBR = Sequencing Batch Reactor

reduction is positive but at the same time it is important to give some perspectives on the result:

- In the analysis, we assumed that the collection of household waste in 8 fractions is introduced in all single-family houses in Borås (20 600). Assuming that on average 2.5 persons live in each single-family house, 52 000 persons are included. The greenhouse gas emission reduction then corresponds to 6 kg CO2-eq./capita, yr. As a comparison, Sweden's total greenhouse gas emissions in 2008 corresponded to 6.9 **tonnes** CO2-eq./capita, yr (Miljömål 2010), i.e. more than 1000 times larger.

- Correlating the emission reduction (330 tonnes CO2-eq./yr) to the assumed price for tradable emission permits for CO2 in 2015 (300 SEK/tonne CO2-eq.) it can be calculated that the introduction of collection of household waste in 8 fractions can only lead to an increase of the costs by 0.1 MSEK/yr in order to be a cost effective measure from global warming perspective. Per single-family house this corresponds to a maximum cost increase of 5 SEK/yr. This can be compared to the waste collection fee in Borås, which is around 2300-2500 SEK/single-family house, yr (depending on the size of the waste bin being 130 or 190 litre).This means that the cost increase can only correspond to a 0.2 % increase of the waste collections fee, i.e. a very limited increase.

Keywords: Systems analysis, thermal treatment, biological treatment, biogas, district heating, electricity, combined heat and power production, optical sorting, pretreatment, biofertilizer, material recycling.

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING **V**

SUMMARY **VIII**

ORDLISTA, PREFIX OCH KEMISKA BETECKNINGAR **XII**

1 INLEDNING **15**

1.1 HUVUDPROJEKTETS BAKGRUND, ORGANISATION, MÅL OCH SYFTE 15
1.2 MÅL OCH SYFTE I DETTA DELPROJEKT 16
1.3 LÄSANVISNINGAR 16

2 BAKGRUND **18**

3 MODELLER OCH METODIK **19**

3.1 SYSTEMAVGRÄNSNING OCH SCENARIER – GENERELL BESKRIVNING 19
3.2 ORWARE 23
3.3 MARTES 25
3.4 MILJÖPÅVERKAN 27

4 FÖRUTSÄTTNINGAR OCH STUDERADE UTVECKLINGSALTERNATIV I BORÅS **30**

4.1 SYSTEMSTUDIE AVFALL - BORÅS 30
4.2 METODIK OCH ARBETSGÅNG 32
4.3 SCENARIER FÖR DEN FRAMTIDA UTVECKLINGEN 34
4.4 OMVÄRLDSUTVECKLING 36
4.5 UTVECKLINGSVÄGAR 42
4.6 FUNKTIONELLA ENHETER 56
4.7 REDOVISNING AV ÖVRIGA INDATA 57

5 RESULTAT **58**

5.1 ANALYSBLOCK 1 – OLIKA KRAFTVÄRMEALTERNATIV 58
5.2 ANALYSBLOCK 2 - ÖKAD BIOGASPRODUKTION GENOM FÖRBÄTTRAD SORTERING 65
5.3 ANALYSBLOCK 3 – ÖKAD MATERIALÅTERVINNING 69
5.4 ANALYSBLOCK 4 – FÖRÄNDRAD RÖTRESTHANTERING 72
5.5 ANALYSBLOCK 5 – FÖRBEHANDLING AV AVFALL FÖRE RÖTNING 84

6 SLUTSATSER OCH DISKUSSION **86**

6.1 ÖKAD KRAFTVÄRMEPRODUKTION FRÅN AVFALL 86
6.2 ÖKAD BIOGASPRODUKTION FRÅN AVFALL 88
6.3 ÖKAD MATERIALÅTERVINNING 89

7 LITTERATURREFERENSER **91**

Bilagor

A Ett urval tidigare projekt med ORWARE-modellen

B Centrala indata i avfalls- och fjärrvärmesystemet

C Flöden och processer i avfallsbehandlingssystemet i Borås – Systemschema för Orware modellen

Ordlista, prefix och kemiska beteckningar

AKV: Avfallskraftvärmeverk

Avfallsbehandlingssystemet: Alla befintliga tekniker för avfallsbehandling (förbränning, biologisk behandling, förädling mm) inklusive olika typer av förbehandling och efterbehandling t.ex. sorteringsanläggningar för brännbart avfall eller t.ex. slaggsortering. Inkluderar även möjliga framtida processer som är av intresse att studera för det framtida behandlingssystemet. Systemgränsen är i princip densamma som definierats för Waste Refinery, dvs. systemet för termisk och biologisk avfallsbehandling av olika typer av organiskt avfall inklusive kringprocesser till dessa behandlingsmetoder.

Arbetsgruppen: Består av representanter från Borås Energi och Miljö (Andreas Ulveström, Ralph Pettersson, Susanne Linna, Pauline Salomonsson, Pär Johansson, Per Karlsson) och Profu (**Pro**jektinriktad **f**orskning och **u**tveckling i Göteborg AB) (Johan Sundberg, Mattias Bisaillon, Mårten Haraldsson, Ola Norrman Eriksson, Karolina Nilsson).

Basår: Avser år 2007 inom detta projekt.

BEM: Borås Energi och Miljö

CO2-ekv.: Koldioxidekvivalenter. Växthusgasemissioner från metan och dikväveoxid har översatts till motsvarande mängd koldioxidemissioner. Metanemissionerna multipliceras med faktorn 25 och dikväveoxidemissionerna multipliceras med faktorn 298 (faktorerna kommer från IPCCs Fourth Assessment Report).

COD: Chemical Oxygen Demand är ett mått på den mängd syre som förbrukas vid fullständig kemisk nedbrytning av organiska ämnen i vatten.

Decoupling effekt: att avfallsmängderna inte längre ökar i samma takt som den ekonomiska tillväxten.

Fritt anläggning: Bränslepriser för fritt anläggning innebär det pris som bränslet kostar vid bränsleinköparens anläggningsgrind. I priset inkluderas således transportkostnader.

Funktionella enheter: För att kunna jämföra två olika system och avgöra om det ena systemet är bättre än det andra måste systemen antingen uppfylla samma behov eller kunna relateras till samma funktion. Vid användandet av funktionella enheter utgår man inte från själva systemet utan från den nytta som uppnås genom att använda systemet. I denna studie används flera olika funktionella enheter, t ex att en viss mängd avfall skall behandlas eller att en viss mängd fjärrvärme skall produceras.

GHG: Greenhouse gases

GWP: Global Warming Potential

IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change.

LCA: Livscykelanalys (life cycle assessment). Emissioner från en produkts hela livscykel (från vaggan till graven) beaktas.

LP: Linjärprogrammeringsmodell

MKB: Miljökonsekvensbeskrivning.

MSW: Municipal solid waste.

MÅV: Materialåtervinning.

Marginalelsproduktion: Den mix av bränslen och elproduktionstekniker som används för att producera den sista tillkommande enheten i el-systemet. Inom detta projekt består marginalelsproduktionen av fler olika bränslen och produktionstekniker.

MARKAL: Energisystemmodell för det nordiska energisystemet som används för att beräkna den alternativa elproduktionen.

MARTES: Modell som används för att analyserna fjärrvärmesystemet.

Miljöbalken: Samling av författningar på miljövårdsområdet. Trädde i kraft i januari 1999.

Miljöpåverkanskategorier: I detta projekt avses klimatpåverkan, försurning och övergödning.

NEP: Nordic Energy Perspectives. Forskningsprojekt med det övergripande målet att påvisa möjligheter för att nå en starkare och hållbar tillväxt och utveckling i de nordiska länderna.

NPK: Kväve (N), Fosfor (P) och Kalium (K).

OMV: Omvärlden till Avfallsbehandlingssystemet (AS) och Fjärrvärmesystemet (FS)

Omgivningens system: Avfallsbehandling utanför Borås, Materialmarknader, Jordbruket, Transportbränslemarknader, Bränslemarknader och Elsystemet

Omvärldsutvecklingar: Omvärldsutvecklingen beskriver det samhälle som avfallssystemet och fjärrvärmesystemet ska ingå i dvs. en beskrivning av vilka krav och möjligheter som externt sätts på dessa två system (t.ex. elpris, uppkomna avfallsmängder, pris på utsläppsrätter för CO2). Förändringarna i omvärlden kan inte påverkas, vi kan endast anpassa oss efter det.

Organiskt avfall: Här avses både brännbart och biologiskt nedbrytbart avfall.

ORWARE: Beräkningsmodell för avfallssystemet.

PTP: papper, **t**rä, **p**last

Regionens avfallsbehandlingssystem: Samma som avfallsbehandlingssystemet.

Systemperspektiv: De olika delarna i ett avfallshanteringssystem och deras inbördes relationer ingår såväl som avfallshanteringssystemets beroende av omgivningen som t.ex. energisystem och transportsystem.

Usetox: Metod för att utvärdera toxicitet.

Utvecklingsvägar: En utvecklingsväg består av en kombination av tekniker (t.ex. rötning, sortering, förgasning) som ska uppfylla de krav på avfallsbehandling och energiproduktion som ställs på systemet och som är av intresse att analyseras med modellerna. Utvecklingsvägar är något som ansvariga avfalls- och energiaktörer i Borås kan påverka och fatta beslut om.

WR: Waste Refinery

WR 04: Termisk och biologisk behandling ur ett systemperspektiv- Etapp 1.

WR 21: Termisk och biologisk behandling ur ett systemperspektiv- Etapp 2

Prefix som används

Beteckning	Tiopotens	Övrigt
G	10^9	
M	10^6	I samband med Mkr avses miljoner kr
k	10^3	

Kemiska beteckningar som används

Beteckning	Namn	Miljöpåverkan
CH4 (luft)	Metan	Klimat (växthusgas)
CO2 (luft)	Koldioxid	Klimat (växthusgas)
N2O (luft)	Dikväveoxid (lustgas)	Klimat (växthusgas) Övergödning
NOx (luft)	Kväveoxider	Försurning Övergödning
NH3 (luft)	Ammoniak	Försurning Övergödning
$NO3^-$ (vatten)	Nitrat	Övergödning
$NH4^+$ (vatten)	Ammonium	Övergödning
SO2 (luft)	Svaveldioxid	Försurning

1 Inledning

1.1 Huvudprojektets bakgrund, organisation, mål och syfte

Målsättningen med huvudprojektet *Termisk och biologisk behandling ur ett systemperspektiv* är att ur ett systemperspektiv utvärdera nya och förbättrade tekniker för behandling av organiskt avfall från hushåll och verksamheter. Utvärderingen sker genom fallstudier i Göteborg och Borås. Med systemperspektiv menas att de olika delarna i ett avfallshanteringssystem och deras inbördes relationer ingår såväl som avfallshanteringssystemets beroende av omgivningen som t.ex. energisystem och transportsystem. Med organiskt avfall avses både brännbart och biologiskt nedbrytbart avfall. Projektet omfattar därmed tekniker inom Waste Refinerys verksamhetsområden Termisk behandling och Biologisk behandling vilka studeras extra ingående i samarbete med berörda forskningsgrupper. Projektet förväntas ge som resultat:

1) Kvantifierade ekonomiska och miljömässiga prestanda ur ett systemperspektiv för nya avfallsbehandlingstekniker med fokus på sådana tekniker som utvecklas inom Waste Refinerys verksamhetsområden Termisk behandling och Biologisk behandling
2) Beslutsunderlag baserat på ett systemperspektiv för avfalls- och energiaktörerna i Göteborg och Borås
3) Utveckling av forskningsområdet systemanalys av avfallshantering

Rapporteringen av huvudprojektet *Termisk och biologisk behandling ur ett systemperspektiv* sker i form av tre rapporter – en rapport för fallstudien i Göteborg, en rapport för fallstudien i Borås (denna rapport med namnet *Systemstudie Avfall - Borås*) och en sammanfattningsrapport med övergripande resultat och slutsatser för hela projektet.

Sammanfattningsrapporten lyfter upp de viktigaste resultaten och slutsatserna från fallstudierna och diskuterar dem ur ett Sverigeperspektiv. Vidare belyser sammanfattningsrapporten hur arbetet inom fallstudierna bidragit till att utveckla forskningsområdet systemanalys av avfallshantering. I sammanfattningsrapporten inkluderas även en särskild redovisning av samarbetet mellan projektet *Termisk och biologisk behandling ur ett systemperspektiv* och andra WR-projekt och vad detta har gett för resultat.

Att på detta sätt studera en teknik eller behandlingsmetod utifrån ett övergripande systemperspektiv är relativt ovanligt men brukar som resultat ge flera och ofta väsentliga insikter om nyttan och utvecklingsmöjligheten för tekniken/metoden. För avfallsbolag, energibolag, kommuner, tillståndsmyndigheter, anslagsgivare mfl ger resultaten en möjlighet till att långsiktigt värdera nyttan med tekniken/metoden utifrån ett samhällsperspektiv. Minst lika viktigt är att systemstudierna även ger, genom scenarioanalys, en övergripande riskanalys där både ekonomi, och miljö beaktas. I ett forskarperspektiv är dessa systemresultat högintressanta och efterfrågade i vetenskapliga publikationer.

Utvecklingen av forskningsområdet systemanalys av avfallshantering kommer främst att uppnå:

1) Ökad kvalitet på teknikdata och modellering genom direkt samarbete med forskare och teknikutvecklare inom termisk och biologisk behandling.[4]
2) Ökade kunskaper om hur valet av systemgräns påverkar resultaten och bedömningar om vilka olika systemgränser som bör tillämpas för dessa typer av systemstudier.
3) Återföring av resultat till forskare inom termisk och biologisk behandling, teknikutvecklare och problemägare. [5]
4) En starkare koppling mellan modellering av avfalls- och energisystemet [6]

1.2 Mål och syfte i detta delprojekt

Fallstudien i Borås fokuserar på de aktuella frågeställningar och alternativ som finns hos de medverkande aktörerna och syftar därigenom till att ge dessa aktörer ett förbättrat beslutsunderlag. Rapporten är därför inriktad på att redovisa kvantifierade ekonomiska och miljömässiga prestanda ur ett systemperspektiv för avfallsbehandlingstekniker som är av intresse för de inblandade aktörerna. Teknikerna innefattar både tekniker som är under utveckling/utvärdering inom WR men också andra tekniker som aktörerna bedömer som intressanta och som ligger inom området termisk och biologisk behandling.

1.3 Läsanvisningar

Rapporten är indelad i totalt sex kapitel. I kapitel 1 (Inledning) beskrivs målet och syftet med detta projekt och i kapitel 2 (Bakgrund) finns en historisk beskrivning av ämnet systemanalys av avfallshantering. Vidare i kapitel 3 (Modeller och metodik) beskrivs vad som i detta projekt innefattas i begreppet systemanalys, hur projektet är avgränsat samt vilka modeller som nyttjats för analyserna. Här finns också en beskrivning av de miljöpåverkanskategorier som studerats i projektet. Kapitel 4 (Förutsättningar och studerade utvecklingsalternativ i Borås) beskriver hur arbetet lagts upp och genomförts, vilka utvecklingsalternativ för Borås avfallshantering som studerats (Utvecklingsvägar) samt hur omvärlden till Borås kan se ut år 2015 (Omvärldsutveckling). I kapitel 5 (Resultat)

[4] Tidigare arbete med utveckling och användning systemmodeller för avfallshantering har i stor utsträckning bedrivits genom att data om teknikerna samlats in genom litteratursökningar och genom kontakter med anläggningsägare. Sådan datainsamling är en viktig del även i detta arbete men datakvaliteten kommer här ytterligare att förbättras genom att insamling och utvärdering av teknikdata kommer att ske i växelverkan med de forskare och teknikutvecklare som är aktiva inom termisk och biologisk behandling. Denna växelverkan kommer också att innebära att modelleringen av såväl existerande som nya tekniker förbättras.

[5] Den övervägande majoriteten av de systemmodeller som finns för avfallshantering har använts för studier som initierats av forskargrupperna själva och sedan publicerats i vetenskapliga tidskrifter där spridning av resultaten varit liten utanför det egna forskarskrået. I detta projekt kommer resultaten att återföras direkt till andra forskare, teknikutvecklare och problemägare. Därmed får dessa direkt information om miljönyttan och den ekonomiska nyttan ur systemperspektiv av den process/teknik de arbetar med och kan utnyttja denna information i sitt utvecklingsarbete.

[6] De flesta tekniker som kommer att studeras och utvecklas inom Waste Refinery avser tekniker som medför att energiutvinningen från avfall (i form av energibärare såsom el, värme, etanol och fordonsgas) kommer att öka. I tidigare studier har man konstaterat att hur dessa energibärare används i energisystemet har stor betydelse för resultaten både ur ekonomisk och ur miljömässig synvinkel. Trots detta finns få exempel på när man kompletterat analysen med modellering av effekterna i energisystemet. I detta projekt kommer vi att komplettera analysen av avfallssystemet genom att använda flera olika energisystemmodeller.

återfinns resultaten som tagits fram i de slutgiltiga analyserna i projektet. Här återfinns resultaten för respektive analysblock under egna avsnitt. Avslutningsvis återfinns i kapitel 6 (Slutsatser och diskussion) en summering av de resultat som kommit fram ur projektet samt en diskussion kring dessa tillsammans med en belysning av osäkerheter som finns i analyserna.

2 Bakgrund

Systemanalys av avfallshantering är ett forskningsområde som internationellt sett funnits sedan 1960-talet. I Sverige påbörjades forskningen kring systemanalys av avfallshantering under mitten av 1980-talet. Den svenska forskningen har genererat ett antal olika datormodeller för att analysera olika avfallsbehandlingstekniker ur kostnads-, energi- och miljösynpunkt med ett systemperspektiv, t ex MIMES/Waste (Sundberg 1993), ORWARE (Dalemo et al 1997) och NatWaste (Ljunggren Söderman 2000), vilka har applicerats i lokala, regionala och nationella studier i Sverige sedan mitten av 1990-talet fram tills idag. Internationellt sett står sig dessa modeller väl i konkurrensen mot andra modeller. I tabell 1 ges exempel på vetenskaplig litteratur som beskriver utveckling och användning av avfallssystemmodeller sedan slutet av 1960-talet.

Tabell 1. Exempel på vetenskaplig litteratur som beskriver utveckling och användning av avfallssystemmodeller.
Table 1. Examples of scientific literature which describe development and use of waste system models.

Period	Vetenskaplig litteratur
1960-talet	Anderson (1968)
1970-talet	Morse and Roth (1970), Helms and Clark (1971), Esmaili (1972), Walker et al. (1974), Kühner and Harrington (1975), Greenberg et al. (1976)
1980-talet	Hasit and Warner (1981), Jenkins (1982), Chapman and Berman (1983), Perlack and Willis (1985), Gottinger (1986), Kaila (1987)
1990-talet	Shekdar et al. (1991), Huang et al. (1992), Sundberg (1993), Huang et al. (1994), White et al. (1995), Chang and Wang (1996), Dalemo et al. (1997), Berger et al. (1998), Schwing (1999), Weitz et al.(1999)
2000-talet	EPIC-CSR (2000), D'Antonio et al. (2002), Vogt et al. (2002), Abou Najm and El-Fadel (2004)

De tidiga modellerna begränsades av brist på datorkapacitet och kunde endast studera delar av avfallshanteringssystemet (t ex enbart insamling och transporter eller enbart förbränning). I takt med att datorutvecklingen tog fart så ökade både omfattningen och detaljeringsgraden i modelleringen. Under 1970- och 1980-talet fokuserades utvecklingen främst på att utvärdera kostnader. Först i slutet av 1980-talet började man intressera sig för att också utvärdera emissioner och påverkan på miljön från olika avfallsbehandlingstekniker ur ett systemperspektiv. Under 1990-talet fram tills idag har denna utveckling fortsatt och starkt influerats av det arbete som skett inom utvecklingen av livscykelanalys.

Att praktisera systemanalys och utnyttja potentialen i dessa systemmodeller är lika krävande som att utveckla själva modellen. Därför har det även vuxit fram forskning kring användandet av systemmodeller för planering och beslutsfattande. Profu har här varit delaktiga i åtskilliga forskningsprojekt och varit med att utforma metoder och kunskaper inom detta område. Idag använder Profu flera komplicerade systemmodeller för både avfalls- och energisystemet regelbundet för strategisk planering inom energi- och avfallsföretagen och inom beslutsfattande myndigheter. I detta projekt används flera av dessa modeller och dess planeringsmetoder. De fallstudier som genomförs för Göteborg och Borås bidrar också till utvecklingen inom detta forskningsområde.

3 Modeller och metodik

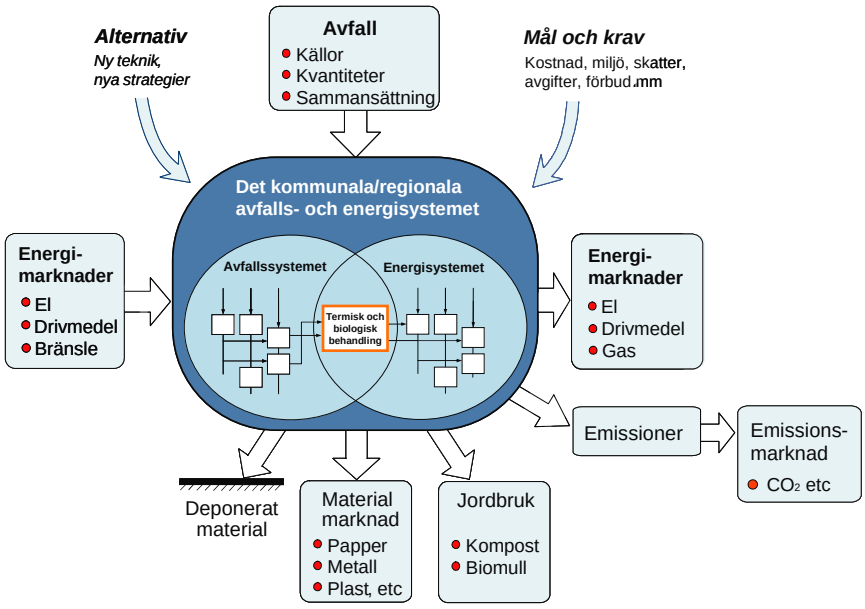
I detta kapitel beskriver vi på en generell nivå vilka tekniska system som omfattas av systemstudien och vidare hur ansatsen med beräkningsmodeller kan utnyttjas för att studera dessa system.

Studien fokuserar på de strategiska planeringsfrågor som finns inom den kommunala/regionala avfallsplaneringen och berör följaktligen de företag som hanterar och beslutar om dessa typer av frågor. Det är också projektets målsättning att resultaten ska kunna ligga till grund för deras planering och beslut. Det tekniska systemet i denna studie (som innefattar både avfallshantering och fjärrvärmeproduktion) handhas av Borås Energi och Miljö.

3.1 Systemavgränsning och scenarier – generell beskrivning

Valet av systemgräns och beräkningsmetodik är svår eftersom det finns flera olika möjliga avgränsningar och olika typer av långsiktiga frågor som behöver belysas. De val som vi ändå har gjort i denna studie tycker vi fångar upp huvuddelen av de långsiktiga frågor som behöver studeras för utvecklingen av avfallsbehandlingssystemet. Valet baseras på tidigare erfarenheter med liknade modeller från olika forsknings- och utvecklingsprojekt. De beräkningsmodeller som anpassats och utnyttjas för analysen hjälper oss att hitta systemövergripande resultat med avseende på både ekonomi och miljö.

Grunden i utvärderingen av avfallsbehandlingsteknikerna är hur de platsar in och hur de fungerar i det kommunala/regionala avfallshanteringssystemet. Eftersom avfall även är en viktig del av det kommunala energisystemet genom exempelvis förbränning (fjärrvärme, el) och biogasproduktion (värme, el, fordonsgas) så måste utvärderingen omfatta både avfalls- och energisystemet. I figur 1 ges en schematisk beskrivning av avgränsningen för avfalls- och energisystemet (den mörka boxen centralt i figuren) och hur det interagerar med andra viktiga tekniska system i dess omvärld. För att beskriva den ekonomiska och miljömässiga nyttan av en förändring i systemet, tex införandet av en ny teknik eller metod, måste effekterna även i dessa omkringliggande system studeras och kvantifieras. Hur denna omvärld beskrivs kan vara avgörande för resultaten, speciellt när den resulterande miljöpåverkan ska bedömas. Att fånga konsekvenserna i omgivningen kan ibland innebära omfattande analyser med kompletterande modeller. Exempelvis så har vi i detta projekt använt en energisystemmodell (MARKAL) för det nordiska energisystemet för att beräkna den alternativa elproduktionen, en omvärldsfaktor som ofta har stor betydelse för miljöresultaten.



Figur 1. Schematisk beskrivning av det regionala avfalls- och energisystemet och dess omvärld.

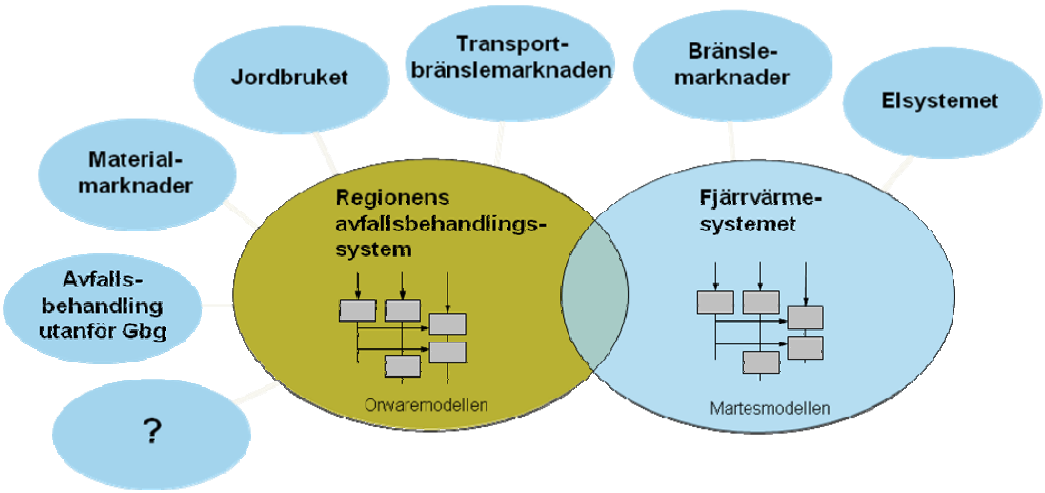
Figure 1. The regional waste management system and the energy system together with the surrounding environment.

Ett annat sätt att illustrera systemavgränsningen är att mer utförligt definiera de funktioner i systemet som omfattas av planeringsarbetet och vilka andra system i omgivningen som det valda systemet interagerar med.

Det system som är i fokus för den strategiska planeringen har vi här benämnt avfalls<u>behandlings</u>systemet. Vi tar med alla befintliga tekniker för avfallsbehandling (förbränning, biologisk behandling, förädling mm) inklusive olika typer av förbehandling och efterbehandling tex sorteringsanläggningar för brännbart avfall eller tex slaggsortering. Vi tar även med möjliga framtida processer som är av intresse att studera för det framtida behandlingssystemet. Systemgränsen är i princip den samma som definierats för Waste Refinery, dvs systemet för termisk och biologisk avfallsbehandling av olika typer av organiskt avfall inklusive kringprocesser till dessa behandlingsmetoder. I figur 2 nedan illustreras detta system med gulgrön färg och benämns ”Regionens avfallsbehandlings-system”. Avgränsningen lämnar några delar av det övergripande avfallssystemet utanför systemet i fokus. Exempelvis finns inte avfallslämnarnas system med (hushållen, industrin mm) inte heller återvinningsmaterial som passar rakt genom regionen. Studien gör inte heller anspråk på att beskriva och modellera alla flöden inom ett geografiskt avgränsat område. Avfallsbehandling har blivit en marknadsbaserad tjänst som i allt större utsträckning avgörs av marknaden och inte det geografiska ursprunget. Vi utnyttjar dock uppskattningar på totala mängder som uppkommer inom ett område för att bedöma det framtida kapacitetsbehovet för olika behandlingsmetoder.

De system som tillhör omgivningen är markerade med blå färg. Flera av dessa interagerar tydligt med avfallsbehandlingssystemet. Flera av dessa är dessutom ibland avgörande för systemanalysens resultat. Exempelvis hittar man ofta den stora miljöfördelen eller

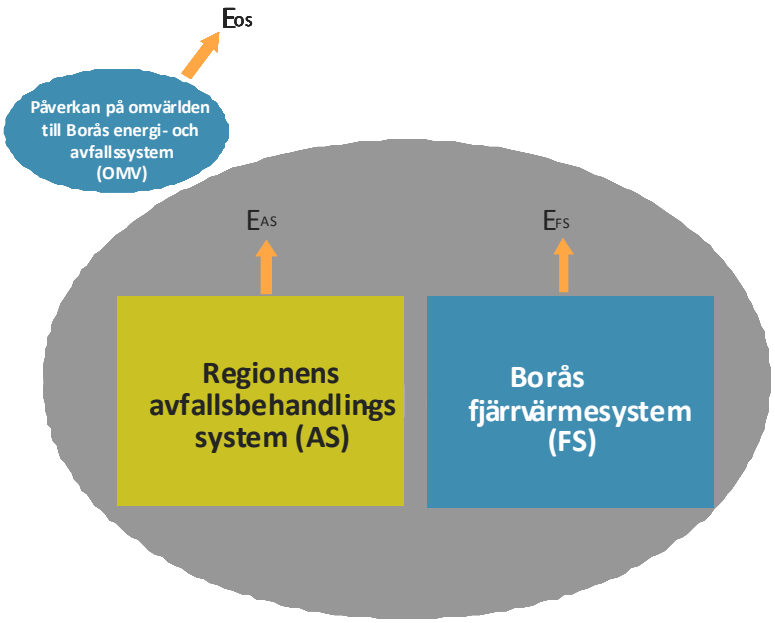
nackdelen för en specifik miljöbetraktelse just i ett omgivande system. Ett av de viktigaste omvärldssystemen för våra studier är det kommunala fjärrvärmesystemet. Större delen av de tekniker och metoder som föreslås för energiåtervinning påverkar direkt eller indirekt det kommunala fjärrvärmesystemet. Inom begreppet fjärrvärmesystemet återfinns även kommunens elproduktion från kraftvärmeanläggningar kopplade till fjärrvärmesystemet. Fjärrvärmesystemet är så pass viktigt för analyserna att det även studeras med en separat modell (Martesmodellen). I praktiken innebär en modellstudie en iteration mellan två modeller, ORWARE för avfallsbehandlingssystemet och Martes för fjärrvärmesystemet.



Figur 2. Avfallsbehandlingssystemet och omgivande interagerande system.

Figure 2. The waste management system and the environment that interacts with it.

Ett tredje sätt att beskriva valet av system och systemavgränsning återfinns i figur 3. I denna figur illustreras tre olika system, Avfallsbehandlingsystemet (AS), Fjärrvärmesystemet (FS) och omvärlden till dessa bägge system (OMV). Illustrationen med dessa tre system är framtagen för att beskriva hur resultaten från modelleringsarbetet presenteras.



Figur 3. De tre delsystemen för resultatpresentationen: Avfallsbehandlingssystemet (AS), fjärrvärmesystemet (FS) och omvärlden till de bägge systemen (OMV).

Figure 3. The three systems used for presenting the model results. The waste management system (AS), the district heating system (FS) and the surrounding environment that interacts with the two systems (OMV)

Modellerna (ORWARE+Martes) ger tillsammans de totala utsläppen för hela det övergripande systemet:

$E_{Totalt} = E_{AS} + E_{FS} + E_{OMV}$

I presentationen av resultaten från systemanalyserna redovisas (med undantag för avsnitt 5.4) enbart förändringen av utsläpp eller kostnader givet två olika framtida utvecklingsvägar för avfallsbehandlingssystemet. Orsaken till att inte de totala utsläppen för en utvecklingsväg redovisas är två: dels tenderar skillnader mellan olika utvecklingsvägar att ”drunkna” i de stora totala utsläppen, dels är de totala utsläppens storlek helt beroende av vilken systemgräns man valt. D v s om systemet som studeras är stort så blir utsläppen eller kostnaderna stora och omvänt om systemet är litet. Presentationen av resultaten genomförs därmed exempelvis genom att nyttan av att införa en rötningsanläggning (Utvecklingsväg B) jämförs mot ett referensfall (utvecklingsväg A).

Utfallet (U) = $E_{totalt, A} - E_{totalt, B}$

E = Emission
U = Utfall för en förändring. Utfallet är skillnaden i olika utsläpp/miljöeffekter eller skillnaden i systemkostnad.

3.2 ORWARE

ORWARE-modellen har utvecklats sedan början av 1990-talet. Utvecklingen startade som ett forskningssamarbete mellan KTH, SLU, JTI och IVL. Utvecklingsarbetet ledde till en rad forskningsartiklar, avhandlingar och större studier (se exempel i bilaga A). Numera används och vidareutvecklas modellen främst av Högskolan i Gävle, Profu, SLU och JTI.

ORWARE är en beräkningsmodell för utvärdering av miljöpåverkan från hantering av avfall. Modellen kan hantera både fasta och flytande, organiska och oorganiska avfall från olika källor. Grunden för modellering av avfallshantering i ORWARE är att de avfallslag som hanteras kan beskrivas på elementnivå, d.v.s. deras sammansättning av näringsämnen, kol, föroreningar som tungmetaller etc.

ORWARE är uppbyggd av ett antal moduler som beskriver en process eller behandling. För att kunna beskriva dessa olika delar som utgör avfallshanteringen krävs en stor mängd information. Inför varje nytt projekt görs en avvägning hur mycket av informationen som måste inventeras i det specifika fallet. Avfallen följs genom modellen från hushållen via insamling och transporter till behandlingsanläggningar tills slutlig användning, nya produkter eller deponering.

I det följande presenteras de viktigaste parametrarna för modellens funktion med avseende på hantering av fast avfall. Guiden är indelad i systemrelaterade parametrar - hur det ser ut på ort och ställe - och studierelaterade parametrar - vilken typ av undersökning och vilken typ av resultat som önskas.

3.2.1 Systemrelaterade parametrar

Nedanstående visar en översikt över de möjligheter som finns i ORWARE för att simulera avfallshantering. Varje del kräver olika mängder indata för att kunna fungera, vissa indata är allmänna för en viss process och påverkas inte nämnvärt, andra parametrar är mer kopplade till en existerande anläggning.

Avfallets ursprung
Avfallet som hanteras i modellen har sitt ursprung i hushåll, verksamheter och industrier. Dessutom kan andra material som inte är avfall men som sambehandlas med avfall i syfte att öka en anläggnings kapacitet, t.ex. vallgröda och gödsel som samrötas med avfall infogas i modellen. De olika avfallen delas sedan upp i mindre fraktioner som exempelvis organiskt avfall, brännbart avfall, förpackningar av metall, kartong, glas mm. beroende på hur avfallet är beskaffat.

Parametrar som är platsspecifika är mängderna avfall och hur olika avfallsfraktioner är sammansatta. Som exempel kan hushållsavfall användas. Hushållen genererar en mängd avfall som matavfall, förpackningar, brännbar och icke brännbar rest, m.m. Den information som krävs är hur mycket som finns av respektive fraktion och hur stor andel som sorteras ut som komposterbart och till materialåtervinning, och hur stor andel som hamnar i brännbar rest respektive inert fraktion. Övriga avfallskategorier hanteras på likartat vis.

Insamling och transporter
Avfall och andra material samlas in och transporteras till, från och mellan olika anläggningar för behandling eller omhändertagande. Modellen kan hantera ett antal olika fordon för insamling och transporter: insamlingsfordon, lastbil med eller utan släp etc.

Insamlings- och transportfordon i modellen består av indata som är platsspecifika, t.ex. fordonslaster och transportavstånd. Andra parametrar som energiförbrukning per km samt utsläpp från transporter är parametrar som generellt inte skiljer sig mellan olika studier.

Behandlingsanläggningar
Behandlingsanläggningar i ORWARE är förbränningsanläggning, kompost, deponering, rötning, spridning till åkermark, reningsverk samt materialåtervinning av plast- och pappersförpackningar. Modellen är dock flexibel och nya tekniker, åtgärder mm kan relativt enkelt läggas in och studeras med modellen.

De parametrar som är påverkningsbara för behandlingsanläggningar är olika prestandaparametrar som verkningsgrader, energianvändning för drift och skötsel av anläggning. Parametrar som inte är påverkningsbara är parametrar som påverkar inre processer i anläggningarna t.ex. mikrobiella aktiviteten i rötnings- och komposteringsanläggningar.

Ekonomi
För att belysa det ekonomiska resultatet för systemen kan investeringskostnaderna samt drifts- och behandlingskostnader för respektive anläggningar inventeras. I systemanalysen bedöms kostnader för hela hanteringskedjan, behandling samt eventuell lagring av slutprodukter. Parametrar som är aktuella för resultatet är exempelvis, investeringskostnader, transportkostnader, elpris, pris på fordonsgas samt alternativkostnad för växtnäring i form av fosfor och kväve.

3.2.2 Studierelaterade parametrar

Från modellen genereras stora mängder resultat i form av materialflöden. Materialflödena ut från modellen fördelas sedan som utsläpp till luft, vatten eller mark, kvar i material etc. Dessutom tillkommer energi tillförd till avfallshantering och energi utvunnen från hanteringen.

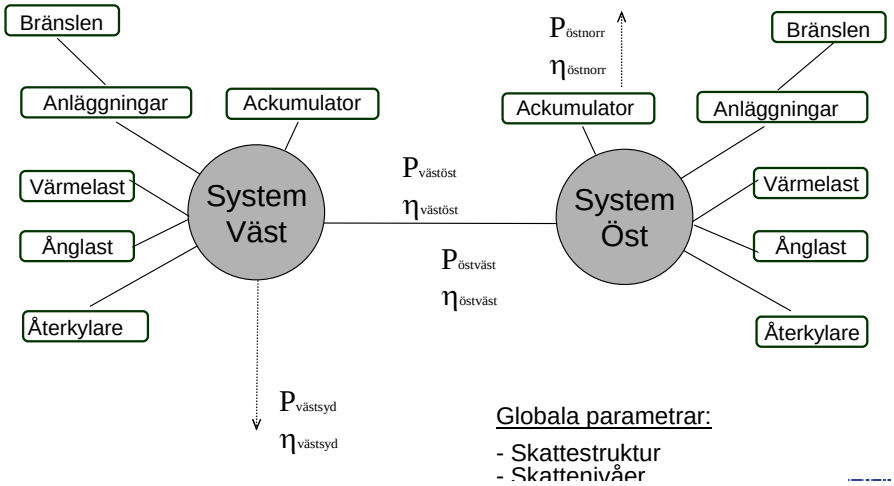
Resultat kan erhållas som utsläpp av enskilda ämnen t.ex. koldioxid till luft eller utsläpp av övergödande ämnen till vatten. Vidare kan resultat som mängd växtnäring, fosfor eller kväve till åkermark, tungmetaller till mark och vatten m.m. erhållas. Utsläpp av olika ämnen kan med hjälp av viktningsfaktorer från livscykelanalys sammanställas till miljöpåverkanskategorier som växthuseffekt, övergödning etc.

Utifrån de studerade parametrarna analyseras systemen utifrån både företagsekonomiska, samt miljömässiga aspekter. Detta ger en bild av både de direkta kostnaderna och vinsterna av behandlingsanläggningarna samt för de indirekta aspekter som påverkar samhället som helhet.

3.3 Martes

Utvecklingen av Martes startade 1983 på institutionen för Energiteknik på Chalmers tekniska högskola. Under slutet av 1980-talet tog Profu över utvecklingen av programmet och 1990 lanserades den första kommersiella versionen av programmet.

Martesmodellen är ett analysinstrument för frågor kring fjärrvärmeproduktion med ett tids-perspektiv mellan någon vecka till flera år. Exempel på frågeställningar är investeringsanalys, budgetberäkningar, bränsleinköp och lagerhållning, korta och långa elbalanser, skatteanalys m.m. Beräkningarna sker för ett eller flera år, med en tidsindelning på 730 beräkningssteg per år (året indelat i dag/natt-perioder). Alternativt kan beräkningen ske på timbasis med 8760 beräkningssteg. Modellen har i många hänseenden en flexibel detaljeringsgrad, vilket innebär att detaljeringsgraden hos olika beräkningsparametrar styrs av de frågeställningar man önskar analysera. Indatabehovet för modellen framgår schematiskt av figur 4 nedan.



Figur 4. Schematisk struktur av Martes-programmet. System Väst och System Öst är exempel på två sammankopplade fjärrvärmesystem.

Figure 4. Schematic structure of the Martes Program. "System Väst" and "System Öst" are examples of two district heating systems that are connected to each other.

Modellen finns med både simulerande och optimerande algoritm. I detta projekt har använts den optimerande algoritmen. Beräkningsalgoritmen kan beskrivas som en enperiodmodell för analys av ett helt år eller valfri period. Enperiodmodell innebär att beräkningen i varje tidssteg hanteras separat, så när som på ackumulatorn som knyter ihop flera tidssteg. Modellen kan därigenom inte automatsikt hantera villkor som sträcker sig över flera tidssteg, såsom volymkrav på bränslen eller utsläppsbegränsningar i absoluta tal (t.ex. ton/år). Den optimerande algoritmen är en linjär programmerings modell (LP) med kontinuerliga heltalsvariabler. Målfunktionen är att i varje beräkningssteg minimera den totala värmeproduktionskostnaden inklusive produktionsintäkterna.

Resultaten från modellen är indelat i Energi, Utsläpp och Ekonomi. Nedan ges några exempel på resultat från respektive grupp:

Energi
- Max effektbehov, [MW per månad]
- Drift- & utnyttjningstid, [h]
- Tillförda bränslen, [GWh / månad]
- Produktion per produktionsslag, [GWh/månad och anläggning]

Utsläpp
- Utsläpp per produktionsslag, [ton/månad och anläggning]

Ekonomi [Mkr]
- Fasta intäkter
- Rörliga intäkter
- Fasta kostnader
- Rörliga kostnader
- Bränsle- och elkostnader
- Energiskatter
- CO_2-skatter
- Miljöavgifter
- Återbetalning av miljöavgifter
- Kostnadsmedelvärden

3.3.1 Martes i Waste Refinery

I detta projekt nyttjas Martes för att beskriva vad som sker i fjärrvärmesystemen i Göteborg och Borås när värmeproduktionen från avfallsbehandlingssystemet förändras. I etapp1 har bl a ingått att studera vad som sker vid en utbyggnad av kapaciteten för avfallsförbränning. Andra frågor skulle kunna vara införandet av nya avfallsbehandlingstekniker som genererar värme eller som genererar ett bränsle som kan nyttjas i fjärrvärmesystemet. Omvänt gäller också att förändringar i fjärrvärmesystemen kan förändra situationen för avfallsbehandlingsanläggningarna, exempelvis kan ett minskat värmebehov leda till minskad drifttid för de befintliga avfallsförbränningsanläggningarna. Genom att använda Martes kan vi alltså på en mycket detaljerad nivå analysera interaktionen mellan avfallsbehandlings- och fjärrvärmesystemen.

Martes nyttjas mer eller mindre kontinuerligt inom Borås Energi och Miljö för att studera olika frågor som rör fjärrvärmeproduktionen. Tack vare detta har vi redan från början haft tillgång till en databas för Martes som beskriver det befintliga systemet. Vissa uppdateringar har dock krävts för att modellerna skall kunna nyttjas i detta projekt.

3.4 Miljöpåverkan

Resultaten från ORWARE och Martes beskriver miljöpåverkan från avfallssystemen i Borås. De miljöpåverkanskategorier som valts ut här utgörs av klimatpåverkan, försurning och övergödning. Andra kategorier som hittills valts bort är bl a utsläpp av tungmetaller och toxicitet. I fallstudien i Borås har mest fokus lagts på klimatpåverkan, därför redovisas klimatpåverkan som den enda miljöpåverkanskategorin för de flesta studerade alternativen.

Klimatpåverkan
Den ökade användningen av framför allt fossila bränslen har medfört en ökning av växthusgaserna i atmosfären, vilket i sin tur inneburit att temperaturen på jorden ökat. Denna klimatförändring brukar populärt kallas för växthuseffekten. Temperaturökningen kommer av att växthusgaserna lägger sig som ett membran mellan atmosfären och jordytan. Växthusgaserna släpper sedan igenom strålning från solen ner till jordytan men hindrar delar av strålningen från att sedan reflekteras tillbaka till atmosfären. Dessa strålar reflekteras istället tillbaka till jordytan där de bidrar till att värma upp marken. De växthusgaser som främst bidrar till växthuseffekten i Sverige är koldioxid (CO_2), metan (CH_4) och lustgas (N_20).

Försurning
Nedfall av försurande ämnen, främst svaveldioxid, kväveoxider och ammoniak, ger upphov till försurning. När pH-värdet sjunker i sjö och mark ändras förutsättningarna för växt- och djurlivet vilket gör att vissa arter får svårt att anpassa sig och därför minskar i antal eller dör ut helt. Försurning leder även till urlakning av näringsämnen, vilket i sin tur leder till minskad tillväxt och utlösning av metaller i former som kan vara giftiga för såväl människan som djur och växter längre ner i näringskedjan. Rekreationsvärdena minskar då svaveldioxider och kväveoxider omvandlas till syror och bidrar till att påskynda korrosionen på byggnader, broar, statyer, hällristningar med mera.

Försurningen var som störst under 1980-talet. Kring 1990 vände utsläppstrenderna i de flesta av Europas länder och numera är nedfallet i Sverige endast en tiondel av vad det var 1980. I många områden har en återhämtning av mark- och ytvattenförsurning påbörjats. Tydliga uppåtgående pH-trender uppmäts i de flesta sjöar i landet. Det minskade svavelnedfallet har också inneburit att kvävets försurande bidrag har minskat och inte är lika allvarligt som tidigare. Kvävets bidrag till försurningen har varierat över landet och gör så fortfarande. Trots detta finns fortfarande områden där kritisk belastning överskrids och försurningsprocesserna i mark fortgår. Försurningseffekten beror förutom av nedfallets storlek även av känsligheten i mark och vatten, d.v.s. förmågan att med vittring eller annan tillförsel av alkali motstå den försurande verkan.

Övergödning
Övergödning, eller eutrofiering som det också kallas, innebär att tillförseln av näringsämnen, främst kväve och fosfor, är så stor att det skapar en ökad tillväxt i skog, mark och vattendrag. De främsta orsakerna till övergödning är utsläpp av kväveföreningar (främst kväveoxider och ammoniak), närsalter (främst kväve- och fosforsalter) och organiskt material. I Sverige står de kommunala avloppsreningsverken, enskilda avlopp, jordbruket och massa- och pappersindustrin för de dominerande utsläppen av övergödande ämnen. Kvävenedfallet bidrar till negativa effekter på två sätt, dels till en förändring i

markflorans sammansättning, dels till att bygga upp ett kväveförråd i mark och bidra till avrinningen av kväve ur mark med de effekter detta kan innebära bland annat för gödning av havet. Förändringen av markvegetationens sammansättning är något som man i dag ser följder av i stora delar av södra Sverige. Uppbyggnaden av en kvävedepå i marken är något som man idag inte riktigt kan bedöma följderna av.

Kvävenedfallet ökade från 1970-talet och framåt, och har under det senaste decenniet inte förändrats nämnvärt. Prognoser för tiden fram till 2020 indikerar dock en minskning, kanske en halvering av det totala nedfallet. Effekter av tillkommande utsläpp eller utsläppsminskningar kommer att bero på var man geografiskt befinner sig.

3.4.1 Karakterisering av miljöpåverkan

De kategorier som används i detta projekt för att väga samman utsläpp till luft och vatten med avseende på miljöpåverkan är klimatpåverkan (100-års perspektiv), försurning, och övergödning (eutrofiering). Som brukligt är inom livscykelanalys beskriver kategorierna *potentiell* (möjlig) miljöpåverkan till skillnad från faktisk miljöpåverkan som kräver en mer platsspecifik bedömning av konsekvenserna av utsläppen. Olika emissioner bidrar till de olika kategorierna i varierande grad. För att vikta samman dessa emissioner används ett antal karaktäriseringsfaktorer. Dessa faktorer multipliceras med respektive emission, varpå bidragen från de aktuella emissionerna kan summeras (se tabell 2). I detta projekt har vi valt att använda en befintlig metod för karakterisering som heter CML 2001 baseline (Guinée et al, 2001)

Tabell 2. Karaktäriseringsfaktorer för potentiell klimatpåverkan, försurning och övergödning.
Table 2. Characterisation factors for Global Warming Potential, Acidification Potential and Eutrophication Potential.

	Klimatpåverkan *kg CO_2-ekvivalenter/ kg emission*	**Försurning** *kg SO_2-ekvivalenter/ kg emission*	**Övergödning** *kg PO_4^{3-}-ekvivalenter/ kg emission*
CO_2 (fossilt) (luft)	1		
NO_X (luft)		0,5	0,13
N_2O (luft)	298		0,27
SO_2 (luft)		1,2	
CH_4 (luft)	25		
NH_3 (luft)		1,6	0,34
NH_4 (vatten)			0,34
NO_3 (vatten)			0,42
COD (vatten)			0,022
P (luft och vatten)			3,06

Karakteriseringsfaktorerna för klimatpåverkan härstammar från IPCC, 2007, karakteriseringsfaktorerna för försurning återfinns i (Huijbregts, 1999) och karakteriseringsfaktorerna för övergödning baseras på (Heijungs et al, 1992)

Metoderna för miljöpåverkansbedömning kan vara av två olika typer, s.k. end-point och mid-point metoder. Mid-point är de vi brukar använda (CML, EDIP o.s.v.). End-point är sådana som försöker gå till skadenivå, alltså hur många som dör av olika effekter o.s.v. (t.ex. Ecoindicator, EPS). Många av mid-point-metoderna ger ungefär samma viktning för

flertalet av de effektkategorier som ingår. För resurser så är dock skillnaderna mellan metoderna rätt stora. Vi har valt CML 2001 efter samråd med bl.a. professor Göran Finnveden på KTH.

De effektkategorier vi valt att ta med här beskriver inte all miljöpåverkan. Till exempel är frågan om spridning av farliga ämnen (som berör miljökvalitetsmålet Giftfri miljö) av intresse när man inför kretsloppslösningar. Ämnen som är persistenta, bioackumulerbara och toxiska och i värsta fall cancerogena, mutagena och reproduktionstoxiska är icke önskvärda i kretsloppet. Tidigare låg det en begränsning i att metoderna för att värdera dessa utsläpp uppvisade brister. För just toxicitet har det kommit en ny metod kallad Usetox (Finnveden et al, 2009). Nu är istället problemet att vi har dataluckor för dessa ämnen, det gäller alltifrån mätningar av de olika avfallsfraktionerna som kunskap om vad som händer med dessa ämnen i behandlingsanläggningarna.

Det finns andra metoder för att bedöma miljöpåverkan från en verksamhet, i Sverige används miljökonsekvensbeskrivning (MKB) frekvent. I en MKB är man synnerligen *platsspecifik* i sina *kvalitativa* bedömningar av *bedömd aktuell* miljöpåverkan, till skillnad från LCA som i större utsträckning är *generella* och *kvantitativ* metod för beräkning av *potentiell* miljöpåverkan. Man kan också notera att det finns en inbyggd tröghet i hur snabbt metoderna för miljöpåverkansbedömning uppdateras med hänsyn till förändringar i utsläpp och belastningar på miljön.

4 Förutsättningar och studerade utvecklingsalternativ i Borås

I detta kapitel beskrivs hur systemstudien i Borås har genomförts och vilka centrala antaganden som gjorts för beräkningarna. Viktiga delar i detta är (1) processen att interaktivt arbeta fram resultaten gemensamt med deltagarna, framförallt arbetsgruppen, (2) vilka val som gjorts med avseende på tekniker/metoder för avfallshantering och (3) valet av scenarier som studeras för den framtida utvecklingen av systemet.

4.1 Systemstudie Avfall - Borås

Borås har länge varit drivande i utvecklingen på flera områden inom avfallsbehandlingen vilket har resulterat i att Borås idag har ett relativt välutvecklat regionalt behandlingssystem. Man har tidigt satsat på källsortering av olika material, utbyggnad av återvinningsstationer och återvinningsplatser samt central sortering. Vidare införde man redan i mitten av 1990-talet optisk sortering av svarta påsar (innehållande hushållens matavfall och annat organiskt avfall för rötning) och vita påsar (innehållande hushållens brännbara restavfall). Detta var en av de allra första optiska sorteringsanläggningar i Sverige som togs i drift. Samtidigt byggdes även den första versionen av rötningsanläggningen för matavfall och annat organiskt avfall. Denna anläggning har successivt vidareutvecklats sedan etableringen på 1990-talet. Medan de svarta påsarna hela tiden behandlats i Borås skickades de vita påsarna inledningsvis till Göteborg för förbränning. Men år 2003 etablerade man egen förbränningskapacitet i Borås. De vita påsarna går därför numera till en bränsleberedningsanläggning där det förbehandlas tillsammans med verksamhetsavfall. Det färdigberedda avfallsbränslet förbränns sedan i Borås och genererar fjärrvärme och el. Alla dessa satsningar har varit centrala för att avveckla deponeringen av brännbart och övrigt organiskt avfall i regionen kring Borås.

Det finns dock idag flera strategiska problemställningar att hantera för Borås Energi och Miljö. Generellt har man en övergripande ambition att minska emissionerna av växthusgaser. Därmed är det av intresse att utvärdera vilken klimatpåverkan som olika förändringar av avfallshanteringen och fjärrvärmeproduktionen leder till. Vidare finns det i fjärrvärmesystemet idag ett äldre biobränsleeldat kraftvärmeverk som inom de närmaste åren kommer att förlora sin tilldelning av elcertifikat. Detta gör det intressant att undersöka nyinvesteringsalternativ som kan inkludera ökad energiutvinning från avfall. Den existerande optiska sorteringsanläggningen börjar bli ålderstigen och dras med relativt höga drift- och underhållskostnader varför olika nyinvesteringsalternativ är av intresse. Dessa kan t ex inkludera fortsatt sortering i svarta och vita påsar eller övergång till insamling i tvåkärlssystem. Vidare finns ledig kapacitet i rötningsanläggningen som kan nyttjas både för ”vanliga” substrat (t ex matavfall) inom ett större upptagningsområde och för ”nya” substrat som inte rötas idag men som skulle kunna rötas om de först förbehandlades (t ex pappersrulleavfall och apelsinskalsavfall från lokala industrier).

Projektet har samlat och engagerat flera personer vid Borås Energi och Miljö. Cirka 20 personer från Borås Energi och Miljö har bidragit på olika sätt i studien och av dessa har 6 personer ingått i den arbetsgrupp som aktivt jobbar med projektet.

Arbetsgruppen:	
Borås Energi och Miljö:	Andreas Ulveström, Ralph Pettersson, Susanne Linna, Pauline Salomonsson, Pär Johansson (Alla under både etapp 1&2) samt Per Karlsson (etapp 2)
Profu:	Johan Sundberg, Mattias Bisaillon, Mårten Haraldsson, Ola Norrman Eriksson, Karolina Nilsson. (Alla under både etapp 1&2)

Resultaten från projektet har redan använts och kommer framöver att användas för Borås Energi och Miljös strategiska planering. Men man ska här även komma ihåg att detta projekt har en utpräglad forskningsinriktning vilket innebär att även andra mål än att studera regionens framtida avfallssystem ingår. I projektet, vilket även beskrivs i tidigare kapitel, ingår en generell metod och modellutveckling för hur avfallssystemet kan beskrivas och studeras och hur man kan använda dessa verktyg för långsiktig planering. Den utveckling som gjorts ska kunna utnyttjas för andra systemstudier samt andra forskningsrelaterade utvecklingsprojekt. I det övergripande projektet (WR21) ingår flera sådana moment, bland annat att studera olika nya avfallstekniker inom Waste Refinery.

Systemstudie Avfall - Borås har (tillsammans med övriga moment som ingår i WR 21) även följts av en extern grupp kallad *expertgruppen*. *Systemstudie Avfall - Borås* har löpande presenterats och diskuterats med expertgruppen under hela genomförandet. I expertgruppen ingick följande personer:

SP: Roger Nordman (etapp 1 o 2), Andreas Johansson (etapp1), Jelena Todorovic (etapp 2)
JTI: Andras Baky (etapp 1 o 2), Åke Nordberg (etapp1).
SIK: Ulf Sonesson (etapp 1 o 2).
Profu: Samma personer som för arbetsgruppen ovan.

4.2 Metodik och arbetsgång

En viktig del i arbetet, med den typ av systemmodeller som används i detta projekt, är hur modellerna kan och bör används i planeringsarbetet. Detta berör bland annat frågor som: Vem ska delta i modellarbetet? Hur skapas kunskapen bland medverkande? Hur ska kunskapen föras över från modellanvändare till beslutsfattare?

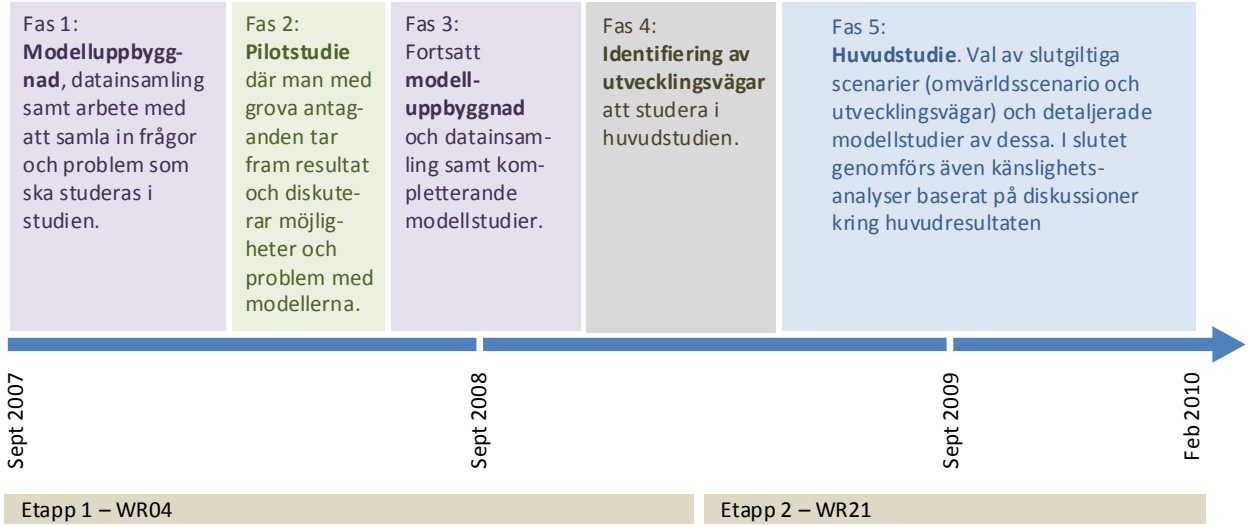
En ofta återkommande orsak till att denna typ av forskningsmodeller endast används några få gånger är den bristande förståelsen för hur modellerna kan skapa ett mervärde i beslutsprocessen. Modellerna kan vara sinnrika, omfattande, validerade mm men utan en både djupare och bredare förståelse hos beslutsfattarna av innebörden av modellernas resultat stannar denna kunskap hos den/de som utvecklat eller kört modellen, Konsekvensen blir att modellernas resultat inte nyttiggörs för den faktiska utvecklingen av systemet.

Eftersom detta problem ofta dyker upp inom forskarvärlden så har man även tagit upp detta inom själva forskningen, dvs forskat på frågan om hur man för över modellernas kunskap. Detta berör tex frågor som var i den/de beslutande organisationerna som kunskaperna bör uppstå och hur man successivt bygger upp kunskaper och insikter hos beslutsfattare genom iterativt användande av modellerna, även kallat modellens lärprocess. Vidare berörs hur beslutsfattare från flera företag/organisationer kan samlas kring modellen som ett objektivt verktyg för deras gemensamma system och även hur man i detta arbete kan jobba interaktivt med flera olika modeller.

I detta projekt tillför vi inga nya forskningskunskaper inom detta område men vi har tagit fasta på tidigare kunskaper om hur en systemstudie bör genomföras för att se till att modellerna används på ett effektivt sätt i utvecklingen av avfallssystemet och där ovanstående problem beaktas. Praktiskt har detta bland annat inneburit att *Systemstudie Avfall - Borås* har fått ett projektupplägg där man successivt tillsammans med beslutsfattarna arbetar med modellerna. Detta kräver både många modellkörningar och många möten med arbetsgruppen. Processen är, som nämnts ovan, iterativ där resultaten från modellstudierna genererar nya insikter hos de deltagande vilket medför att man omformulerar frågorna och även tillför nya scenarier som sen studeras med nya modellstudier. Förutom att studiens resultat därigenom får en hög kvalité så är denna typ av planeringsprocess ett effektivt sätt att förmedla kunskap mellan de medverkande i arbetsgruppen. Man får inte bara ekonomiska och miljömässiga resultat för olika utvecklingsvägar utan även insikter i hur olika processer hänger ihop och påverkar varandra. Mer i detalj innebär metodiken även att:

- Man i projektet definierar en systemgräns som omfattar de organisationer som tillsammans kan fatta beslut om utvecklingen av avfallsbehandlingen.
- Man i projektet fångar upp de problem som organisationerna själva ser som viktiga för den långsiktiga utvecklingen.
- Deltagarna (arbetsgruppen) jobbar interaktivt med modeller och indata där man successivt bygger upp kunskap hos de medverkande samt återför kunskap om vad som behöver förbättras i modeller, indata och val av scenarier.
- Deltagarna är med i arbetet med att formulera randvillkor t.ex. omvärldsscenarier och välja ut vilka avfallstekniker/metoder som ska studeras med modellerna.

I figur 5 illustreras hur arbetet har genomförts under de 2,5 år som projektet har löpt. Indelningen med 5 faser är grov och en förenklad sammanfattning av det arbete som genomförts men de visar hur projektet har hanterat delar av ovanstående problematik med hur man bör genomföra systemstudien. Faserna visar den huvudsakliga inriktningen under respektive tidsperiod. Exempelvis har datainsamling och validering skett under hela projekttiden.



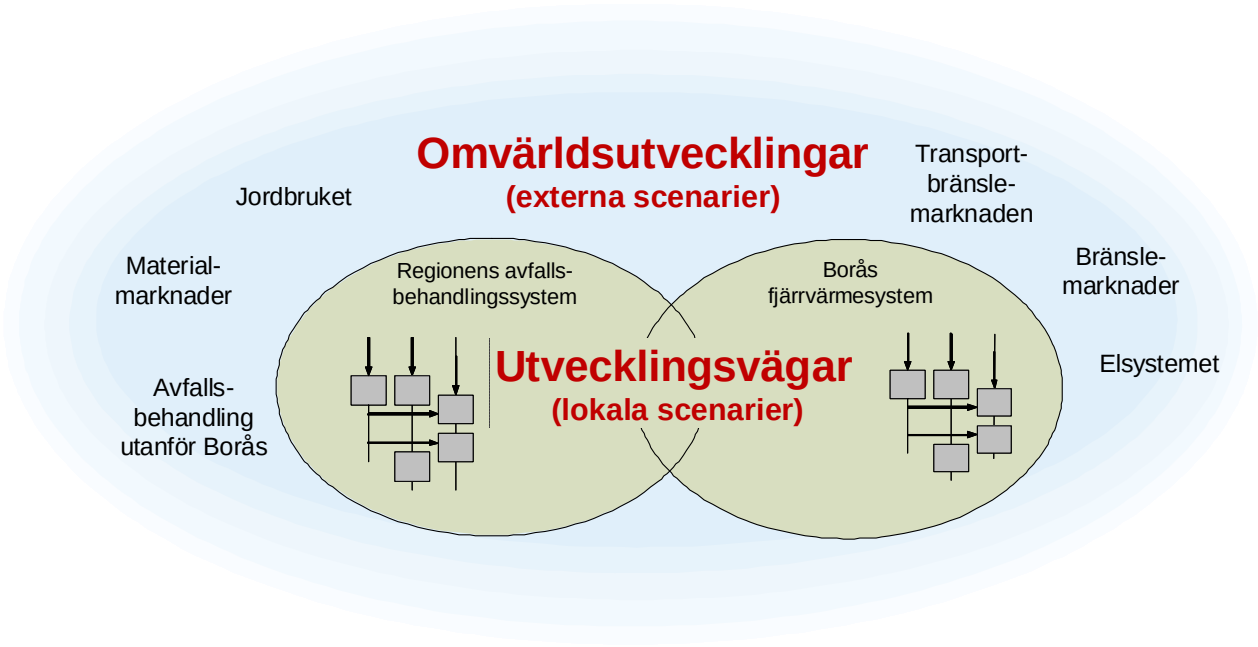
Figur 5. Faser i genomförandet av Systemstudie Avfall - Borås.

Figure 5. Phases in waste management study in Borås.

I denna redovisning av *Systemstudie Avfall - Borås* kommer vi av naturliga skäl nästan uteslutande att beskriva den sista fasen, dvs **fas 5 huvudstudien**. Detta omfattar allt ifrån antaganden, valda indata, val av scenarier och slutligen de resultat som tagits fram. En intern rapportering av etapp 1 har tagits fram och presenterats för arbetsgruppen, expertgruppen samt WR:s styrelse.

4.3 Scenarier för den framtida utvecklingen

Det som styr vad som ska studeras för det framtida avfallssystemet är det val eller randvillkor vi definierar för avfallssystemet. Randvillkoren består dels av att vi väljer vilka tekniker och metoder som ska ingå i analysen och dels hur omvärlden ser ut i framtiden. Den första typen av randvillkor kallar vi för *utvecklingsvägar*. En utvecklingsväg består av en kombination av tekniker (t.ex. rötning, sortering, förgasning) som ska uppfylla de krav på avfallsbehandling och energiproduktion som ställs på systemet och som är av intresse att analyseras med modellerna. Utvecklingsvägarna avser sålunda tekniska förändringar av avfalls- och fjärrvärmesystemen i Borås. En alternativ benämning skulle därför kunna vara *tekniska utvecklingsvägar*. Genomgående i texten använder vi dock den kortare formen *utvecklingsvägar*. Den andra typen av randvillkor kallar vi för *omvärldsutveckling*. Omvärldsutvecklingen beskriver det samhälle som avfallssystemet och fjärrvärmesystemet ska ingå i dvs en beskrivning av vilka krav och möjligheter som externt sätts på dessa två system (t.ex. elpris, uppkomna avfallsmängder och pris på utsläppsrätter för CO2). Det finns en viktig skillnad mellan utvecklingsvägar och omvärldsutvecklingar. Utvecklingsvägar är något som ansvariga avfalls- och energiaktörer i Boråsregionen kan påverka och fatta beslut om. Resultatet från detta projekt ska dessutom ge stöd för just dessa beslut. Omvärldsutvecklingen däremot beskriver förändringar utanför deras system som vi tror kommer att påverka avfalls- och fjärrvärmesystemet och följaktligen de beslut som tas för utvecklingen av dessa system men dessa förändringar i omvärlden kan vi inte påverka utan endast anpassa oss efter. De två typerna av scenarier illustreras även i figur 6.



Figur 6. De två typerna av scenarier som används i projektet, omvärldsutvecklingar och utvecklingsvägar.

Figure 6. The two types of scenarios that are used in the study, scenarios for changes in the environment (external scenarios) and choices for development in the waste management system and the district heating system (local scenarios).

Tidsperiod
Den tidsperiod som är i fokus för studien är utvecklingen fram till år 2015. Detta är en förhållandevis kort period men samtidigt är det den tidsperiod som är relevant för BEM då de utvecklingsvägar man vill studera alla kan genomföras innan 2015. Man bör notera att projektet speglar utvecklingen fram till 2015 genom att göra ett nedslag för år 2015.

Vidare bör noteras att hänsyn även tas till effekter längre fram i tiden när detta har bedömts relevant. Detta gäller för elcertifikatintäkten för biokraftvärmeverk. I projektet beräknas en årlig kapitalkostnad för nyinvesteringar i kraftvärmeverk baserat på en real kalkylränta (6,5 %) och en ekonomisk livslängd på 30 år. Denna årliga kapitalkostnad används för att spegla situationen år 2015 om en investering sker i ett kraftvärmeverk. När det gäller elcertifikat för nya biokraftvärmeverk kan en sådan tilldelning endast ske under 15 år, dvs under halva den ekonomiska livslängden. För att ta hänsyn till att elcertifikattilldelningen endast sker under halva den ekonomiska livslängden har därför elcertifikatintäkten halverats i resultaten för år 2015.

Även när det gäller effekter av ökad/minskad elproduktion i Borås i olika utvecklingsvägar tas hänsyn till effekter som sker efter 2015 genom den modellering av alternativ elgenerering och sammansättning av marginalelproduktion i det nordeuropeiska energisystemet som gjorts i Sköldberg och Unger (2008). Detta beskrivs närmare i detalj under avsnitt 4.4.2.

4.4 Omvärldsutveckling

Eftersom fokus i studien ligger kring situationen år 2015, dvs relativt nära dagens situation, har vi valt att fördela analysen på en omvärldsutveckling och 12 utvecklingsvägar (fördelade på fem analysblock) som innebär förändringar jämfört med situationen år 2007 (som utgör basåret i studien). Känsliga parametrar i omvärldsutvecklingen diskuteras sedan i text och/eller testas med känslighetsanalyser[7].

4.4.1 Omvärldsutveckling - avfall

Framtida avfallsmängder

En viktig förändring i omvärlden som starkt kan påverka utformningen av avfallssystemet och dess kostnader samt miljöpåverkan är de antaganden vi gör kring framtida avfallsmängder. Genom flera arbeten under de senaste 15 åren har Profu tagit fram statistik på hur avfallsmängderna historiskt har ökat och även korrelerat dessa med olika faktorer i samhället som till exempel ekonomisk tillväxt, befolkningsmängd, disponibel inkomst. Med hjälp av dessa korrelationer kan man göra framskrivningar för hur stora avfallsmängderna kommer att bli i framtiden baserat på prognoser om tillväxt m.m.

En viktig synpunkt att ta hänsyn till när man använder dessa framskrivningar är att de helt baseras på historiska fakta. Men det finns idag, till skillnad från tidigare, en omfattande diskussion om de ständigt ökande avfallsmängderna och det finns även tankar och idéer om att man bör aktivt arbeta för att minska dessa mängder. Bland annat har EU centralt (Ramdirektivet för avfall) beslutat att varje medlemsland ska ta fram en handlingsplan över hur man ska jobba med så kallad avfallsprevention. Det finns även konkreta tankar kring åtgärder för avfallsprevention i olika länder inom EU.

På längre sikt kan alltså arbetet med avfallsprevention få effekt på avfallsmängderna Vi bedömer dock inte att det kommer att hinna få någon större effekt på avfallsmängderna fram till år 2015. Däremot bedöms den rådande lågkonjunkturen få desto större effekter. Studiens basår utgörs av situationen år 2007 vilket var det sista helåret i den senaste högkonjunkturen. Detta innebär att lågkonjunkturen, som slog till på allvar hösten 2008, får en märkbar effekt på avfallsmängderna år 2015. Sett över längre konjunkturcykler (där effekterna av hög- och lågkonjunktur tar ut varandra) har avfallet historiskt ökat med cirka 2-3 % per år i genomsnitt. Emellertid antas här att den rådande lågkonjunkturen inte hinner ”kompenseras” av en högkonjunktur fram till 2015. I studien antas därför en förhållandevis liten ökning av avfallsmängderna som återstår för termisk och biologisk behandling på 4 % under perioden 2007-2015 (detta motsvarar en årlig ökning på i genomsnitt 0,5 % per år).

Alternativ avfallsbehandling utanför Borås

En del av de utvecklingsvägar som studeras innebär att större mängd avfall kan behandlas än vad som uppstår inom Borås-regionen. Detta kan t ex ske genom att man investerar i

[7] Detta är en skillnad mot Systemstudie Avfall i Göteborg där fokus i analysen ligger på år 2030. I den studien bedöms tidsperioden mellan dagens situation och det studerade året (2030) vara så pass lång att det är nödvändigt att ställa upp flera olika möjliga omvärldsutvecklingar. I gengäld begränsas då analysen till tre utvecklingsvägar som studeras under samtliga omvärldsutvecklingar samt känslighetsanalyser som studeras under enbart en av de tre omvärldsutvecklingarna

nya anläggningar (t ex förbränning och förgasning) som har ett klart större avfallsbränslebehov än dagens existerande avfallsförbränningsanläggning. Detta kan också ske genom att kapacitet friställs i den existerande avfallsförbränningsanläggningen genom att en större del av det organiska avfallet sorteras ut och rötas. En central fråga i analysen är då att ta hänsyn till vilken annan avfallsbehandling som ersätts när avfallsbehandlingen ökar i Borås.

I Sverige är det vanligt att anläggningar tar emot avfall som kommer från andra kommuner utanför respektive anläggnings regionala upptagningsområde, på senare år har det även blivit alltmer vanligt att importera avfall från andra länder som t ex Norge. En ökad tillförsel från andra regioner och länder kan mycket väl bli aktuellt i framtiden.

Idag importerar BEM avfall från Norge, där man med denna behandling kan ersätta sämre alternativ som deponering. Detta har varit och är en drivkraft för att ta emot avfall från andra länder. Ur miljösynpunkt finns fördelar med att ersätta deponering i tex Norge med energiutvinning och detsamma gäller även när man ersätter deponering med rötning. De positiva miljöeffekterna syns framförallt när vi studerar den totala klimatpåverkan. Norge införde ett deponiförbud 1 juli 2009. Inledningsvis har man dock inte kapacitet för att ta hand om avfallet som idag deponeras. Man räknar också till viss del med att kapacitetsbehovet skall lösas genom nyttjandet av behandlingsanläggningar i Sverige. Man kan redan idag konstatera att Sveriges totala import delvis bromsar en fortsatt utbyggnad av ny kapacitet i Norge och därmed är inte den alternativa behandlingen enbart deponi. I ett längre perspektiv är det mycket möjligt att anta att deponeringen av organiskt avfall blir närmast obefintlig i både Sverige och Norge. I ett europeiskt perspektiv är däremot deponering idag den i särklass vanligaste behandlingsformen. Det är inte heller troligt att allt organiskt avfall i Europa inom överskådlig tid skall kunna förflyttas från deponi till annan behandling. Däremot ökar trycket via styrmedel från EU och medlemsstaterna på att hitta alternativ till deponeringen vilket ökar möjligheterna för handel mellan regioner och länder. På lite längre sikt är det därför mer troligt att en förändring av mängden avfall som behandlas i Borås leder till förändrade mängder avfall till deponi i Europa. På ännu längre sikt, dvs en bra bit bortom 2030, kan man argumentera för att behandlingsalternativet skulle kunna vara annat än deponi. Speciellt om klimatproblematiken fortsätter att växa.

I analysen har därför antagits att den alternativa avfallsbehandlingen utanför Borås utgörs av deponering. ORWARE's befintliga deponimodell har då anpassats utifrån förhållanden som antas gälla utanför Sverige. Endast emissioner under den sk "surveyable time" (ca de 100 första åren som avfallet ligger i deponin och bryts ned) inkluderas. Baserat på Avfall Norge (2009) antas att 25 % av den bildade deponigasen samlas in. All insamlad deponigas antas förbrännas i en gasmotor med en genomsnittlig elverkningsgrad på 32 %. Genererad el antas ersätta marginalelproduktionen i det nordeuropeiska energisystemet (se mer nedan under 4.4.2)

Alternativ produktion av näringsämnen

Genom att blanda biogödsel från rötning av matavfall med kompost från kompostering av grönavfall och sand erhålls en jordprodukt som säljs och används i Borås med omnejd. Istället för Boråskompost kan man tänka sig att privatpersoner och andra användare istället köper harpad matjord, dressjord etc. som kommer från andra jordtillverkare. Den exakta fördelningen mellan olika sådana jordprodukter är svår att uppskatta, det kan även vara så att vissa användare av Boråskompost inte har några alternativa källor för näringsämnen. Av

betydelse för miljöresultatet är också i vilken utsträckning torvbrytning kan undvikas, d.v.s. i vilken mån alternativen innehåller torv. För att ändå följa avfallsprodukterna till slutlig användning har vi utgående från växttillgängligt NPK i Boråskomposten räknat med att handelsgödsel i motsvarande grad ersätts. I modellen befintliga miljödata för handelsgödsel har härvid använts (Davies & Haglund, 1999).

Alternativa fordonsdrivmedel
Här har antagits att alternativet till fordonsgas producerad av BEM utgörs av de fossila drivmedlen bensin och diesel. Efter avdrag för en mindre del som facklas (se bilaga B) och den del som används för de biogasdrivna insamlingsfordonen så antas att (baserat på insamlade data om situationen år 2007) att 89 % av den resterande mängden används i bussar (vilket antas ersätta diesel) och 11 % i personbilar (vilket antas ersätta bensin). I omvärlden undviks då produktion, distribution och användning av diesel och bensin motsvarande det transportarbete som biogasen ger i bussarna respektive bilarna. Det genomsnittliga priset för försåld biogas år 2015 har uppskattas till knappt 1000 SEK/MWh (exklusive moms). Uppskattningen har gjorts av Profu baserat på data om dagsläget från Schön (2009).

Återvinning av material
I en av utvecklingsvägarna studeras 8-facksinsamling av avfall från villahushåll. Med denna typ av insamling kan man nå en högre insamlingsgrad av producentansvarsmaterial (förpackningar och tidningar) jämfört med det existerande systemet med återvinningsstationer (se vidare under avsnitt 4.5.3). Det insamlade materialet återvinns inte i Borås utan lämnar kommunen för att återvinnas inom ramen för producentansvaret. Nyttan av denna återvinning beror huvudsakligen på vilka emissioner som sker vid återvinningen och vilka emissioner som kan undvikas då det återvunna materialet ersätter annan materialproduktion.

I analysen av förändrade växthusgasemissioner i omvärlden har därför utnyttjats följande faktorer som tar hänsyn till nettoeffekten av både ökade och minskade emissioner när återvinning sker av materialet och det återvunna materialet ersätter motsvarande produktion från jungfruliga råvaror (ett negativt tecken innebär att emissionerna minskar i omvärlden till följd av den ökade återvinningen):

Kartongförpackningar:	-0,16 ton CO2-ekv./ton (källa: Olofsson 2004)
Tidningar:	-0,44 ton CO2-ekv./ton (källa: Olofsson 2004)
Metallförpackningar:	-2,20 ton CO2-ekv./ton (källa: Olofsson 2004)
Glasförpackningar:	-0,28 ton CO2-ekv./ton (källa: Olofsson 2004)
Plastförpackningar:	-0,71 ton CO2-ekv./ton (källa: uppskattat efter Ljunggren Söderman 2000)

Man bör notera att varje faktor kan påverkas av t ex ändrade antaganden om hur effektivt återvinningsprocessen sker och hur stor del av det återvunna materialet som verkligen nyttiggörs.

4.4.2 Omvärldsutveckling - energi

Nedan presenteras de antaganden som gjorts kring storlek på fjärrvärmeleveranser, energipriser och sammansättning av marginalelproduktion. Parametrarna skall spegla situationen för år 2015 (för de ekonomiska parametrarna används 2009 års penningvärde).

Fjärrvärmeleveranser
Fjärrvärmebehovet i Borås år 2015 har uppskattats i samråd med Borås Energi och Miljö. Borås Energi och Miljö bedömer att fjärrvärmebehovet kommer att minska på sikt till följd av bl a energieffektiviseringar i bostäder och ett gradvis varmare klimat. Även om viss utbyggnad sker av fjärrvärmenätet till småhus bedöms detta inte räcka för att kompensera det bortfall som sker till följd av andra förändringar. Utifrån detta har fjärrvärmeproduktionsbehovet för år 2015 satts till 593 GWh.

Bränslepriser
Priserna för de första fyra bränslena i tabell 3 är framtagna i samråd med Borås Energi och Miljö. Input till prisnivåerna har kommit från tre håll: (1) dagens prisnivåer i Borås, (2) de antaganden som Borås Energi och Miljö gjort i sin förstudie till ett nytt energikombinat[8] samt (3) diskussion om utvecklingen fram till 2015 i arbetsgruppen inom detta projekt.

Tabell 3. Antaganden för bränslepriser i fjärrvärmeproduktion år 2015, ***exklusive skatter****, fritt anläggning (dvs inklusive ev transportkostnader). Priser anges i 2009 års penningvärde*
Table 3. 2015's assumptions for fuel prices for district heat production, ***excluding taxes.*** *Prices are expressed in the 2009 monetary value.*

Bränsle	Pris (SEK/MWh)
Skogsflis	240
Bioolja	550
Gasol	325
Eldningsolja	483
Naturgas	250

Priset för naturgas har uppskattats av Profu. Här bör noteras att detta bränsle inte används i Borås idag, bland annat på grund av att naturgasnätet inte är framdraget till Borås. För att naturgas skall kunna användas i Borås krävs därför även investeringar i infrastruktur för att få fram naturgasen till Borås. Sådana investeringar antas endast belasta Borås Energi och Miljö i det fall man i en utvecklingsväg vill satsa på naturgaskraftvärme (se avsnitt 4.5.1.)

[8] För mer information om detta projekt, se http://www.borasenergimiljo.se/vanstermeny/omforetaget/energikombinat2013.4.56ceaa5c11975b94f81800015180.html

Övriga energipriser

Priserna i tabell 4 är framtagna i samråd med Borås Energi och Miljö. Input till prisnivåerna har kommit från två håll: (1) dagens prisnivåer och (2) diskussion om den utvecklingen fram till 2015 i arbetsgruppen inom detta projekt.

Tabell 4. Antaganden för övriga energipriser (utöver de som angetts i tabell 3) år 2015. Priser anges i 2009 års penningvärde

Table 4. Assumptions for other energy prices (those that are not included in table 3) in 2015. Prices are expressed in the 2009 monetary value.

Parameter	Pris
El, exkl nätavgifter (SEK/MWh)	440
Elcertifikat (SEK/MWh)	312
Utsläppsrätter (SEK/ton CO2)	300

Alternativ elgenerering och sammansättning av marginalelproduktion

Om Borås avfallssystem genomför en förändring som innebär att man använder/genererar mer eller mindre el så resulterar detta i att någon eller några andra anläggningar i elsystemet förändrar sin drifttid. Profu har under flera år arbetat med att analysera effekterna av liknande förändringar. Det synsätt som nyttjas här grundas på den dokumentation som återfinns i Sköldberg och Unger (2008). I den rapporten genomförs modellberäkningar av hur utsläppen av växthusgaser påverkas till följd av en förändrad elproduktion/elanvändning i Sverige. Ett antal olika scenarier har ställts upp och i samråd med författarna har dessa matchats till detta projekt. Den valda omvärldsutvecklingen (”Grundförutsättningar” i tabell 5 på nästa sida) har matchats till ett medelvärde av två grundfall från Sköldberg och Unger (2008) (i den rapporten benämnda ”Ref” och ”Fos”). I tabellen visas dels sammansättningen på marginalelen och dels vilka växthusgasemissioner den ger upphov till.

I en känslighetsanalys som används vid analysen av vissa utvecklingsvägar i detta projekt (se tabell 5 på nästa sida), har omvärldsutvecklingen istället matchats till ett scenario som beskriver en situation med betydligt högre pris på utsläppsrätter (i rapporten av Sköldberg och Unger benämnt ”45 EUR/ton”), vilket kan sägas spegla en situation med högre klimatåtaganden än vad som gäller idag. I tabellen framgår att dessa förutsättningar ger en produktionsmix för marginalelen som innebär betydligt lägre växthusgasemissioner. Den viktigaste förklaringen till detta är att användningen av kolkraft står för en betydligt mindre andel. Merparten av den kolkraft som används sker med hjälp av koldioxidinfångning och koldioxidlagring vilket innebär växthusgasemissionerna reduceras kraftigt.

Tabell 5. Antaganden för sammansättning av marginalelproduktion år 2015 samt nettoutsläpp av växthusgaser från denna produktion, grundförutsättningar och känslighetsanalys
Table 5. Assumptions for the composition of marginal electricity production in 2015 and net emissions of greenhouse gases from this production , basic assumptions and sensitivity analysis

Parameter	**Andel av marginalelproduktionen (%)**	
	Grundförutsättningar	**Känslighetsanalys**
Biobränsle	5	4
Vindkraft	5	29
Naturgas	9	20
Kolkraft	81	7
Kolkraft med koldioxidavskiljning och koldioxidlagring	0	40
Resulterande utsläpp av koldioxid från marginalelproduktion (kg CO2-ekv./MWh el)	725	160

4.5 Utvecklingsvägar

Som nämnts inledningsvis ovan så används två typer av scenarier, omvärldsutvecklingar och utvecklingsvägar. Utvecklingsvägarna visar på tekniska förändringar som berörda i Borås kan besluta om.

Utvecklingsvägarna tar sin utgångspunkt i hur avfallshanteringen och fjärrvärmeproduktionen skedde i Borås år 2007. Inom ramen för projektet (och med tyngdpunkt i fas 1) lades relativt stora resurser på att samla in data om avfallsflöden och processer gällande det senaste år som data fanns tillgängligt (vilket var år 2007 när indatasamlingen startade). Datainsamlingen innefattade att sammanställa data från diverse miljörapporter och andra rapporter som Borås Energi och Miljö publicerat men även att sammanställa information från de personer som direkt arbetar med/har ansvar för bland annat insamling och transporter, bränsleberedning, optisk sortering, rötning, kompostering och förbränning. På så sätt kunde vi bygga upp ett systemschema över hanteringen av brännbart och organiskt avfall (se bilaga C) vilket även implementerats i ORWARE-modellen. För fjärrvärmeproduktionen kunde modelleringen ske snabbare genom att färdiga Martes-databaser (med information om anläggningsstorlekar, verkningsgrader etc) kunde erhållas direkt från Borås Energi och Miljö.

Utvecklingsvägarna har organiserats och studerats i följande fem analysblock (vilka beskrivs mer i detalj under avsnitt 4.5.1 – 4.5.5):

- **Olika kraftvärmealternativ:** Innefattar 4 olika alternativ till att ersätta dagens existerande biokraftvärmeverk. Två av dessa inkluderar ökad energiutvinning från avfall (förbränning eller förgasning)

- **Ökad biogasproduktion genom förbättrad sortering:** Den förbehandling och optiska sortering som skedde år 2007 innebar att relativt stora mängder matavfall hamnade i den brännbara fraktionen. Här undersöks två alternativ för att öka utsorteringen matavfall så att större mängder når rötningsanläggningen. Detta innebär i sin tur att biogasproduktionen kommer att öka.

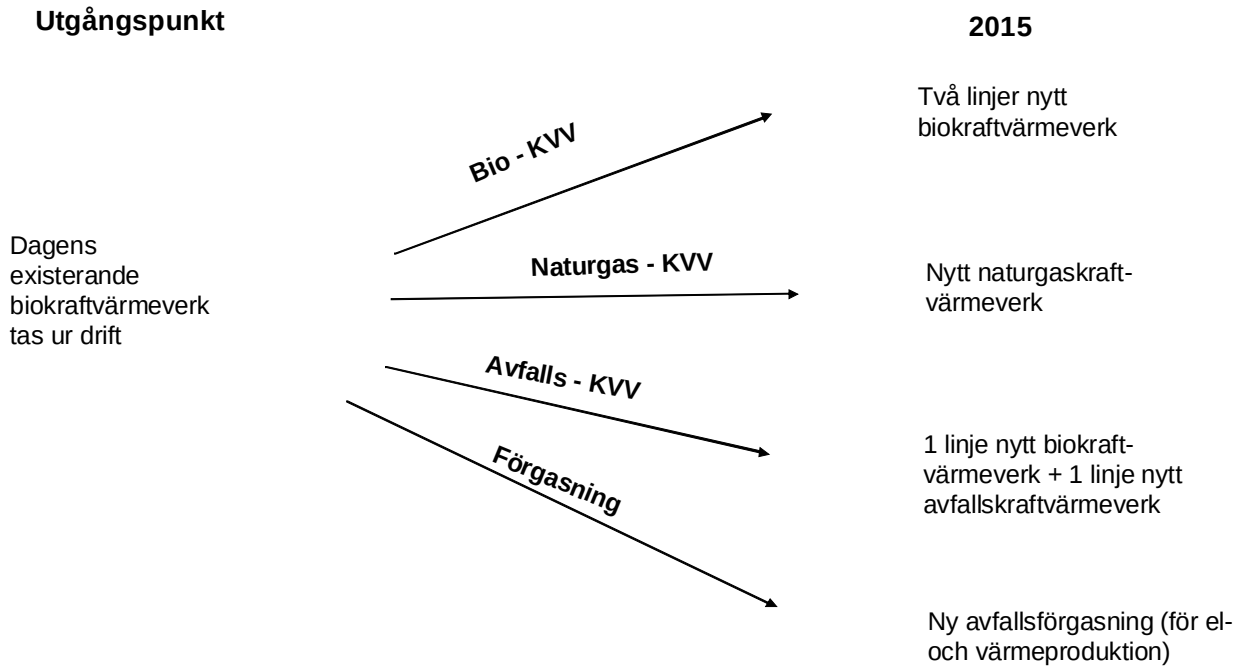
- **Ökad materialåtervinning:** Undersöker effekterna med avseende på klimatpåverkan av att introducera fastighetsinsamling av hushållsavfall i 8 fraktioner (6 fraktioner producentansvarsmaterial samt organiskt och brännbart restavfall) i villaområden. Idag sorterar villahushållen i dessa 8 fraktioner, men de samlas in på olika sätt. Villahushållen får själva lämna 6 fraktioner producentansvarsmaterial vid återvinningsstationer medan BEM står för insamlingen direkt vid fastigheten av organiskt och brännbart restavfall.

- **Förändrad rötresthantering:** Undersöker olika alternativ för hantering av rötresten (biogödseln) från rötningen och det rejektvatten som uppstår när rötresten avvattnas. I dagsläget används rötresten för produktion av Boråskompost och rejektvattnet behandlas med biologisk rening. I detta analysblock undersöks fyra alternativ till denna hantering. Analysen har skett genom direkt samarbete med Waste Refinery-projektet WR20 (*Förädling av rötrest från storskaliga biogasanläggningar*).

- **Förbehandling av avfall:** Baserat på data från Waste Refinery-projektet WR12 *(Förbehandlingstekniker)* undersöks vilken klimatpåverkan som fås dels på grund av att förbehandling kan innebära att mer biogas produceras från ett substrat och dels på grund av att olika insatsvaror (kemikalier) måste användas vid förbehandlingen.

4.5.1 Analysblock 1 – Olika kraftvärmealternativ

I detta analysblock studeras fyra olika investeringsalternativ som skall ersätta BEMs befintliga bioeldade kraftvärmeverk. Den befintliga anläggningen som uppfördes på 60-talet var ursprungligen en oljeeldad panna som därefter konverterats till kolförbränning och som numera eldas helt med våta biobränslen. Anläggningen som är uppdelad på två lika stora pannlinjer kan idag generera 96 $MW_{värme}$ och ca 30 MW_{el}. På grund av anläggningens ålder är driftkostnaderna för anläggningen relativt höga. Till detta kan läggas att BEM, efter år 2013, inte längre kommer att erhålla några elcertifikat för den el som genereras från anläggningen. Därav är man nu inne i en process att studera vilken typ av anläggning som skall ersätta den befintliga anläggningen. I detta projekt har studerats fyra olika alternativ som presenteras i figur 7.



Figur 7. De fyra nya kraftvärmealternativen som studeras i analysblock 1.

Figure 7. The four new alternatives for combined heat and power production that are studied in Analysis 1

I dagsläget är det inte klarlagt var den nya anläggningen som skall ersätta det befintliga biokraftvärmeverket skall placeras. Alternativen är bl a på Ryaverket eller på Sobacken. Om en ny plats väljs (exempelvis Sobacken) kommer detta att innebära tillkommande investeringskostnader i form av mark- och anläggningsarbeten, rörledningar m.m. Här förutsätts att oavsett vilket nytt alternativ som väljs så kommer placeringen att bli densamma. Vid jämförelser av det ekonomiska resultatet för de olika alternativen kan vi

därför exkludera dessa gemensamma kostnader. Detta innebär att de kostnader som anges nedan endast inkluderar byggnad och anläggning med ingående delar så som panna, turbin rökgasrening m.m.

Bio-KVV
I detta alternativ byts det befintliga biokraftvärmeverket ut mot ett nytt biokraftvärmverk med ett högre elutbyte och en högre verkningsgrad jämfört mot den befintliga anläggningen. Det nya alternativet består av två nya pannlinjer som skall eldas med samma typ av bränsle som dagens anläggning, dvs våta biobränslen typ skogsflis. Storleken på de nya pannorna uppgår till 72 $MW_{värme}$/32 MW_{el} respektive 36,5 $MW_{värme}$/15 MW_{el} (pannorna är försedda med rökgaskondensering vilket är inräknat i dessa data). Totalt sett ger den nya anläggningen en ökad värmeproduktion på 12,5 MW och en ökad elproduktion på 17 MW. Investeringskostnaden för den nya anläggningen beräknas totalt uppgå till knappt 1 600 MSEK.

Naturgas-KVV
För detta alternativ byts det befintliga biokraftvärmeverket istället ut mot ett gaskombikraftvärmeverk baserat på naturgas. Storleken på anläggningen är satt till 108,5 $MW_{värme}$ (vilket är samma värmeeffekt som alternativet med nytt Bio-KVV) och 130 MW_{el}. Kostnaden för anläggningen, inklusive investerings i en naturgasledning från det befintliga naturgasnätet till Borås beräknas till ca 1 250 MSEK.

Avfalls-KVV
I detta alternativ ersätts det befintliga biokraftvärmeverket med ett kraftvärmeblock om två pannor där den ena eldas med biobränsle och den andra med avfall (av samma typ som idag nyttjas i de BEMs befintliga avfallskraftvärmeverk). Biopannan är av samma storlekt som den stora pannan i alternativet Bio-KVV, dvs 72 $MW_{värme}$/32 MW_{el}. Den avfallseldade pannan beräknas ha en effekt på 36,5 $MW_{värme}$ och 10 MW_{el}. Den totala tillförda värmeeffekten blir då samma som i alternativen Bio-KVV och NatugasKVV. Investeringen för detta alternativ beräknas uppgå till knappt 2 000 MSEK.

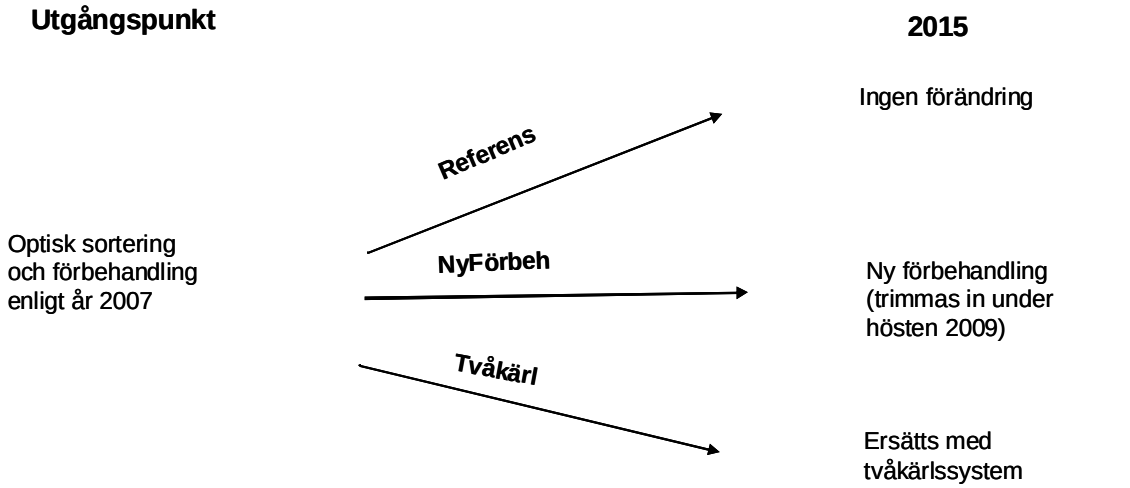
Förgasning
I det fjärde alternativet utvärderas förutsättningarna för en förgasningsanläggning med avfall som bränsle. Detta är en teknik som i dagsläget ännu inte kan ses som helt kommersiellt gångbar. För detta forskningsprojekt är det ändå av intresse att studera utfallet för en anläggning av detta slag. Här förutsätts att anläggningens tillgänglighet är i nivå med de andra alternativen och att anläggningen levererar 110 $MW_{värme}$ och 41 MW_{el}. Investeringen för denna anläggning beräknas ligga på ca 2 100 MSEK (denna siffra skall ses som osäker då det i dagsläget inte finns några verkliga anläggningar att nyttja som referens). Investerings- och driftskostnader för detta alternativ har hämtats från Borås Energi och Miljös förstudie till ett nytt energikombinat.

4.5.2 Analysblock 2 - Ökad biogasproduktion genom förbättrad sortering

I figur 8 illustreras de tre utvecklingsvägar som studeras inom ramen för detta analysblock. Utvecklingsvägarna studerar tre olika hanteringssätt för det säck- och kärlavfall som samlas in från hushållen i Borås, Mark och Bollebygd.

Som referens utnyttjas de data som samlades in om 2007 års situation (se även bilaga C), dvs att insamlingen sker i svarta och vita påsar och att prestandan på den optiska sorteringen och förbehandlingen motsvarar den som gällde år 2007. Detta innebar att efter optisk sortering och förbehandling nådde drygt 3000 ton matavfall rötningsanläggningen.

Som en alternativ utvecklingsväg utvärderas de preliminära data som fanns tillgängliga under hösten 2009 och som gällde att använda samma förbehandling som för det avfall som idag importeras från Norge till Borås Energi och Miljö. Fortfarande sker då insamling av kärl- och säckavfallet i svarta och vita påsar som går via den optiska sorteringen. Men istället för att gå till den normala förbehandlingen går de svarta påsarna istället till en förbehandling som i korthet går ut på att vatten tillsätts och blandningen går sedan till en press. Pressningen ger en vätska som innehåller merparten av det organiska materialet och som går vidare till rötningen. Pressningen ger också ett fast rejekt som går vidare till den ordinarie bränslebredningen och sedan förbränns i avfallskraftvärmeverket. I jämförelse med normala förbehandlingen innebär detta att en större mängd matavfall når rötningen och en motsvarande mindre mängd når bränsleberedning. Utifrån de preliminära data som erhölls hösten 2009 (Kanerot 2009) har antagits att ca 1400 ton mer matavfall når rötningen jämfört med i referensen. Senare data (Ulveström 2010) indikerar att utsorteringen vid förbehandlingen eventuellt kan ske ytterligare något bättre (i storleksordningen 1700 ton/år istället för antagna 1400 ton/år) vilket skulle förbättra utfallet ytterligare jämfört med resultat som presenteras i avsnitt 5.2. Denna uppgift har dock kommit in efter det att analysen slutförts varför det ursprungliga antagandet om en ökad utsortering på 1400 ton/år har använts i analysen.



Figur 8. Tre olika utvecklingsvägar för hantering av hushållens kärl- och säckavfall i Borås, Mark och Bollebygd

Figure 8. Three different alternatives for management of household waste in Borås, Mark and Bollebygd

Den tredje utvecklingsvägen innebär att man övergår från insamling i svarta och vita påsar till insamling i tvåkärlssystem. Detta innebär att man inte längre antas behöva använda den optiska sorteringen. I beräkningarna antas också att man använder samma förbehandling som för det avfall som idag importeras från Norge. Kostnader och prestanda för att introducera och driva insamling i tvåkärlssystem har huvudsakligen uppskattats baserat på data i Carl Bro (2007). Samtidigt måste man betona att osäkerheterna är större vad gäller dessa data jämfört med de två andra utvecklingsvägarna. Detta gäller speciellt påverkan på insamlingskostnaderna och hur stor mängd matavfall som når rötningen. Rörande insamlingskostnaderna kan man konstatera att bland annat ruttplanering, insamlingsintervall och fordonsutförande påverkas när man övergår från insamling av blandade svarta och vita påsar till insamling i tvåkärlssystem. I ORWARE kan vissa parametrar varieras för att hantera förändringar i insamlingsledet, men samtidigt bör betonas att modellen inte är heltäckande för att göra en sådan analys. Det bästa vore här att använda en detaljerad logistikmodell. I analysen har två alternativ använts för att illustrera hur insamlingskostnaden skulle kunna påverkas:

1. Förändring av ORWAREs modellering genom att anta att med insamling i tvåkärlssystem så reduceras insamlingsfordonens medellastvikt med 5 % (på grund av att insamlingsfordon med två fack väger något mer) och att tömningstiden fördubblas. Bägge förändringarna leder till fördyrad insamling genom att framförallt mer tid måste läggas på att samla in materialet. Vidare antas en merinvestering per fordon på 300 000 kr.

2. Uppskattad merkostnad för insamlingen i tvåkärlssystem enligt de schabloner som Carl Bro (2007) använder. I referensen finns tyvärr ingen närmare beskrivning av hur dessa merkostnader fördelas på olika moment i insamlingen.

Rörande mängden matavfall som når rötningen antas denna bli cirka 2400 ton större än i referensen. Detta motsvarar alltså en ökning på ca 1000 ton jämfört med att enbart införa ny förbehandling (2400 ton/år minus 1400 ton/år). Ökningen på ca 1000 ton antas komma från två delar:

1) Carl Bro (2007) indikerar genom jämförelser mot andra kommuner att insamling i tvåkärlssystem med papperspåsar för det organiska avfallet ger ett något högre sorteringsutbyte i hushållen jämfört med sortering i svarta och vita plastpåsar. Med andra ord antas felsorteringen (som idag hamnar i de brännbara vita påsarna) bli något lägre om insamlingen sker i tvåkärlssystem. Denna förbättrade sortering har i beräkningarna antagits motsvara ca 300 ton matavfall.

2) Genom att den optiska sorteringen undviks så undviks också den felsortering som sker där genom att svarta påsar felaktigt hamnar bland de vita påsarna och går direkt till bränsleberedningen. I analysen har antagits att detta netto innebär att ytterligare ca 700 ton matavfall når rötningen.

I jämförelse med referensen innebär de bägge alternativa utvecklingsvägarna att en större mängd matavfall når rötningen. Detta innebär att fordonsgasproduktionen ökar vilket i sin tur innebär ökad försäljning av fordonsgas och därmed ökad ersättning av bensin och

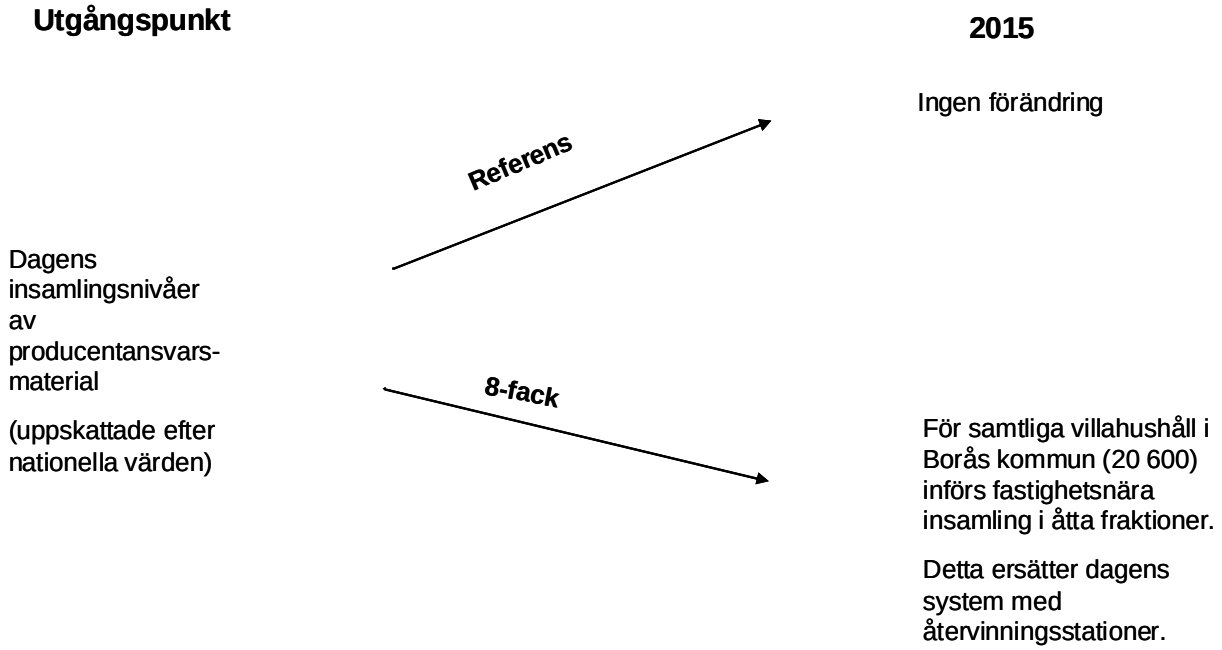
diesel. Ju mer matavfall som når rötningen, desto större mängd fordonsgas och desto större ersättning av bensin och diesel.

Analogt innebär de bägge alternativa utvecklingsvägarna att motsvarande mindre mängd matavfall når avfallsförbränningen. Detta innebär att kapacitet friställs vid avfallsförbränningen som kan användas för behandling av annat avfall. I analysen har antagits att annat brännbart verksamhetsavfall tas in och förbränns på grund av den ökade utsorteringen av matavfall. Vid dessa beräkningar har antagits att den termiska bränsleeffekten till avfallspannan hålls konstant, dvs i alla tre utvecklingsvägar kommer samma el- och värmeproduktion ske vid avfallsförbränningen. Detta antagande begränsar hur stor mängd brännbart verksamhetsavfall som kan tas in eftersom detta avfall har ett betydligt högre effektivt värmevärde än det matavfall som sorteras ut. I utvecklingsvägen med ny förbehandling tas ca 500 ton brännbart verksamhetsavfall in i avfallsförbränningen samtidigt som förbränningen av matavfall minskar med ca 1400 ton. I utvecklingsvägen med tvåkärlssystem tas ca 800 ton brännbart verksamhetsavfall in i avfallsförbränningen samtidigt som förbränningen av matavfall minskar med ca 2400 ton. Det tillkommande brännbara verksamhetsavfallet antas ha samma egenskaper som det brännbara verksamhetsavfall som förbränns i Borås. Det antas inhämtas på ett genomsnittligt avstånd på 50 mil. Mottagningsavgiften fritt Borås antas vara 200 kr/ton lägre än för motsvarande avfall i Borås (främst beroende på ökade transportkostnader). Den alternativa avfallsbehandlingen som ersätts antas vara deponering med prestanda enligt avsnitt 4.4.1.

4.5.3 Analysblock 3 – Ökad materialåtervinning

Borås Energi och Miljö är involverade i arbetet med att uppdatera avfallsplanen för Borås. I arbetet med avfallsplanen ingår att studera olika sätt att främja ökad materialåtervinning och bland annat utvärdera hur detta kan påverka emissionerna av växthusgaser. Detta är intressant och relevant även ur Waste Refinerys perspektiv eftersom materialåtervinning är ett alternativ som kan utnyttjas i kombination med termisk och biologisk behandling för att uppnå så optimala resultat som möjligt (se t ex Sundberg et al 2004).

I figur 9 illustreras de två utvecklingsvägar som studeras inom ramen för detta analysblock. Som referens används det system för insamling av producentansvarsmaterial som idag används i Boråsregionen, dvs återvinningsstationer dit hushållen själva transporterar (till fots eller med någon form av fordon) och lämnar materialet. Som alternativ (benämnt 8-fack i figuren nedan) antas att villahushållen i Borås kommun istället får producentansvarsmaterialet direkt hämtat vid fastigheten. Varje villaägare får då två kärl med plats för fyra fraktioner i varje kärl. Därigenom samlar man in sex producentansvarsmaterial (kartongsförpackningar, tidningar, metallförpackningar, färgade glasförpackningar, ofärgade glasförpackningar och hårda plastförpackningar) samt organiskt avfall och en brännbar restfraktion.



Figur 9. Två olika utvecklingsvägar för hantering av hushållens producentansvarsmaterial

Figure 9. Two different alternatives for management of household waste within the Producer responsibility system

I analysen har data om insamling i åtta fraktioner hämtats från erfarenheter gjorda av Lunds Renhållningsverk.

Analysen fokuserar på hur klimatpåverkan förändras vid införande av 8-fack i jämförelse med Referens. Utifrån den datatillgång som finns samt erfarenheter från tidigare systemanalyser har följande avgränsningar gjorts i studien:

- Analysen tar hänsyn till hur behandlingen förändras av de fraktioner som går till materialåtervinning. Med insamling i åtta fraktioner antas att en större utsorteringsgrad nås för producentansvarsmaterial (se tabell 6 nedan). Den ökade mängden till materialåtervinning antas innebära en motsvarande minskning av mängden brännbart restavfall. Mängden organiskt avfall som når rötningen antas ej påverkas i denna analys. I praktiken innebär detta att i analysen ersätts förbränning av materialåtervinning.

Tabell 6. Ökad utsortering av producentansvarsmaterial med utvecklingsväg 8-fack jämfört med referensen
Table 6. Increased separation of materials within the Producer responsibility system in the alternative 8 fractions compared to the reference

Fraktion	Uppkomst totalt (kg/villahushåll, vecka)[1]	Utsorterings-grad, Lund med 8-facksinsamling[1]	Utsorterings-grad, Borås idag[2]	Ökad utsortering i Borås med 8-facksinsamling per veck[3] (kg/villahushåll, vecka)	Ökad utsortering i Borås med 8-facksinsamling per år[4] (ton/år)
Kartong-förpackningar	1.07	79 %	74 %	0.05	57
Tidningar	5.15	93 %	89 %	0.21	221
Metallförpackningar	0.18	74 %	67 %	0.01	13
Glasförpackningar (ofärgat + färgat)	0.87	95 %	94 %	0.01	13
Hårda plastför-packningar	0.22	55 %	31 %	0.05	58
Summa	7.5			0.34	362

1) Beräknat utifrån plockanalysstudie i Lund genomförd i december 2008 (erhållen som Excelfil från Wilhelmsson Göthe 2009), 2) Uppskattat efter utsorteringsgrad på nationell nivå enligt Förpacknings- och tidningsinsamlingen (2009), 3) Beräknad som Uppkomst totalt * (Utsorteringsgrad, Lund med 8-facksinsamling – Utsorteringsgrad, Borås, idag), 4) Beräknad som Ökad utsortering i Borås med 8-facksinsamling per vecka * 20 600 villahushåll * 52 veckor * 0,001 (för omvandling till ton)

- Den minskade mängden brännbart restavfall innebär att kapacitet friställs vid förbränningsanläggningen. Denna friställda kapacitet skulle kunna användas för att behandla annat brännbart avfall (jämför analysblock 2 där annat brännbart avfall förbrändes när utsorteringen av matavfall ökade). I analysen har vi dock valt att inte fylla upp kapacitet som friställs. Detta för att tydligare illustrera effekten när materialåtervinning ersätter förbränning. I samband med resultaten diskuterar vi dock hur resultaten principiellt skulle påverkas om vi valde att fylla upp den friställda kapaciteten.

- I analysen av förändrade växthusgasemissioner på grund av materialåtervinning utnyttjats de faktorer som specificeras i avsnitt 4.4.1. Dessa tar hänsyn till nettoeffekten av både ökade och minskade emissioner när återvinning sker av

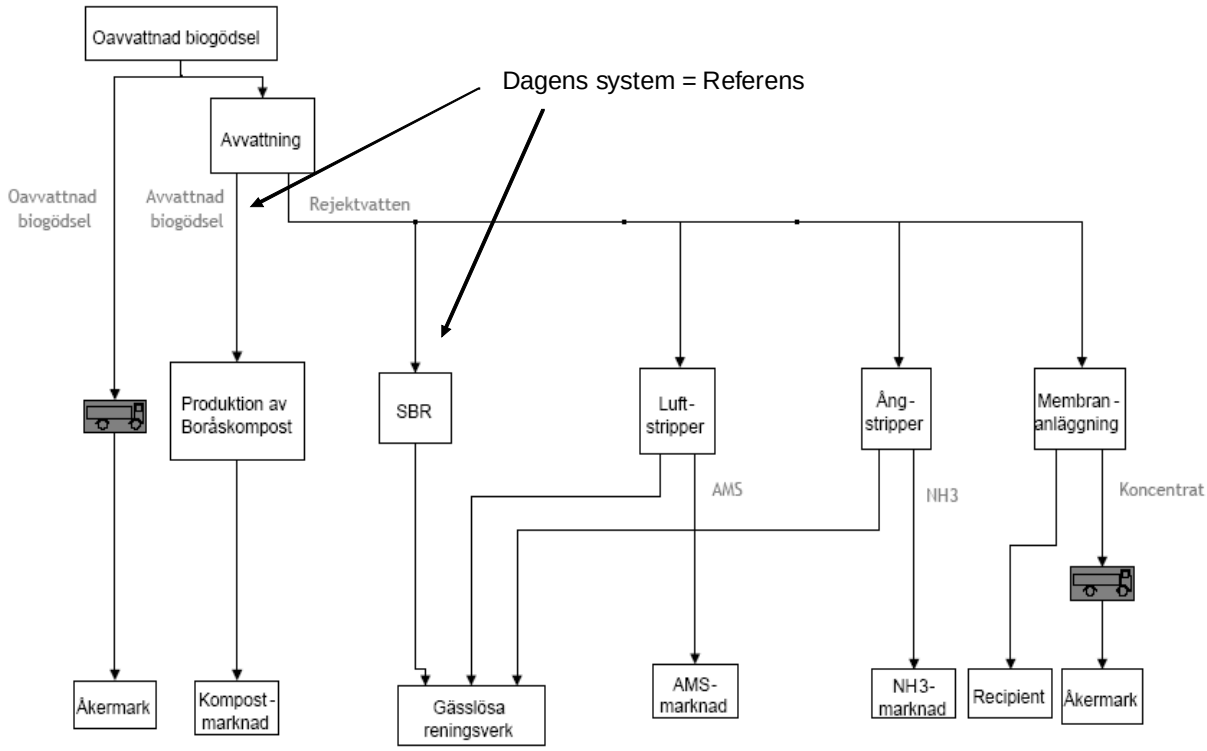
materialet och det återvunna materialet ersätter motsvarande produktion från jungfruliga råvaror

- Analysen inkluderar inte hur emissionerna av växthusgaser förändras till följd av ett förändrat insamlingsarbete i utvecklingsväg 8-fack jämfört med referensen. Orsaken är att data saknas både om hur stort insamlingsarbetet är med dagens system för insamling av producentansvarsmaterial och hur stort det skulle bli med insamling i åtta fraktioner. Tidigare systemanalyser i Sverige (se t ex Finnveden et al 2000 och Sundqvist et al 2002) har dock visat att klimatpåverkan från insamlingsledet är liten i förhållande till klimatpåverkan från de olika behandlingsmetoderna. Ett viktigt undantag är dock om många personer i ett system med återvinningsstationer använder sin personbil för att transportera materialet till återvinningsstationen. Detta är en ineffektiv transport som får genomslag i resultaten för klimatpåverkan. Potentiellt skulle därför en övergång till insamling i åtta fraktioner innebära en ytterligare förbättring genom att dessa ineffektiva transporter undviks. Det finns dock inga data på hur många av villahushållen i Borås som använder sin personbil för att transportera och lämna materialet vid återvinningsstationen, varför sådana beräkningar ej inkluderats i analysen.

4.5.4 Analysblock 4 – Förändrad rötresthantering

Inom detta analysblock studeras fem utvecklingsvägar rörande hanteringen av rötrest (biogödsel) som uppstår vid rötningsanläggningen (se figur 10). Den första utvecklingsvägen innebär att man håller fast vid dagens system, dvs att rötresten avvattnas och den avvattnade rötresten används sedan för tillverkning av Boråskompost. Rejektvattnet från avvattningen innehåller stora mängder ammonium och behandlas därför med hjälp av en SBR-anläggning (SBR = Satsvis Biologisk Rening). Vid denna behandling omvandlas merparten av ammoniumet till kvävgas (N_2) som släpps ut till atmosfären. Det renade rejektvattnet leds sedan via Sobackens lakvattenuppsamling till Gässlösa avloppsreningsverk.

I nära samarbete med WR20 (*Förädling av rötrest från storskaliga biogasanläggningar*) har också fyra alternativa utvecklingsvägar studerats (se figur 10). Fokus i WR20 är att studera tre alternativa tekniker för att ta hand om rejektvattnet från avvattningen (luftstripper, ångstripper och membrananläggning) genom fallstudier i Borås och Göteborg. Dessa tekniker används inte i Sverige idag men nyttjas i varierande omfattning i Tyskland. För att göra studien inom WR20 skulle det enbart räcka med att fokusera analysen på rejektvattnet eftersom den avvattnade rötresten behandlas på samma sätt. Emellertid har Borås Energi och Miljö uttryckt ett klart intresse (både inom WR20 och WR21) att få med en analys av att helt undvika avvattning och istället transportera ut och sprida den oavvattnade biogödseln på åkermark. Med hjälp av de resurser som finns inom WR21 utvidgades därför analysen inom WR20 till att även omfatta detta alternativ. Utvidgningen innebar även att det blev centralt i analysen i WR20 att inkludera både avvattning och hantering av den avvattnade biogödseln eftersom dessa steg helt undviks när man sprider oavvattnad biogödsel på åkermark.



Figur 10. System i fokus. Fem olika alternativ för hantering av oavvattnad biogödsel

Figure 10. System in focus. Five different alternatives for management of the anaerobic digestion residue

För att undvika dubbelarbete har vi valt att lägga merparten av redovisningen av beskrivningen av teknikerna och indata i rapporten för WR-20 (vilken kan laddas ned via Waste Refinerys hemsida). I rapporteringen här fokuserar vi på centrala förutsättningarna med fokus på skillnaderna mellan alternativen samt på resultaten (se avsnitt 5.4.4).

De fyra alternativa utvecklingsvägarna beskrivs nedan i korthet

- **Avvatttning + luftstripper:** Samma hantering av avvattnad biogödsel som idag. Rejektvattnet behandlas med luftstripper. Reningen innebär huvudsakligen användning av el och kemikalier (NaOH och H2SO4). Merparten av rejektvattnets ammoniumkväve nyttiggörs som ammoniumsulfat (AMS) vilken antas säljas på kemikaliemarknaden och därmed ersätta annan produktion av AMS.

- **Avvatttning + ångtripper:** Samma hantering av avvattnad biogödsel som idag. Rejektvattnet behandlas med ångstripper. Reningen innebär huvudsakligen användning av el, ånga och kemikalier (NaOH). Ångan antas komma från ett tänkt framtida bioenergikombinat (för etanolproduktion och pellets) i Borås där data uppskattats utifrån den modellering Profu gjorde inom ramen för ett projekt åt Svensk Fjärrvärme (Axelsson et al 2009, Axelsson 2009). Merparten av rejektvattnets

ammoniumkväve nyttiggörs som ammoniak (NH3) vilken antas säljas på kemikaliemarknaden och därmed ersätta annan produktion av NH3.

- **Avvatttning + membrananläggning:** Samma hantering av avvattnad biogödsel som idag. Rejektvattnet behandlas med membrananläggning. Reningen innebär huvudsakligen relativt stor användning av el och mindre mängd kemikalier (NaOH). Som produkter fås renat vatten (som kan släppas till recipient) och ett koncentrat som i princip innehåller hela den ingående ammoniumkvävemängden men där volymen reducerats till knappt 28 % av den inkommande mängden rejektvatten. Koncentratet transporteras ut och sprids på åkermark vilket innebär att innehållet av kväve, fosfor och kalium nyttiggörs och ersätter handelsgödsel. Utifrån bedömningar av Borås Energi och Miljö har det genomsnittliga transportavståndet satts till 57,5 km. I den ekonomiska analysen antas att Borås Energi och Miljö står för transporten till åkermark (men ej för spridningen) och sedan säljer koncentratet fritt gård.

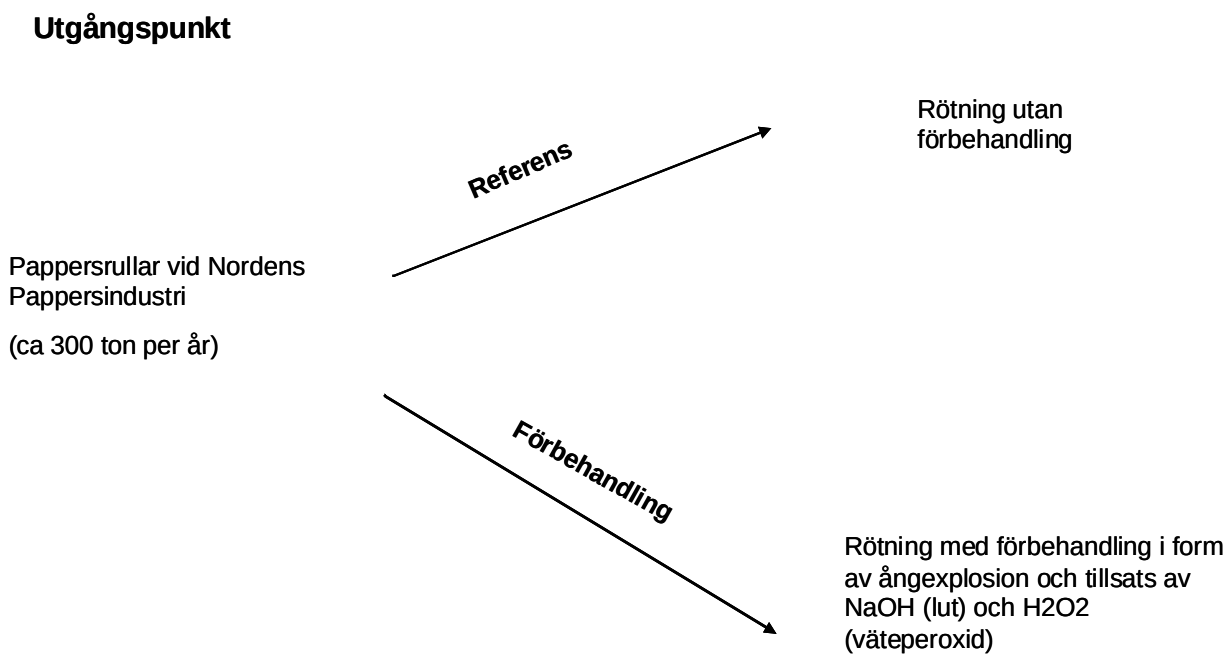
- **Oavvattnad biogödsel till jordbruk:** Ingen avvattning sker utan istället transporteras den oavvattnade biogödseln till åkermark och sprids sedan ut. Innehållet av kväve, fosfor och kalium nyttiggörs därmed och ersätter handelsgödsel. Utifrån bedömningar av Borås Energi och Miljö har det genomsnittliga transportavståndet satts till 57,5 km. I den ekonomiska analysen antas att Borås Energi och Miljö står för transporten till åkermark (men ej för spridningen) och sedan säljer den oavvattnade biogödseln fritt gård. Till skillnad från de tre föregående alternativen behöver man med detta alternativ inte investera i någon ny behandlingsanläggning. Däremot antas att man måste bygga ett lager för den oavvattnade biogödseln vid rötningsanläggningen för att hantera att spridningen endast kan ske under en begränsad del av året. Lagringsvolymen dimensioneras för att motsvara en fjärdedel av den totala årsmängden.

En central förutsättning som gäller i analysen är mängd och sammansättning av den oavvattnade biogödseln. Dessa parametrar har inom ramen för WR20 bestämts som en sammanvägning av data (verkliga analysresultat) för den existerande rötningsanläggningen i Borås och en planerad rötningsanläggning i Göteborg. Man bör ha detta i åtanke när man studerar resultatet eftersom den planerade anläggningen i Göteborg är tänkt att ha en större rötningskapacitet.

Sammanvägningen innebär att modelleringen är gjord för större rejektvattenflöden än vad som gäller för Borås i dagsläget (200 m3 rejektvatten/dygn i modelleringen jämfört med 150 m3 rejektvatten/dygn i Borås). Den antagna ammoniumhalten i rejektvattnet är däremot densamma som den normala nivån i Borås, vilket motsvarar en halt på 2500 mg NH4-N/liter. Om man utgår från att avfallssammansättningen till rötningen behålls till år 2015 och att mängden rejektvatten (och ammoniumhalt) därigenom ökar linjärt mot mängden avfall som behandlas, kan man översätta resultaten som att de motsvarar en situation år 2015 där rötningsanläggningen behandlar (200-150)/150 = 33 % mer avfall än i dagsläget. Det finns ledig kapacitet i den existerande anläggningen som räcker för att ta hand en sådan ökning av avfallsmängderna.

4.5.5 Analysblock 5 – Förbehandling av avfall före rötning

Baserat på data från Waste Refinery-projektet WR12 *(Förbehandlingstekniker)* undersöks i detta analysblock vilken klimatpåverkan som fås dels på grund av att en ny förbehandling införs som ökar biogasproduktionen från ett substrat och dels på grund av att olika insatsvaror (kemikalier) måste användas vid förbehandlingen.



Figur 11. Två olika alternativ för hantering av pappersrullar

Figure 11. Two different alternatives for management paper tubes

I figur 11 illustreras de två utvecklingsvägar som jämförs, dvs rötning av pappersrullar utan förbehandling och rötning av pappersrullar som förbehandlats med hjälp av ångexplosion och tillsats av NaOH (lut) och H_2O_2 (väteperoxid). Pappersrullarna är en restprodukt som uppstår vid Nordens Pappersindustri. I WR12 har man testat olika sätt att utvinna biogas från denna restprodukt. I analysen av klimatpåverkan studeras differensen mellan dessa alternativ, dvs samma mängd avfall antas behandlas men det senare fallet ger upphov till större fordonsgasproduktion (vilket antas ersätta bensin och diesel). Samtidigt innebär det senare fallet att ånga, NaOH och H_2O_2 måste produceras och användas vilket också ger klimatpåverkande emissioner. I beräkningarna har dock endast inkluderats emissioner för produktion av NaOH och H_2O_2. Dessa ”uppströms” emissioner har uppskattats utifrån livscykelanalyser som gjorts för produktionen av respektive kemikalie. Övriga eventuella skillnader mellan utvecklingsvägarna (t ex påverkan på rötrestens kvalitet och mängd) har exkluderats från denna analys.

I Teghammar et al (2010) redovisas resultat från ett antal experiment i labbskala där man varierat förutsättningarna vid förbehandlingen. I beräkningarna här har vi utgått från följande resultat i Teghammar et al (2010):

- Metanproduktion från obehandlade pappersrullar: 238 N ml CH_4 / g VS

- Metanproduktion vid förbehandling av pappersrullar (ångexplosion, 220 ºC, tillsats av 2 % NaOH och 2 % H_2O_2): 493 N ml CH_4 / g VS

Enligt kontakt med Teghammar (2009) motsvarar mängden kemikalier 0,4 kg NaOH/kg pappersrullar och 0,4 kg H_2O_2/kg pappersrullar.

Det bör betonas att resultaten som presenteras här är *principiellt* intressanta eftersom de belyser hur detaljerade data som tagits fram i ett WR-projekt kan belysas ur ett systemperspektiv. Däremot är det för tidigt att använda dessa resultat för att dra kvantitativa slutsatser kring nyttan av förbehandlingen i det specifika fallet. Orsaken är att de data som används är baserade på experiment i labbskala och det finns därför osäkerheter huruvida de kan vara representativa i en fullskaleanläggning. Vidare har data använts från ett experiment vilket innebär att andra experiment med andra förutsättningar avseende t ex pH, substrategenskaper, temperatur etc kan ge helt andra utfall. Därför är det viktigt att betona att det stora värdet med analysen i detta projekt är att visa hur man kan belysa detaljerade resultat ur ett systemperspektiv och på så sätt ge feedback kring vilka parametrar som har stor betydelse avseende t ex ekonomi eller olika former av miljöpåverkan. I detta specifika fall är det klimatpåverkan som är i fokus.

4.6 Funktionella enheter

I alla miljösystemstudier är det väsentligt att man noggrant funderar över vad det är för miljöjämförelse som ska genomföras så att resultaten blir stringenta och konsekventa. En grundläggande förutsättning är att man verkligen jämför två fullt likvärdiga alternativ. Med likvärdiga avses här att de fall som jämförs verkligen producerar samma mängd av nyttigheter, dvs tillfredställer det behov som efterfrågas av systemet.

Av denna anledning har man för livscykelanalyser och även för andra miljösystemstudier skapat några olika metoder för att jämföra olika alternativ med varandra. Gemensamt för dessa är att man definierar en uppsättning samhällsfunktioner som det befintliga systemet och nya förslag till systemlösningar måste uppfylla. Därefter jämförs de olika förslagen och bedömningar görs om vilket förslag som ger lägst miljöpåverkan i förhållande till den/de funktion/funktioner som ska uppfyllas. Dessa funktioner kvantifieras i något som benämns funktionella enheter.

I denna studie finns flera funktionella enheter, exempelvis behandla en viss mängd avfall, producera en viss mängd fjärrvärme, mm. Inom ramen för analysblock 1-3 skall alla de studerade utvecklingsvägarna tillgodose samma funktionella enheter. Detta innebär att inom varje analysblock används den största produktionen av respektive nyttighet (el, värme, avfallsbehandling mm) som uppkommer från avfalls- och fjärrvärmesystemet i de olika utvecklingsvägarna. I de fall när den studerade utvecklingsvägen inte producerar hela den nyttigheten så kompletteras modellresultatet med externt producerade nyttigheter.

Som ett exempel kan vi ta nettoelproduktionen[9] inom Borås avfalls- och fjärrvärmesystem. Antag att vi har tre utvecklingsvägar (A, B och C) och att dessa ger en nettoelproduktion på 100, 50 respektive 25 GWh. Eftersom utvecklingsväg A ger störst nettoelproduktion måste för de övriga utvecklingsvägarna tillföras externt producerad el motsvarande differensen gentemot utvecklingsväg A, dvs 100-50 = 50 GWh för utvecklingsväg B och 100-25 = 75 GWh för utvecklingsväg C. Den miljöpåverkan som uppstår från att externt producera denna el adderas till den miljöpåverkan som utvecklingsvägarna B och C ger upphov till.

I analysblock 4 och 5 används en annan metodik som är helt konsistent med den ovanstående när det gäller att jämföra skillnader mellan olika utvecklingsvägar. Varje utvecklingsväg som ger upphov till nyttigheter (t ex el, värme etc) får göra ett avdrag motsvarande de emissioner som alternativ produktion av respektive nyttighet skulle gett upphov till. Som exempel i fallet ovan med utvecklingsvägarna A, B och C skulle utvecklingsväg A fått göra ett avdrag motsvarande 100 GWh alternativ elproduktion och utvecklingsvägarna B och C skulle fått göra avdrag motsvarande 50 respektive 25 GWh alternativ elproduktion. Differensen mellan alternativen skulle bli densamma som ovan, dvs att differensen mellan utvecklingsväg A och B och mellan utvecklingsväg A och C motsvarar emissioner för 50 respektive 75 GWh alternativ elproduktion.

[9] Nettoelproduktion = Producerad el – konsumerad el

4.7 Redovisning av övriga indata

I kapitel 4 redovisas olika centrala indata och antaganden som har betydelse för förståelsen av de resultat som beräknas med modellerna. Men det finns en hel del ytterligare indata. De omfattande och mycket detaljerade modellerna innehåller en mycket stor uppsättning av både indata och antaganden. Att redovisa alla dessa är inte intressant för att förstå resultaten och dessutom en mycket omständlig procedur.

Vi har dock valt att presentera ett urval ytterligare indata, framförallt tekniska data för nya och befintliga tekniker, för att underlätta för läsaren att bedöma och förstå resultaten. Dessa indata återfinns i bilaga B.

Då det gäller specifika data för avfallsflöden och framförallt detaljerade ekonomiska data i både avfallssystemet och fjärrvärmesystemet så har det från projektets start varit ett gemensamt önskemål från inblandade parter i *Systemstudie Avfall - Borås* att dessa inte offentliggörs. För att få fram korrekta slutsatser och bedömningar har det varit väsentligt att så långt som möjligt använda korrekta och detaljerade uppgifter från bolagens verksamheter och som inte är offentliga uppgifter. Man får här respektera att dessa kommunala bolag arbetar på en konkurrensutsatt marknad och att offentliggöra dessa data skulle direkt vara ofördelaktigt för de medverkande parterna. Det kan dock finnas uppgifter som inte är känsliga och som inte redovisas här. Dessa kan i så fall lämnas ut men detta är en diskussion som i så fall får föras med den part som berörs.

5 Resultat

5.1 Analysblock 1 – Olika kraftvärmealternativ

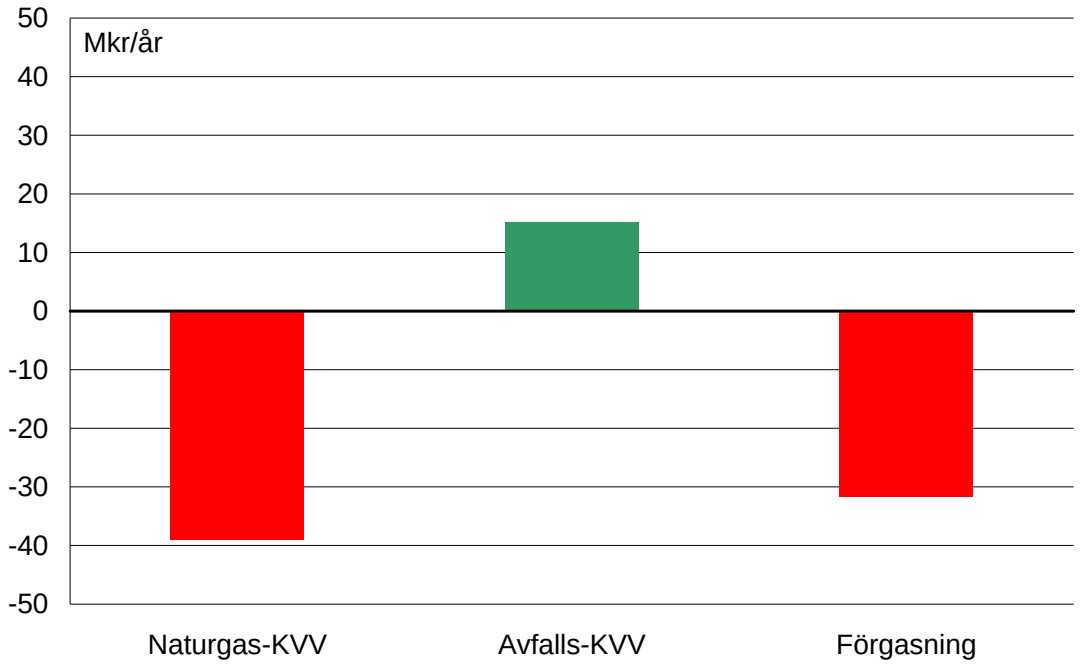
I detta avsnitt redovisas resultatet för ekonomi och klimatpåverkan av analysblock 1, dvs alternativ för ersättning av BEMs befintliga biokraftvärmeverk. De fyra utvecklingsvägar som studeras har beskrivits i mer detalj i kapitel 4.5.1. Kort kan här sägas att de fyra utvecklingsvägarna består av:

- **Bio-KVV** – ett nytt biokraftvärmeblock med effekten 108,5 $MW_{värme}$/47 Mw_{el}
- **Naturgas-KVV** – ett gaskombikraftvärmeverk med effekten 108,5 $MW_{värme}$/130 Mw_{el}
- **Avfalls-KVV** – ett kraftvärmeverk med en bioeldad och en avfallseldad pannlinje, med den totala effekten på 108,5 $MW_{värme}$/40 Mw_{el}
- **Förgasning** – en förgasningsanläggning baserad på avfall med effekten 100 $MW_{värme}$/41 Mw_{el}

Det är här viktigt att notera att alla resultat presenteras genom en jämförelse mellan alternativet Bio-KVV och något av de övriga tre alternativen. Alternativet Bio-KVV valdes av arbetsgruppen ut som ett referensfall mot vilket de övriga alternativen ställs. Detta innebär att resultaten för de tre övriga utvecklingsvägarna (Naturgas-KVV, Avfalls-KVV och Förgasning) visar hur mycket bättre eller sämre som dessa tre utvecklingsvägar är med avseende på ekonomi och miljöpåverkan jämfört med referensfallet då ett nytt biokraftvärmeverk byggs.

5.1.1 Ekonomi

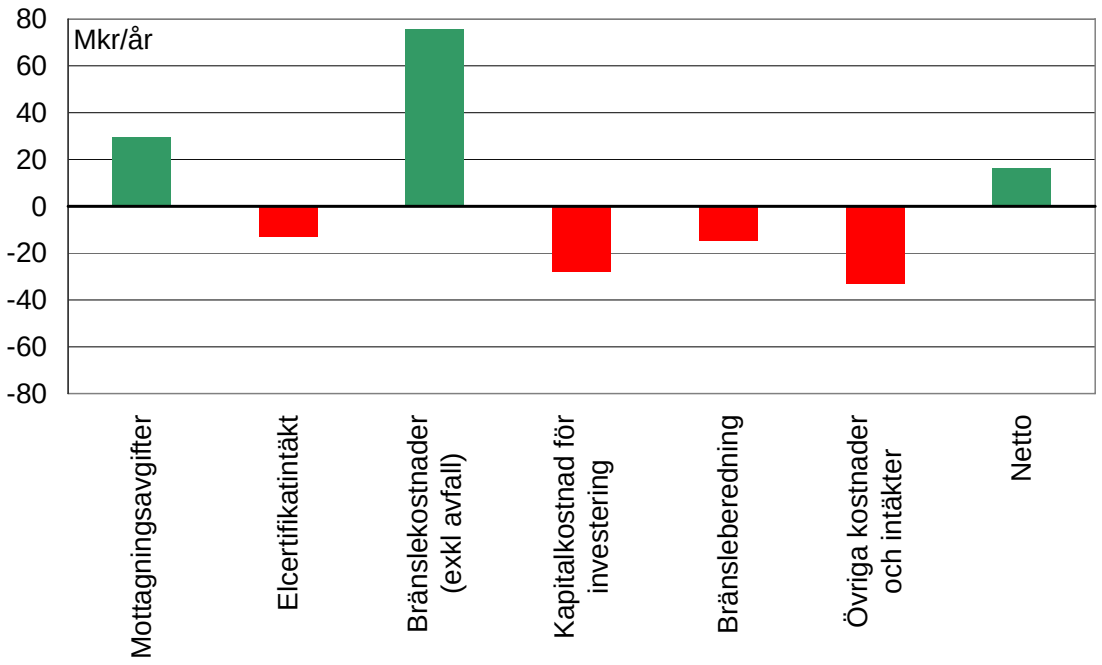
I figur 12 kan man avläsa förändringen i ekonomiskt utfall för de tre alternativen Naturgas-KVV, Avfalls-KVV samt Förgasning jämfört mot alternativet Bio-KVV. Här framgår att alternativet Avfalls-KVV uppvisar ett något bättre utfall gentemot Bio-KVV (ca 15 Mkr/år i lägre nettokostnad). Alternativen NatugasKVV och Förgasning uppvisar istället sämre resultat än Bio-KVV (ca 40 respektive 30 Mkr/år högre nettokostnad). Slutsatsen från figur 12 blir att Avfalls-KVV uppvisar det bästa ekonomiska resultatet av de fyra alternativ som studerats.



Figur 12. Förändringen i ekonomiskt utfall i tre olika kraftvärmealternativ i förhållande till alternativet Bio-KVV. En positiv stapel innebär förbättrat resultat.

Figure 12. Economic result for three CHP alternatives in comparison to a CHP plant using solid biofuels. A positive value in the figure means an improved result.

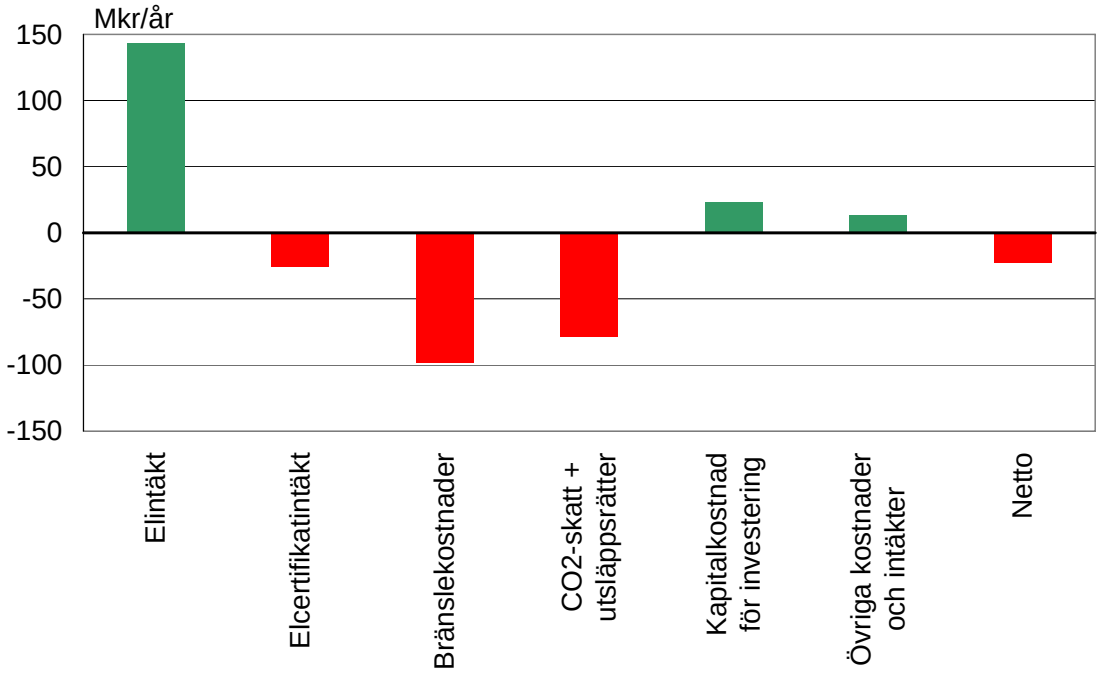
I figur 13 har förändringen i ekonomiskt utfall för alternativet Avfalls-KVV jämfört mot Bio-KVV delats upp i ett antal viktiga kostnads- och intäktsposter. Här framgår att den enskilt viktigaste posten som skiljer sig åt i de bägge alternativen utgörs av bränslekostnader. Häri ligger kostnaden för inköp av biobränslen till det nya biokraftvärmeverket. Detta innebär att antaganden om priset på biobränsle får en stor påverkan på resultatet av jämförelsen mellan alternativen Avfalls-KVV och Bio-KVV. Andra kostnads- och intäktsposter som har stor inverkan på resultatet är mottagningsavgiften för brännbart avfall, elcertifikatintäkten, skillnaden i investeringskostnad samt kostnaden för beredning av det brännbara avfallet. Osäkerheten i dessa poster bedöms som relativt stor i jämförelse mot den resulterande skillnaden i ekonomiskt utfall, vilket innebär att endast mindre förändringar av indata kan resultera i det omvända resultatet, dvs att Bio-KVV visar sig mer lönsamt än Avfalls-KVV. Ytterligare känslighetsanalyser kan därför vara lämpliga att utföra för att slutgiltigt avgöra vilket av de två alternativen som är mest ekonomiskt lönsamt.



Figur 13. Förändringen i kostnads- och intäktsposter i alternativet Avfalls-KVV i förhållande till alternativet Bio-KVV. Positiva staplar innebär förbättrat resultat för Avfalls-KVV

Figure 13. Change of costs and revenues for the CHP alternative using solid waste in comparison to the CHP alternative using solid biofuels. A positive value in the figure means an improved result for the CHP alternative using solid waste.

För övriga två alternativ (Naturgas-KVV och Förgasning) visar resultatet tydligare att alternativet Bio-KVV är att föredra före dessa två. I figur 14 visas dock ändå en liknande uppdelning av förändringen av ekonomiskt utfall som i figur 13, för jämförelsen Naturgas-KVV och Bio-KVV. Här framgår att den enskilt största avvikelsen sker i posten elintäkt. Orsaken är att alternativet NatugasKVV genererar en klart större mängd el jämfört mot Bio-KVV. Intäkter för den genererade elen skiljer sig därför åt kraftigt och resultatet påverkas därmed kraftigt av vilka antaganden som görs kring priset på el. Även bränslekostnader (dvs skillnaden i kostnad för inköp av naturgas och inköp av biobränsle) och kostnader för utsläppsrätter vid nyttjandet av naturgas är av avgörande betydelse för resultatet.

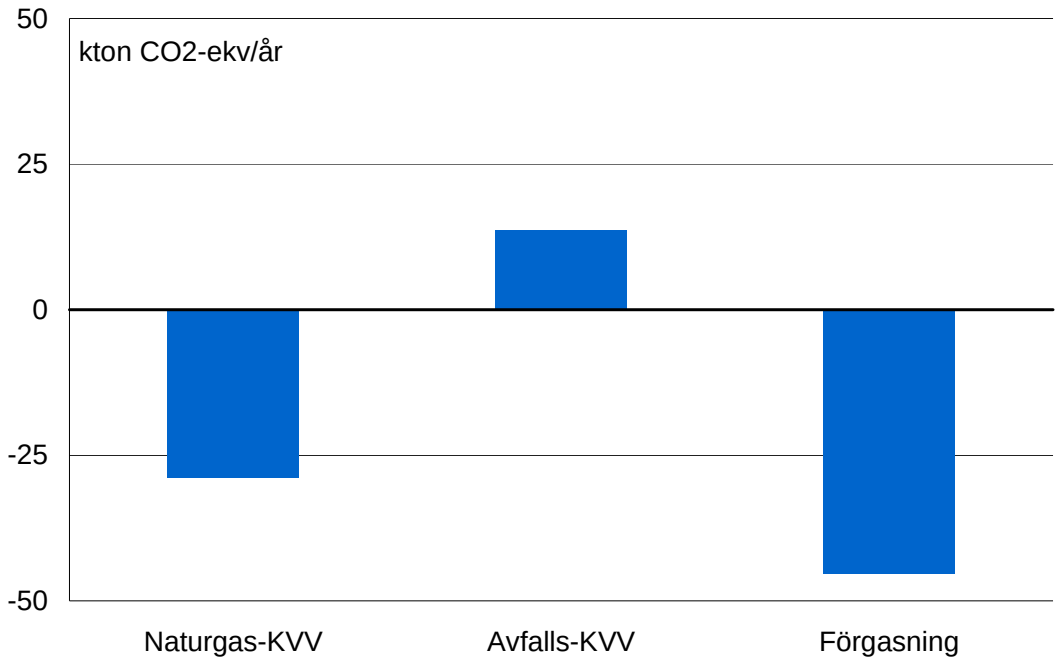


Figur 14. Förändringen i kostnads- och intäktsposter i alternativet Naturgas-KVV i förhållande till alternativet Bio-KVV. Positiva staplar innebär förbättrat resultat för Naturgas-KVV

Figure 14. Change of costs and revenues for the CHP alternative using natural gas in comparison to the CHP alternative using solid biofuels. A positive value in the figure means an improved result for the CHP alternative using natural gas.

5.1.2 Klimatpåverkan

I figur 15 presenteras förändringen i utsläpp av klimatpåverkande emissioner för tre kraftvärmealternativ jämfört mot referensfallet Bio-KVV. För två av alternativen (Naturgas-KVV samt Förgasning) redovisas negativa utsläpp, vilket innebär att dessa alternativ ger lägre emissioner än Bio-KVV. Alternativet Avfalls-KVV uppvisar istället något högre emissioner jämfört mot Bio-KVV vilket även innebär att detta alternativ ger störst klimatpåverkan av alla fyra studerade alternativ.



Figur 15. Förändringen i klimatpåverkan i tre olika kraftvärmealternativ i förhållande till alternativet Bio-KVV. Positiva staplar innebär ökade emissioner..

Figure 15. GWP results for three CHP alternatives in comparison to a CHP plant using solid biofuels. A positive value in the figure means increased GHG emissions.

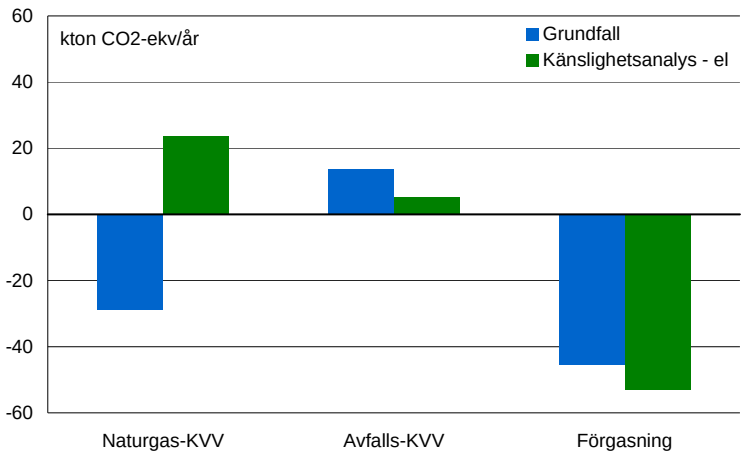
Vi kan alltså konstatera att alternativet Avfalls-KVV är bäst ur ekonomisk synpunkt men det ger samtidigt de största växthusgasemissionerna (även om konkurrensen är hård mot Bio-KVV och starkt beror av elverkningsgraden för respektive teknik, marginalelproduktionens emissioner, den fossila andelen i avfallet som förbränns och hur alternativ avfallsbehandling sker). Om något av de andra alternativen väljs kommer således kostnaden att öka, samtidigt som också emissionerna minskar. Är det då värt att ta på sig dessa extra kostnader för att samtidigt uppnå minskade klimatutsläpp? Det är naturligtvis främst en fråga för BEM själva, men med de resultat som tagits fram kan man ändå ta fram en relation som kan ligga som underlag för denna fråga. Här har därför tagits fram jämförelsetalet kostnad per ton CO2-ekv som undviks genom att välja något av alternativen Bio-KVV, Naturgas-KVV eller Förgasning istället för alternativet som ger lägst kostnad, dvs Avfalls-KVV. Detta jämförelsetal kan sedan ställas i jämförelse mot priset på utsläppsrätter, dvs marginalkostnaden för de åtgärder som genomförs inom ramen för handeln med utsläppsrätter för att uppnå de mål som satts upp av EU. Jämförelsen framgår av tabell 7. Den lägsta kostnaden per utsläppsreduktion fås för alternativet Förgasning. Alla tre kraftvärmealternativ uppvisar dock klart högre kostnad per utsläppsreduktion jämfört mot det pris på utsläppsrätter som antagits i studien för år 2015.

Tabell 7. Beräknad extra kostnad per minskad emission av CO2-ekv genom att välja något annat kraftvärmealternativ än Avfalls-KVV samt antaget pris på utsläppsrätter för koldioxid år 2015.

Table 7. Calculated extra cost (SEK per tonne reduced CO2-eq.) for reducing GHG emissions by using other CHP alternatives than the CHP using solid waste, and the assumed price for tradable emission permits for CO2 in 2015.

Kraftvärmealternativ	**Kostnad per utsläppsreduktion (kr/ton CO2-ekv)**
Bio-KVV	1100
Naturgas-KVV	1270
Förgasning	790
Antaget pris på utsläppsrätter för år 2015	300

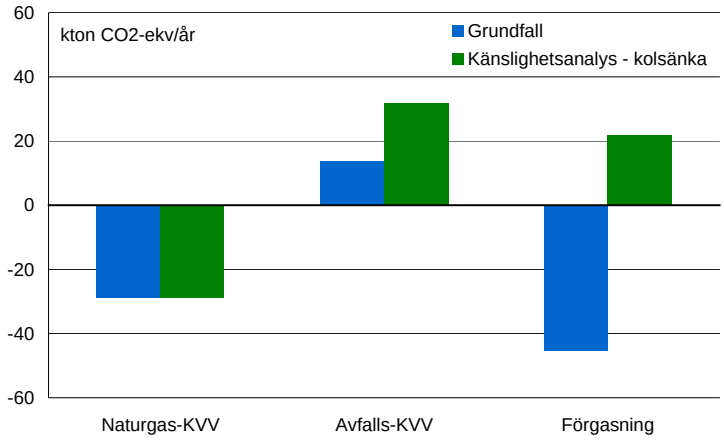
I figur 16 visas återigen resultatet för förändringarna av emissioner av CO2-ekv för de olika kraftvärmealternativen. Här har dessutom lagts till en känslighetsanalys som visar hur resultatet förändras givet att marginalelsproduktionen i framtiden ger lägre emissioner än i grundfallet (se avsnitt 4.4.2). Detta innebär att värdet ur klimatsynpunkt av att BEM genererar el minskar. Därmed förändras resultatet som mest för alternativet Naturgas-KVV som genererar störst mängd el. I grundfallet uppvisade detta alternativ minskade emissioner jämfört mot referensalternativet (Bio-KVV), i känslighetsanalysen blir emissionerna istället högre för detta alternativ. De övriga två alternativen uppvisar bättre resultat än i grundfallet. Orsaken är att Bio-KVV genererar mer el än bägge dessa alternativ och när värdet av denna elproduktion minskar så försämras resultatet något för Bio-KVV.



Figur 16. Förändringen i klimatpåverkan i tre olika kraftvärmealternativ i förhållande till alternativet Bio-KVV, för grundfall och känslighetsanalys-el. Positiva staplar innebär ökade emissioner för något av de tre alternativen

Figure 16. GWP results for three CHP alternatives in comparison to a CHP plant using solid biofuels, basic assumptions and sensitivity analysis regarding marginal electricity production. A positive value in the figure means increased GHG emissions.

Ytterligare en känslighetsanalys som genomförts i projektet innefattar en diskussion om emissionerna från deponering av avfall. Vid deponering sker en nedbrytning av avfall som generar metanemissioner. En viss andel av det organiska avfallet som deponeras bryts dock inte ned utan stannar kvar i deponin och blir därmed bundet kol. För denna mängd kol som stannar kvar i jordskorpan får vi därmed minskad mängd kol i omlopp i atmosfären. Det råder idag stora osäkerheter kring hur stor andel av avfallet som inte bryts ned och inom forskarvärden diskuterar man idag huruvida detta avfall skall ses som en kolsänka, dvs om emissionerna från en deponi skall krediteras för det förnybara kol som stannar kvar i deponin. På grund av de stora osäkerheter som råder har vi för detta projekt valt att exkludera denna effekt i grundresultatet. I figur 17 visar vi dock i en känslighetsanalys konsekvenserna av resultatet för klimatpåverkan om man väljer att se detta som en kolsänka. Detta innebär i praktiken att nyttan med att behandla mer avfall minskar, vilket görs i alternativen Avfalls-KVV och Förgasning. Resultatet för dessa bägge alternativ försämras därmed i förhållande till referensfallet Bio-KVV. Störst påverkan ges för alternativet Förgasning, vilket beror på att detta alternativ behandlar störst mängd avfall.



Figur 17. Förändringen i klimatpåverkan i tre olika kraftvärmealternativ i förhållande till alternativet Bio-KVV, för grundfall och känslighetsanalys-kolsänka. Positiva staplar innebär ökade emissioner för något av de tre alternativen

Figure 17. GWP results for three CHP alternatives in comparison to a CHP plant using solid biofuels, basic assumptions and sensitivity analysis regarding landfilling as a carbon sink. A positive value in the figure means increased GHG emissions.

5.2 Analysblock 2 - Ökad biogasproduktion genom förbättrad sortering

5.2.1 Ekonomi

Det ekonomiska utfallet i beräkningarna visar att utvecklingsvägarna med ny förbehandling[10] och med införande av tvåkärlssystem innebär ett **förbättrat ekonomiskt utfall (i form av en minskad systemkostnad) på knappt 2 Mkr/år respektive ca 2,5-5,9 Mkr/år jämfört med referensen**.

Utfallsintervallet med tvåkärlssystem beror på att två olika sätt används för att beräkna hur insamlingskostnaderna påverkas till följd av introduktionen av tvåkärlssystem (jämför avsnitt 4.5.2). Detta betonar att förändringen av insamlingskostnaderna har stor effekt på resultatet och att detta bör följas upp med detaljerade analyser med någon form av logistikmodell.

I tabell 8 redovisas de parametrar som har störst betydelse för det ekonomiska utfallet. I tabellen innebär ett positivt värde att det ekonomiska utfallet förbättras i den aktuella utvecklingsvägen i jämförelse med referensen. Ett förbättrat utfall är antingen att kostnaderna minskar eller att intäkterna ökar i jämförelse med referensen.

Tabell 8. Ekonomiskt utfall i utvecklingsvägarna med ny förbehandling och med införande av tvåkärlssystem i jämförelse med referensen, huvudskillnader. Ett positivt värde i tabellen innebär antingen att kostnaderna minskar eller att intäkterna ökar i jämförelse med referensen.

Table 8. Economic result for the alternatives new pretreatment and introduction of collection in two bins in comparison to the reference, main differences. A positive value in the table either means that costs are reduced or that revenues are increased compared to the reference

	Ny förbehandling	Införande av tvåkärlssystem
Påskostnad	0	+ 6,4
Insamlingskostnader	0	- 2,6 (alt 1)[11] - 6,0 (alt 2)
Kapitalkostnader för tvåkärlssystem	0	- 4,0
Optisk sortering – rörliga kostnader	0	+ 3,2
Intäkt för fordonsgas	+ 1,6	+ 2,7
Övrigt	+ 0,3	+ 0,1
Netto, totalt	**+ 1,9**	**+ 2,5 – 5,9**

[10] Den nya förbehandlingen går i korthet ut att de svarta påsarna från den optiska sorteringen späds med vatten och blandningen går sedan till en press. Pressningen ger en vätska som innehåller merparten av det organiska materialet och som går vidare till rötningen. Pressningen ger också ett fast rejekt som går vidare till den ordinarie bränslebredningen och sedan förbränns i avfallskraftvärmeverket.

[11] Alt 1 och Alt 2 = de två alternativ för att beräkna förändringen av insamlingskostnaderna som beskrivs under avsnitt 4.5.2.

Genom övergången till tvåkärlssystem antas, baserat på Carl Bro (2007), att Borås Energi och Miljö endast behöver ta kostnaderna för köpa in och dela ut papperspåsar för det organiska avfallet. I nuläget måste man köpa in och dela ut både svarta och vita plastpåsar. Plastpåsarna har dessutom högre styckepris än papperspåsarna. Från tabell 8 kan man konstatera att denna **minskade påskostnad** har enskilt störst betydelse för det förbättrade ekonomiska resultatet. Observera att resultatet bygger på att en svart påse kan ersättas av en papperspåse för insamling av det organiska avfallet. Om det är så att många hushåll väljer att använda dubbla papperspåsar på grund av att man inte tycker att påsen håller ihop tillräckligt bra så skulle detta innebära att det ekonomiska utfallet för tvåkärlsystemet inte blir riktigt så bra som anges i tabell 8.

Som kommenterats tidigare finns stora osäkerheter kring hur **insamlingskostnaden** påverkas. I tabell 8 ges ett utfallsrum baserat på de två alternativa beräkningar som specificerades i avsnitt 4.5.2. Tydligt är att de schabloner som används i Carl Bro (2007) ger en klart större merkostnad för insamlingen i tvåkärlssystem (alt 2 i tabell 8).

Vidare tillkommer vid en övergång till tvåkärlssystem **kapitalkostnader** för investeringar i bland annat nya kärl, trådställningar, sopskåp, anpassning av mottagning och förbehandling samt övergångskostnader när det äldre systemet med svarta och vita påsar gradvis ersätts av det nya systemet. Dessa investeringar har uppskattats utifrån Carl Bro (2007).

I tabell 8 kan vi också konstatera att intäkten för den **ökade fordonsgasförsäljningen** och **undvikandet av de rörliga kostnaderna för den optiska sorteringen** är gynnsamma parametrar för tvåkärlssystemet.

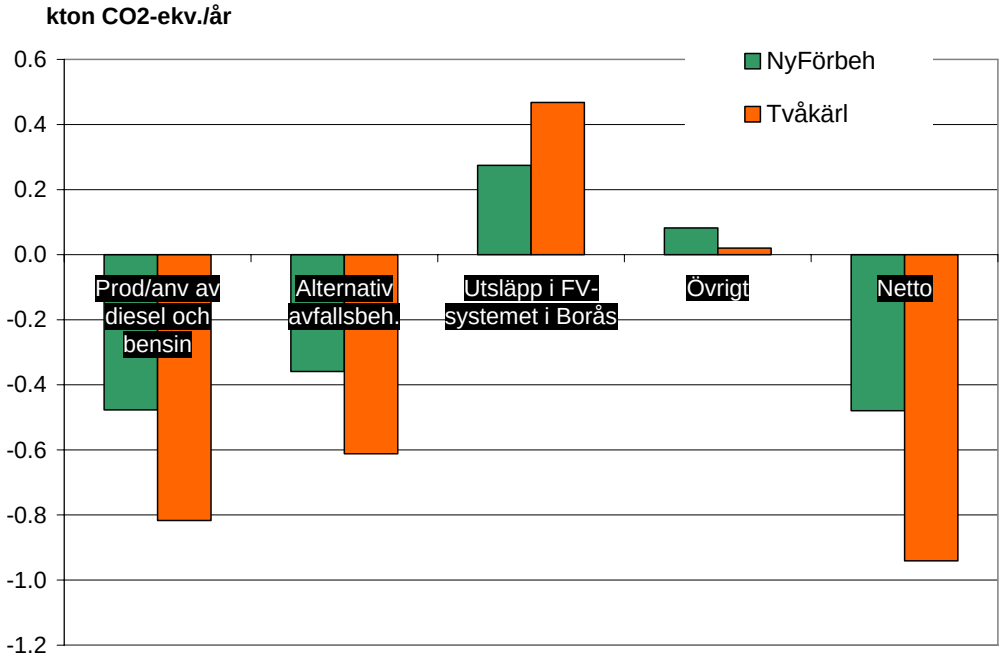
Den stora skillnaden mellan referensen och utvecklingsvägen med ny förbehandling är att den nya förbehandlingen ger en avsevärt större **fordonsgasintäkt** (jämför tabell 8).

Posten ”Övrigt” i tabell 8 motsvarar summan av hur alla övriga parametrar förändras. Posten domineras av ökade mottagningsavgifter vid avfallsförbränningen (för avfall som tas in istället för utsorterat matavfall), ökade rörliga kostnaderna för rötningen (på grund av att större mängder behandlas) och minskade rörliga kostnader vid bränsleberedningen och avfallsförbränningen (eftersom mindre mängder passerar genom dessa anläggningar[12]). Observera att vi inte antagit att förbehandlingskostnaderna innan rötningen förändras då data kring detta saknats. Potentiellt kan det därför finnas ytterligare kostnadsreduktioner i att de rörliga kostnaderna för förbehandlingen minskar jämfört med referensen.

5.2.2 Klimatpåverkan

De båda alternativa utvecklingsvägarna innebär ur ett systemperspektiv lägre klimatpåverkande emissioner jämfört med referensen. Med ny förbehandling minskar emissionerna med knappt 0,5 kton CO2-ekv/år Med övergången till tvåkärlssystem minskar emissionerna med drygt 0,9 kton CO2-ekv/år (jämför figur 18).

[12] De rörliga kostnaderna är i modellen uttryckta i kr/ton avfall som behandlas.



Figur 18. Klimatpåverkan i utvecklingsvägarna med ny förbehandling och med införande av tvåkärlssystem i jämförelse med referensen, huvudskillnader.

Figure 18. GWP-results for the alternatives new pretreatment and introduction of collection in two bins in comparison to the reference, main differences

I figur 18 illustreras de tre parametrar som har en helt dominerade effekt på resultatet. Staplarna längst till vänster visar att de två alternativa utvecklingsvägarna (genom sin större fordonsgasproduktion) bidrar till att undvika emissioner från produktion och användning av diesel och bensin. Ju större utsortering av matavfall, desto större fordonsgasproduktion och desto större undvikna emissioner från produktion och användning av diesel och bensin.

De nästföljande staplarna visar betydelsen av antaganden om vad det är för avfall som behandlas i förbränningen i stället för matavfall och hur detta avfall behandlas om det inte skulle behandlas i Borås. I beräkningarna har antagits att detta avfall utgörs av brännbart verksamhetsavfall med samma sammansättning som det avfall som normalt förbränns i Borås. Vid den alternativa hanteringen i form av deponering uppstår metanemissioner[13]. Ju större utsortering av matavfall i Borås, desto större friställd kapacitet i avfallspannan och därmed desto mindre alternativ hantering. Men det brännbara verksamhetsavfallet har till skillnad från matavfallet ett visst fossilt innehåll i form av plaster och textiler. Detta gör att de fossila emissionerna av CO2 ökar vid avfallsförbränningen i Borås. Observera att utsläppen från övrig fjärrvärmeproduktion inte påverkas i beräkningarna eftersom vi förutsättningarna antagit att värme- och elproduktionen från avfallspannan är konstant (jämför avsnitt 4.5.2).

[13] På samma sätt som i Analysblock 1 har deponeringens emissioner beräknats utan att se den som en kolsänka.

Givet antaganden om den alternativa hanteringen och avfallets sammansättning blir nettoeffekten av den extra avfallsbehandlingen i Borås att emissionerna minskar. För att ytterligare förbättra detta resultat bör man prioritera att ta in så förnybart avfall som möjligt i den kapacitet som friställs. Då uppnås två positiva effekter:

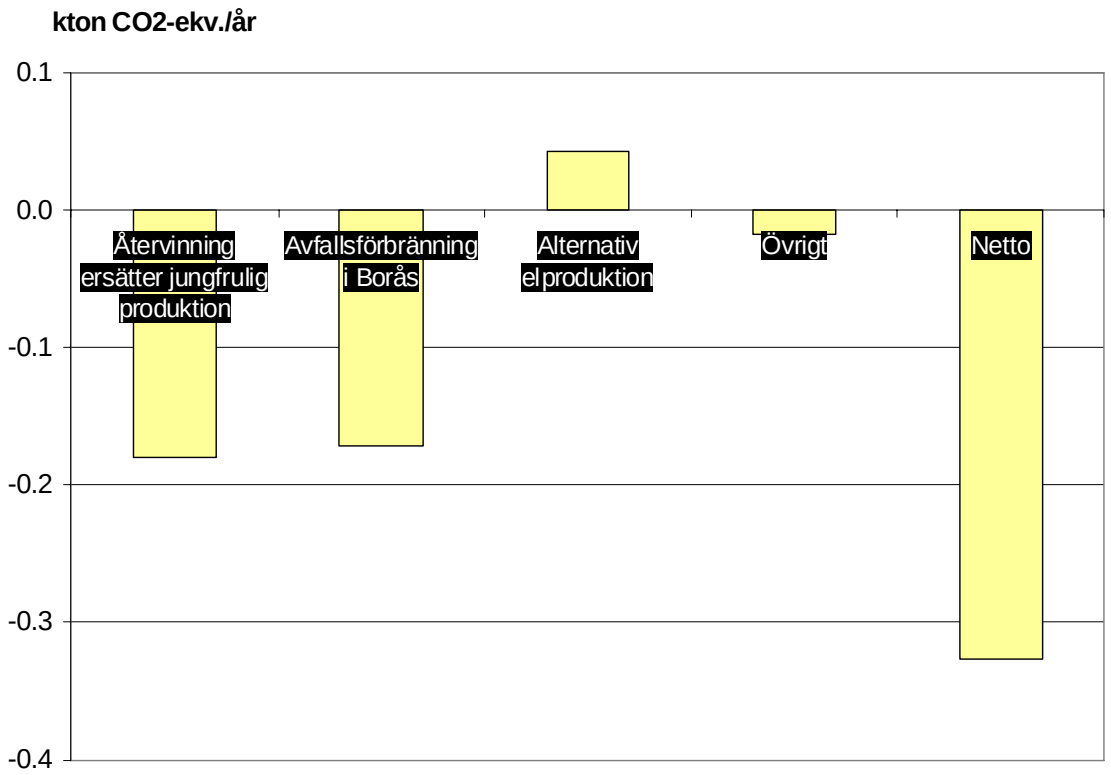
1) Den alternativa hanteringen skulle generera högre emissioner eftersom förnybart avfall generar metan vid deponering (vilket inte sker vid deponering av exempelvis plast)

2) Utsläppen av fossilt CO2 i Borås skulle bli lägre

5.3 Analysblock 3 – Ökad materialåtervinning

5.3.1 Klimatpåverkan

Utvecklingsvägen med införande av insamling av hushållsavfall från villor i 8 fraktioner (8-facksinsamling) innebär ur ett systemperspektiv lägre klimatpåverkande emissioner jämfört med referensen, dvs dagens system där villahushållen själva transporterar hushållsavfallet till återvinningsstationer (jämför figur 19).



Figur 19. Klimatpåverkan i utvecklingsvägen 8-facksinsamling i jämförelse med referensen, huvudskillnader

Figure 19. GWP-results for the alternative "8 fractions" in comparison to the reference, main differences

Som framgår av figur 19 är det framförallt två faktorer som bidrar till resultatet:

1) Det återvunna materialet ersätter produktion från jungfruliga råvaror. Per ton kunde vi se redan från indata i avsnitt 4.4.1 att största nytta erhålls för metallförpackningar. När vi även tar hänsyn till hur mycket materialåtervinningen ökar av respektive fraktion (enligt avsnitt 4.5.3) kan vi konstatera att tidningar och plastförpackningar har störst betydelse för resultatet.

2) Den ökade utsorteringen av plastförpackningar till materialåtervinningen innebär att förbränningen av plastförpackningar minskar i motsvarande grad. Detta i sin tur innebär att de fossila CO2-emissionerna minskar från avfallsförbränningen i Borås.

I övrigt påverkas resultat i huvudsak av att nettoelproduktionen i Borås avfalls- och fjärrvärmesystem sjunker något i utvecklingsväg 8-fack vilket innebär ökade emissioner för alternativ elproduktion. Detta är en effekt av flera faktorer:

- Den minskade avfallsförbränningen innebär minskad el- och värmeproduktion
- Samtidigt minskar elkonsumtionen vid bränsleberedningen eftersom mindre mängder går igenom den
- Eftersom fjärrvärmeproduktionsbehovet är konstant måste den minskade värmeproduktionen från avfall ersättas av ökad värmeproduktion från andra anläggningar i fjärrvärmesystemet. Ersättningsproduktionen kommer huvudsakligen från biobränslekraftvärme och värmepumpar. Ingen av dessa tekniker har emissioner av fossilt CO2 i Borås.
- Ökad drift i biobränslekraftvärmeverket innebär ökad elproduktion medan ökad drift av värmepumpar innebär ökad elkonsumtion

Sammanlagt innebär dessa förändringar att nettoelproduktionen (Produktion – konsumtion av el) minskar något i Borås i utvecklingsväg 8-fack. Bortfallet av el jämfört med referensen kompenseras genom ökad marginalelproduktion enligt grundförutsättningarna i avsnitt 4.4.2.

Resultatet i figur 19 skulle förändras i viss mån om man antar att den friställda kapaciteten i förbränningen utnyttjas för annat brännbart avfall. Nyttan av att återvinning ersätter jungfrulig produktion (den första stapeln) skulle bestå men i övrigt skulle följande *principiella* förändringar av resultatet kunna ske:

- Utsläppen från avfallsförbränning i Borås skulle inte minska i samma omfattning och skulle till och med kunna öka något beroende på hur andel av det brännbara avfallet som tas in som är av fossilt ursprung

- Utsläppen från alternativ elproduktion skulle både kunna öka och minska. Om man utgår (på samma sätt som i analysblock 2) att man mängden annat brännbart avfall som kan tas in begränsas av att den termiska bränsleeffekten skall vara konstant, så innebär detta att el- och värmeproduktionen från avfallsförbränningen kommer att vara konstant. Därmed påverkas inte övrig fjärrvärmeproduktion. Vidare kommer mängden som tas in bero på det brännbara avfallets effektiva värmevärde. Om detta är högre än för genomsnittet av de material som sorteras ut till materialåtervinning så kommer en mindre mängd kunna tas in och viceversa. I det första fallet kommer nettoeffekten främst bli att elkonsumtionen vid bränsleberedningen minskar (vilket motsvarar ökad nettoelproduktion och därmed minskad alternativ elproduktion) och i det andra fallet gäller det omvända.

- Utsläpp från alternativ avfallsbehandling utanför Borås skulle minska. Eftersom detta i analysen antagits vara deponering skulle storleken på denna minskning bero av det brännbara avfallets egenskaper. Ju större andel förnybart material i avfallet, desto större metanemissioner undviks vid deponeringen.

I analysblock 3 har ingen ekonomisk utvärdering ingått. Men utifrån resultaten kan man beräkna hur mycket mer insamlingen i åtta fraktioner maximalt får kosta i jämförelse med dagens system för att det skall betraktas som en effektiv åtgärd för att minska emissionerna av växthusgaser. Givet att den utsläppsreduktion som uppnås i figur 19 maximalt får innebära en merkostnad på 300 kr/ton CO2-ekv. (vilket är det antagna priset för utsläppsrätter år 2015 enligt avsnitt 4.4.2) så kan man beräkna att insamlingen i åtta fraktioner maximalt får innebära en ökning av kostnaderna med 0,1 Mkr/år. Utslaget per villahushåll motsvarar detta en maximal ökning av kostnaderna med knappt 5 kr/villahushåll.

5.4 Analysblock 4 – Förändrad rötresthantering

I de följande avsnitten 5.4.1-5.4.4 redovisas resultat avseende ekonomi, klimatpåverkan, försurningspotential och övergödningspotential för de fem studerade utvecklingsvägarna. Redovisningen sker på en något annorlunda form jämfört med avsnitten 5.1-5.3. Orsaken är att denna analys genomförts i nära samarbete med WR20 (*Förädling av rötrest från storskaliga biogasanläggningar*) vilket gjort att resultatredovisningen anpassats till de önskemål som funnits inom det projektet.

Den viktigaste skillnaden mot den övriga resultatredovisningen är att resultatet redovisas separat för varje utvecklingsväg, dvs även referensen (= dagens hantering i form av avvattning och SBR-behandling av rejektvattnet) redovisas separat. Det är då viktigt att komma ihåg att de resultatstaplar som visas endast inkluderar det system[14] som illustreras i figur 10 i avsnitt 4.5.4, dvs övriga delar av avfallshanteringssystemet som inte berörs av alternativen är exkluderade i resultatstaplarna.

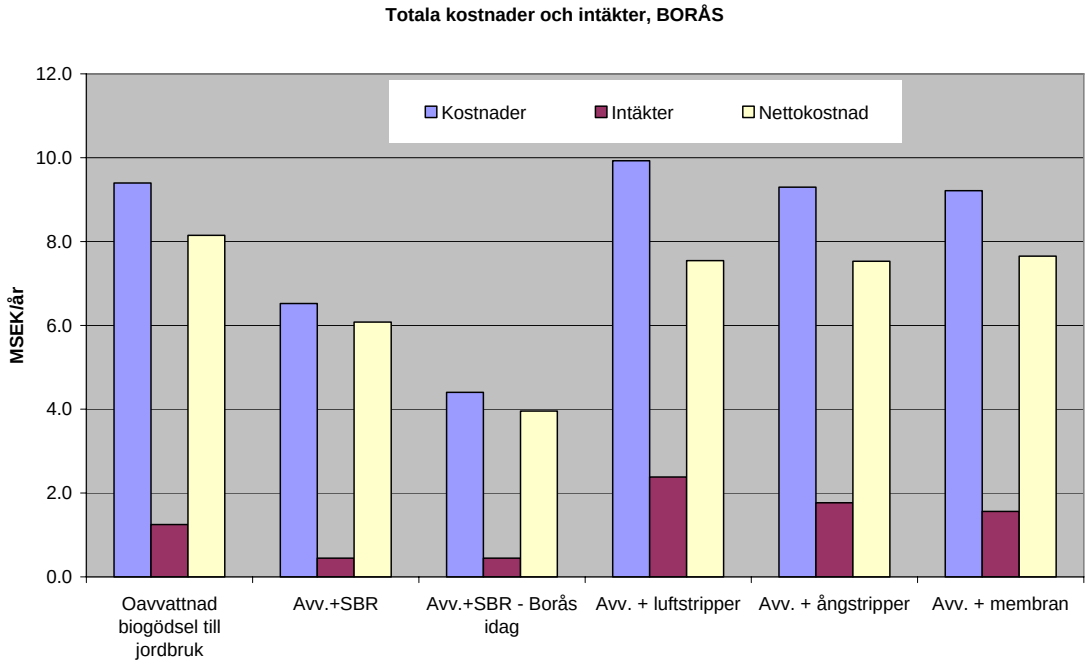
Som vi poängterade i avsnitt 4.5.4 är det också viktigt att komma ihåg att modelleringen är gjord för större rejektvattenflöden än vad som gäller för Borås i dagsläget (200 m3 rejektvatten/dygn i modelleringen jämfört med 150 m3 rejektvatten/dygn i Borås). Den antagna ammoniumhalten i rejektvattnet är däremot densamma som den normala nivån i Borås i dagsläget, vilket motsvarar en halt på 2500 mg NH4-N/liter. Om man utgår från att avfallssammansättningen till rötningen behålls till år 2015 och att mängden rejektvatten (och ammoniumhalt) därigenom ökar linjärt mot mängden avfall som behandlas, kan man översätta resultaten som att de motsvarar en situation år 2015 där rötningsanläggningen behandlar (200-150)/150 = 33 % mer avfall än i dagsläget.

5.4.1 Ekonomi

I figur 20 ges de övergripande resultaten för de studerade alternativen i Borås. I figur 21 och 22 presenteras en uppdelning av kostnader respektive intäkter.

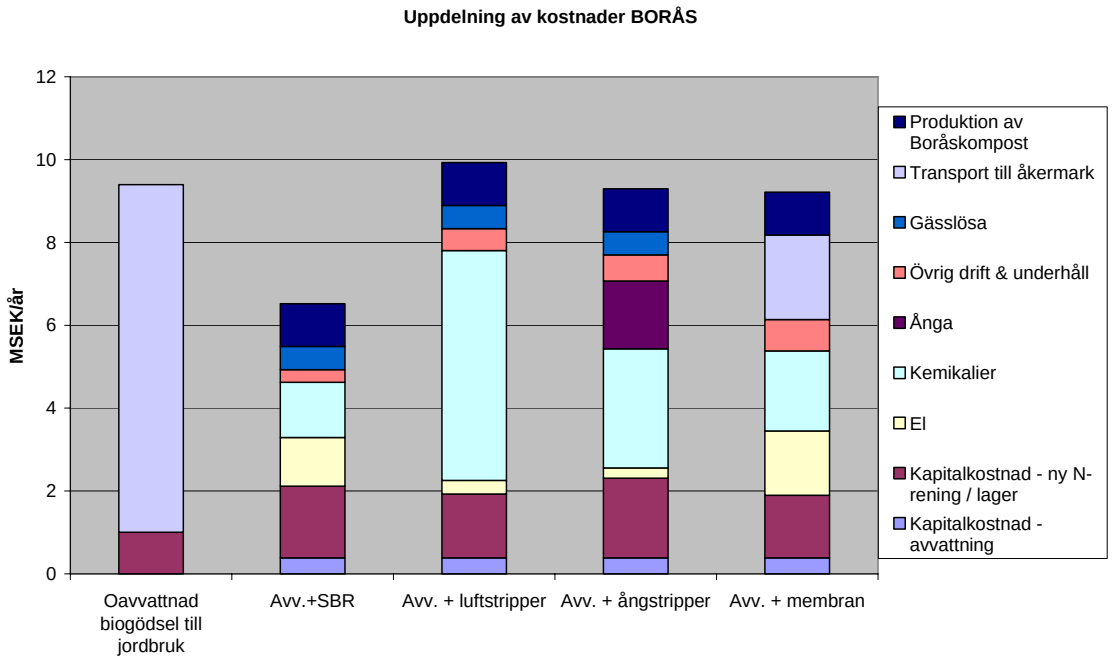
Alternativet med att avvattna biogödseln och behandla rejektvattnet med SBR (dvs dagens utformning) ger den lägsta nettokostnaden (se figur 20). Alternativet uppvisar en relativt jämn fördelning av olika kostnadsposter (se figur 21). Man kan konstatera att den största posten utgörs av kapitalkostnaden för SBR-anläggningen. Just denna är i nuläget att betrakta som ”sunk cost” i Borås eftersom man har en existerande anläggning, därmed kan sägas att det ekonomiska resultatet för dagens utformning stärks ytterligare (se figur 20). Inför ett eventuellt nyinvesteringsbeslut är det dock relevant att räkna med kapitalkostnaden för SBR-anläggningen. Samma resonemang gäller för avvattningen där man idag har en existerande anläggning.

[14] Inklusive hänsyn till användning och produktion av resurser såsom el, kemikalier etc och alternativ produktion av nyttigheter såsom NH3 och AMS.



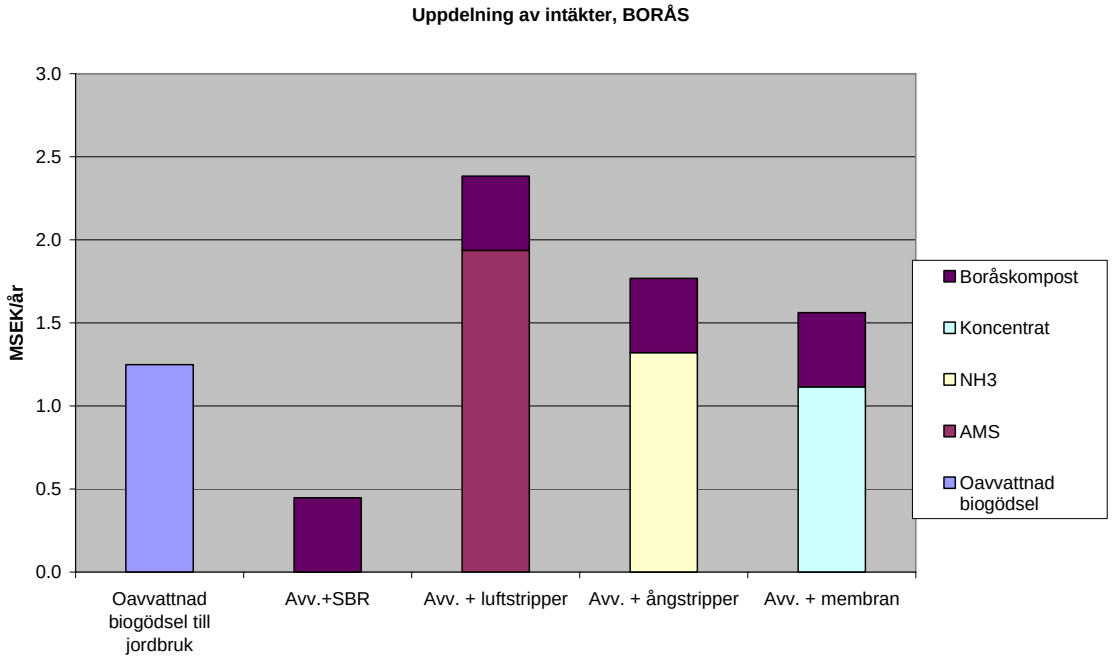
Figur 20. Kostnader, intäkter och nettokostnad. Alternativet "Avv.+SBR – Borås idag" motsvarar "Avv.+SBR" ***exklusive kapitalkostnader för avvattning och SBR.***

Figure 20. Costs, revenues and net costs. The alternative "Avv.+SBR – Borås idag" corresponds to "Avv.+SBR" ***excluding capital costs for dewatering and SBR.***



Figur 21. Uppdelning av kostnader.

Figure 21. Breakdown of costs.



Figur 22. Uppdelning av intäkter.

Figure 22. Breakdown of revenues.

För övriga alternativ kan följande noteras:

- **Oavvattnad biogödsel**: På kostnadssidan inkluderas enbart transportkostnaden till åkermark och lagringskostnaden vid rötningsanläggningen. Lagringskostnader hos jordbrukaren, spridningskostnader och eventuella övriga kostnader av användning av biogödsel hamnar på jordbrukaren som köper den oavvattnade biogödseln fritt gård. Transportkostnaden är känslig för transportavståndet. I beräkningarna har antagits en genomsnittlig distans på 57,5 km mellan anläggningen och åkermarken. Transportkostnaden inkluderar även kostnaden för en tom returtransport. I en känslighetsanalys beräknades att för att detta alternativ skall ge samma ekonomiska resultat som avvattning i kombination med SBR (där man inkluderar kapitalkostnaden för SBR och för avvattning) krävs att det genomsnittliga transportavståndet minskar till maximalt 39 km. Intäkten är beräknad utifrån dagens betalningsvilja hos jordbrukarna. Generellt gäller att denna betalningsvilja bör stiga vid ökat pris på handelsgödsel.

- **Luftstripper**: Kostnaderna för kemikalierna NaOH och H_2SO_4 väger tungt för detta alternativ. Kostnaderna för dessa uppgår till knappt 3 Mkr/år respektive 1,5 Mkr/år. På intäktssidan kommer den största delen från försäljningen av AMS. Nettokostnaden för detta alternativ blir därmed känslig för prisutvecklingen på kemikaliemarknaden.

- **Ångstripper:** Även här spelar kostnaden för kemikalier (och främst NaOH) en stor roll för resultatet. Ungefär lika viktig är ångkostnaden. På intäktssidan kommer

den största delen från försäljningen av NH3. Även för detta alternativ blir nettokostnaden känslig för prisutvecklingen på kemikaliemarknaden.

- **Membrananläggning:** Relativt jämn fördelning mellan de olika kostnadsposterna. I jämförelse med luft- och ångstripper innebär membrananläggningen lägre kemikaliekostnader och högre kostnader för el, transport till åkermark (eftersom koncentrat ska transporteras ut) och övrigt drift- och underhåll. På samma sätt som för alternativet med oavvattnad biogödsel är intäkten beroende av betalningsviljan hos jordbrukarna. Generellt gäller att denna betalningsvilja bör stiga vid ökat pris på handelsgödsel.

5.4.2 Klimatpåverkan

I detta avsnitt redovisas resultaten rörande de olika alternativens klimatpåverkan. Även här sker redovisningen på en något annorlunda form jämfört med avsnitten 5.1-5.3.

Resultatdiagrammen innefattar direkta emissioner vilka är emissioner som sker direkt vid hantering (inklusive lagring) och behandling av oavvattnad biogödsel, avvattnad biogödsel och rejektvatten i Borås. Vidare ingår indirekta emissioner vilka är emissioner av två typer:

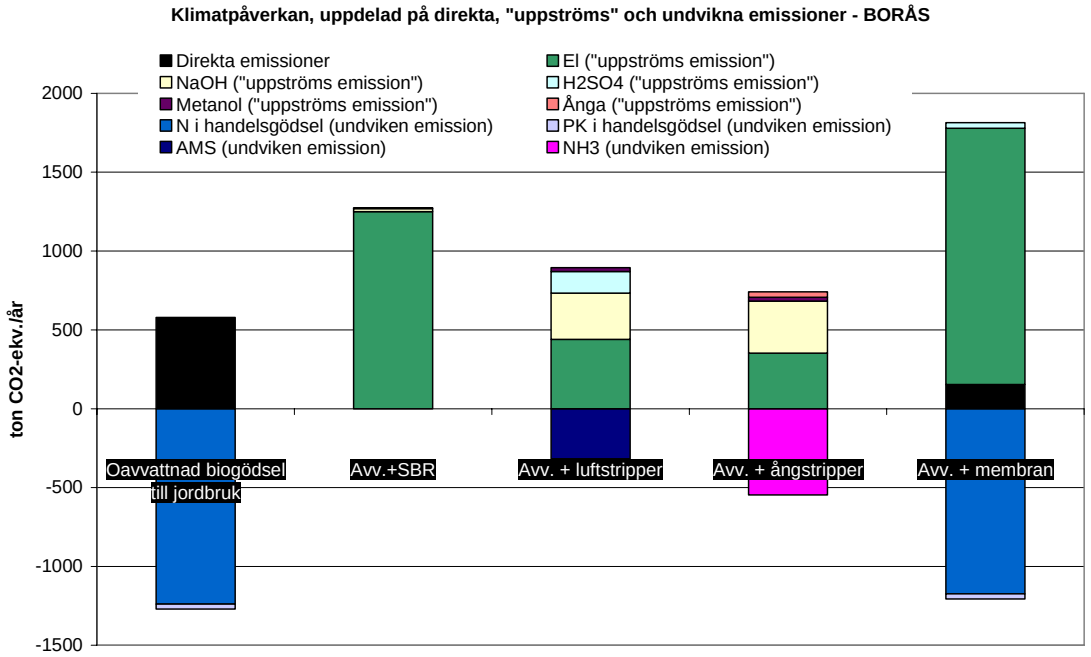
1) ”uppströms” emissioner som sker vid tillverkning av kemikalier (NaOH, H_2SO_4 och metanol), ånga och el som behövs i olika omfattning för de olika alternativen (även detta ingår i avsnitten 5.1-5.3).

2) emissioner som undviks genom undviken produktion av de nyttigheter som respektive alternativ ger upphov till. Som exempel innebär alternativet med ångstripper att NH_3 produceras. Från alternativet med ångstripper avräknas då emissionerna för att motsvarande mängd NH_3 ska produceras på konventionellt sätt. Samma princip gäller för luftstripper med den skillnaden att AMS produceras. Spridning av oavvattnad och avvattnad biogödsel innebär att jordbruksmarken får ett tillskott av NPK-gödning. Från dessa alternativ avräknas då emissioner för produktion och distribution av handelsgödsel så att motsvarande NPK-gödning uppnås.

I figur 23 och 24 presenteras resultatet. Klart lägst klimatpåverkan ger alternativet med att transportera ut och sprida oavvattnad biogödsel. Det finns två huvudorsaker till detta:

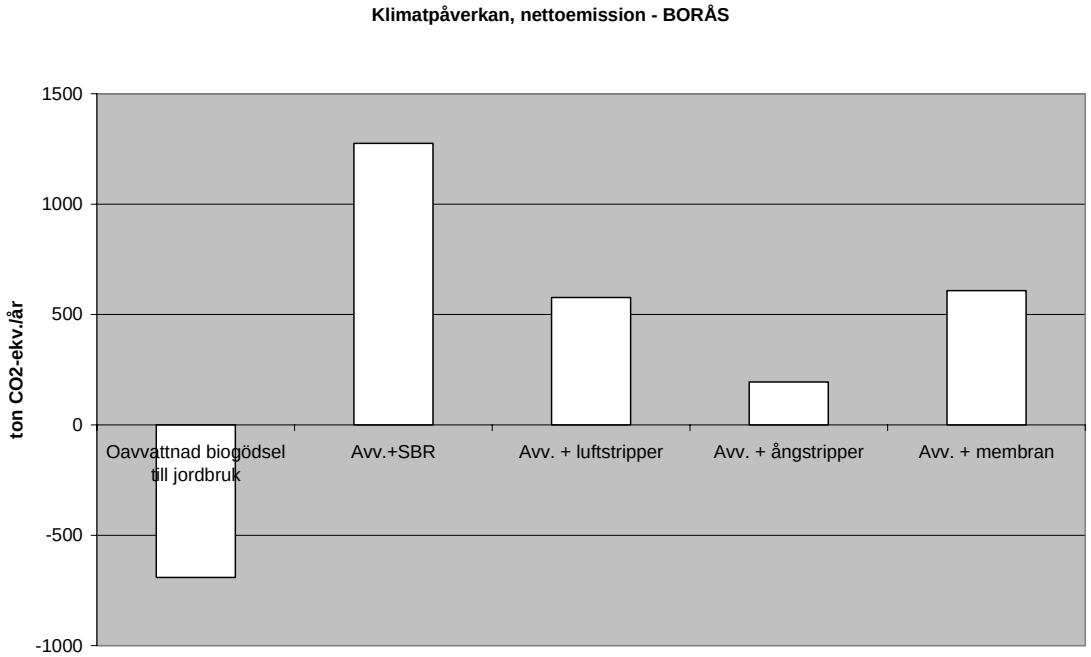
1) Övriga alternativ har betydligt högre elkonsumtion. Vid produktionen av el sker relativt stor klimatpåverkan i enlighet med förutsättningarna i kapitel 3.

2) Med detta alternativ når störst mängd kväve från den biologiska behandlingen jordbruksmarken. De klimatpåverkande utsläppen från produktion av kväve i handelsgödsel är stora och frånräknas detta alternativ.



Figur 23. Klimatpåverkan för de studerade alternativen i Borås, uppdelad på direkta, "uppströms" och undvikna emissioner.

Figure 23. Global warming potential for the studied alternatives in Borås, divided into direct, "upstream" and avoided emissions.



Figur 24. Klimatpåverkan för de studerade alternativen i Borås, nettoemission.

Figure 24. Global warming potential for the studied alternatives in Borås, net emission.

De direkta emissionerna domineras av transportemissioner för oavvattnad respektive avvattnad biogödsel till åkermark. Eftersom betydligt större mängd oavvattnad biogödsel transporteras blir de direkta emissionerna naturligt större i detta alternativ.

Av övriga alternativ fås det bästa utfallet för avvattning i kombination med ångstripper. Detta beror på att alternativ produktion av NH_3 har relativt höga emissioner (vilket frånräknas detta alternativ) och att elåtgången är förhållandevis låg.

Utifrån ovanstående resultat och de ekonomiska resultaten i avsnitt 5.4.1 kan vi konstatera att alternativet med avvattning i kombination med SBR är bäst ur ekonomisk synpunkt men det ger samtidigt de största växthusgasemissionerna. Om något av de andra alternativen väljs kommer således kostnaden att öka, samtidigt som också emissionerna minskar. På samma sätt som i Analysblock 1 har vi här tagit fram jämförelsetalet kostnad per ton CO2-ekv som undviks genom att välja något av de övriga alternativen istället för alternativet som ger lägst kostnad, dvs avvattning i kombination med SBR. Detta jämförelsetal kan sedan ställas i jämförelse mot priset på utsläppsrätter, dvs marginalkostnaden för de åtgärder som genomförs inom ramen för handeln med utsläppsrätter för att uppnå de mål som satts upp av EU.

Jämförelsen framgår av tabell 9. Observera att vi vid beräkningen utgått från dagens förutsättningar i Borås, dvs att det redan finns existerande anläggningar för avvattning och SBR. Den lägsta kostnaden per utsläppsreduktion fås för alternativet att föra ut oavvattnad biogödsel till jordbruk. Men alla fyra alternativ uppvisar dock klart högre kostnad per utsläppsreduktion jämfört mot det pris på utsläppsrätter som antagits i studien för år 2015.

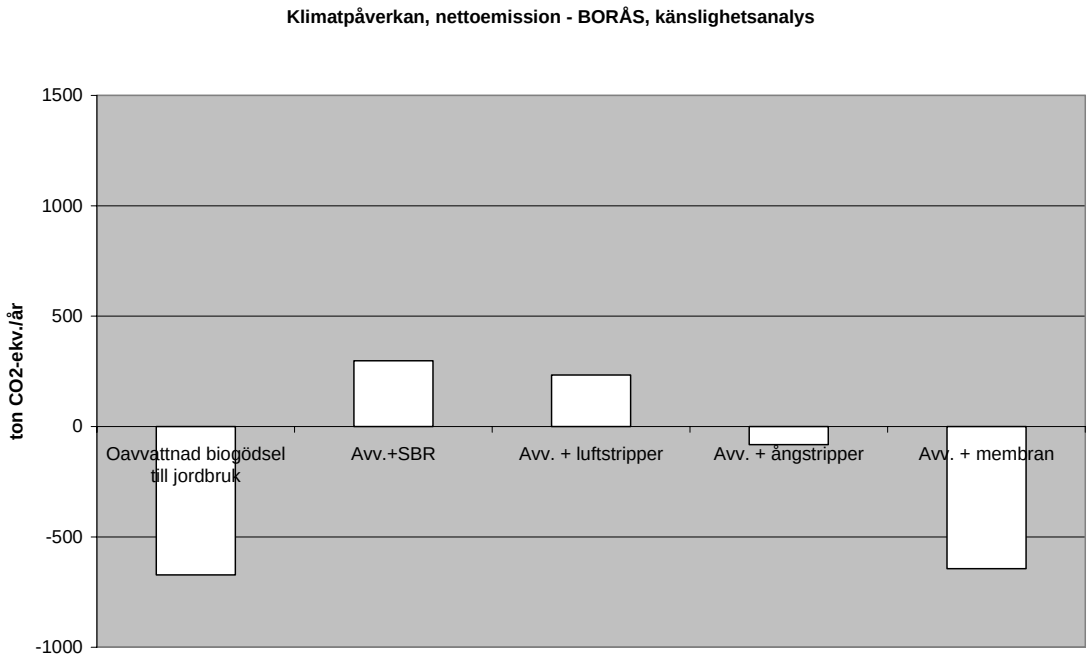
Tabell 9. Beräknad extra kostnad per minskad emission av CO2-ekv genom att välja något annat alternativ än avvattning i kombination med SBR samt antaget pris på utsläppsrätter för koldioxid år 2015.

Table 9. Calculated extra cost (SEK per tonne reduced CO2-eq.) for reducing GHG emissions by using other alternatives than dewatering in combination with SBR, and the assumed price for tradable emission permits for CO2 in 2015.

Alternativ för rötresthantering	**Kostnad per utsläppsreduktion (kr/ton CO2-ekv)**
Oavvattnad biogödsel till jordbruk	2100
Avv. + lufstripper	4600
Avv. + ångstripper	2900
Avv. + membran	5000
Antaget pris på utsläppsrätter för år 2015	300

I figur 25 presenteras resultatet med av en känslighetsanalys med lägre emissioner för elproduktionen (jämför förutsättningar enligt avsnitt 4.4.2)). Detta påverkar inte slutsatsen att oavvattnad biogödsel ger lägst klimatpåverkan. Däremot påverkar det rangordningen av övriga alternativ. Utfallet för alternativ med hög elkonsumtion förbättras i figur 25 jämfört med i figur 24. Speciellt tydligt är detta för membrananläggningen som har den högsta

elkonsumtionen och som med de förändrade förutsättningarna i princip får samma utfall som spridning av oavvattnad biogödsel.



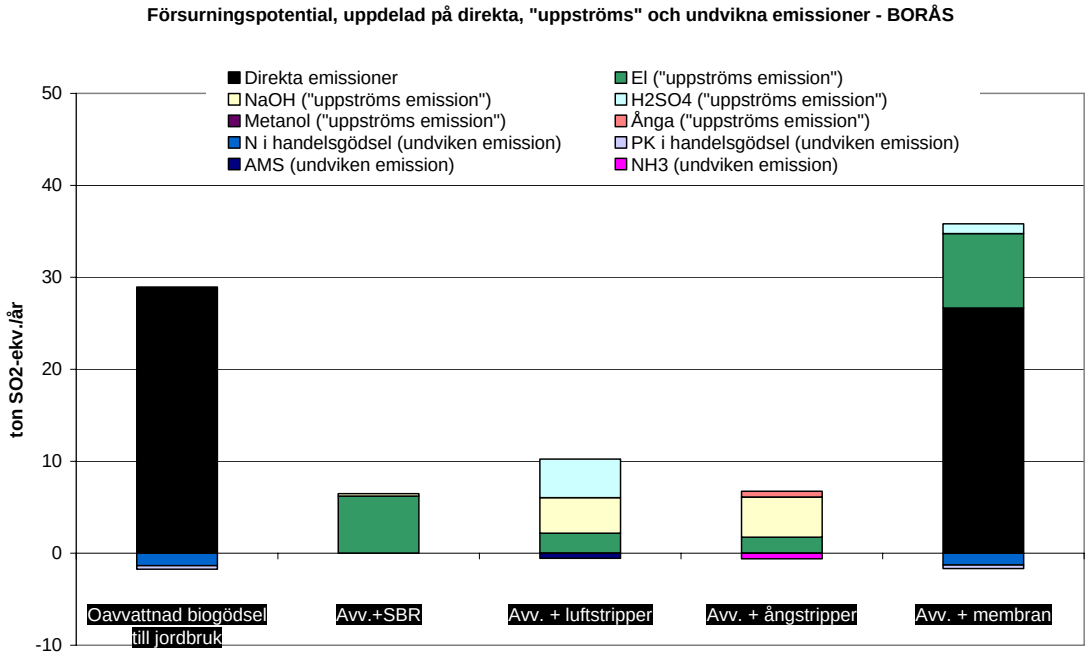
Figur 25. Klimatpåverkan för de studerade alternativen i Borås, känslighetsanalys där elproduktionen antas ha lägre CO2-emissioner jämfört med grundförutsättningarna.

Figure 25. Global warming potential for the studied alternatives in Borås, sensitivity analysis where electricity production is assumed to have less CO2-emissions compared to the base case.

5.4.3 Försurningspotential

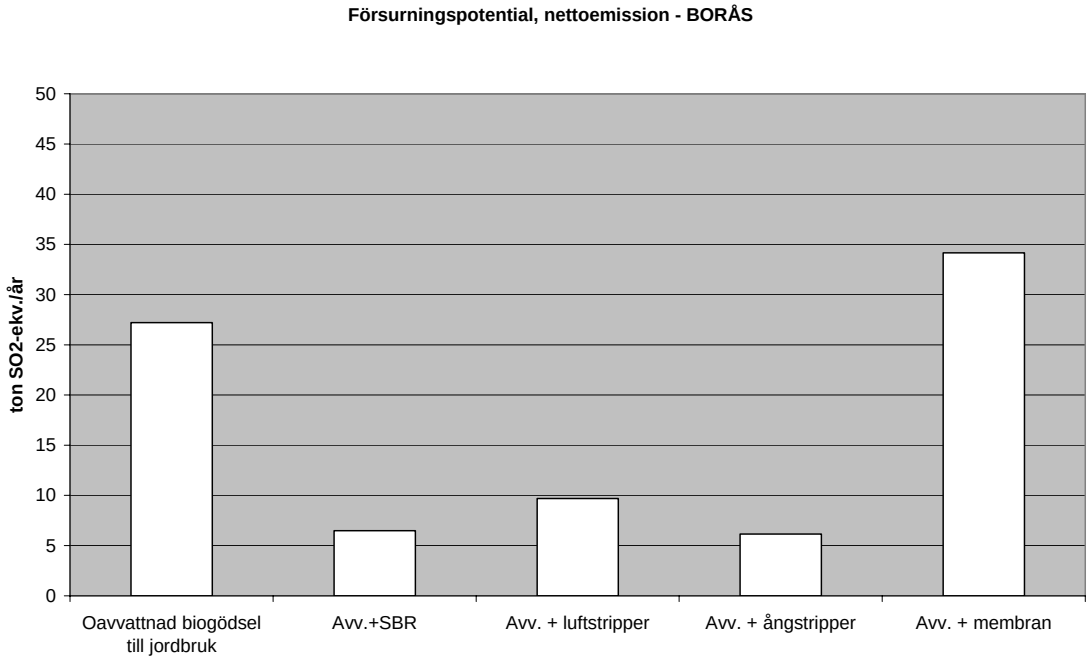
I detta avsnitt redovisas resultaten rörande de olika alternativens försurningspotential. Samma redovisningsprincip som för klimatpåverkan används för de olika typerna av emissioner (se avsnitt 5.4.2).

I figur 26 och 27 presenteras resultatet. Med grundförutsättningarna får alternativet med ångstripper, i hård konkurrens med SBR, lägst försurningspotential.



Figur 26. Försurningspotential för de studerade alternativen i Borås, uppdelad på direkta, "uppströms" och undvikna emissioner.

Figure 26. Acidification potential for the studied alternatives in Borås, divided into direct, "upstream" and avoided emissions.



Figur 27. Försurningspotential för de studerade alternativen i Borås, nettoemissioner.

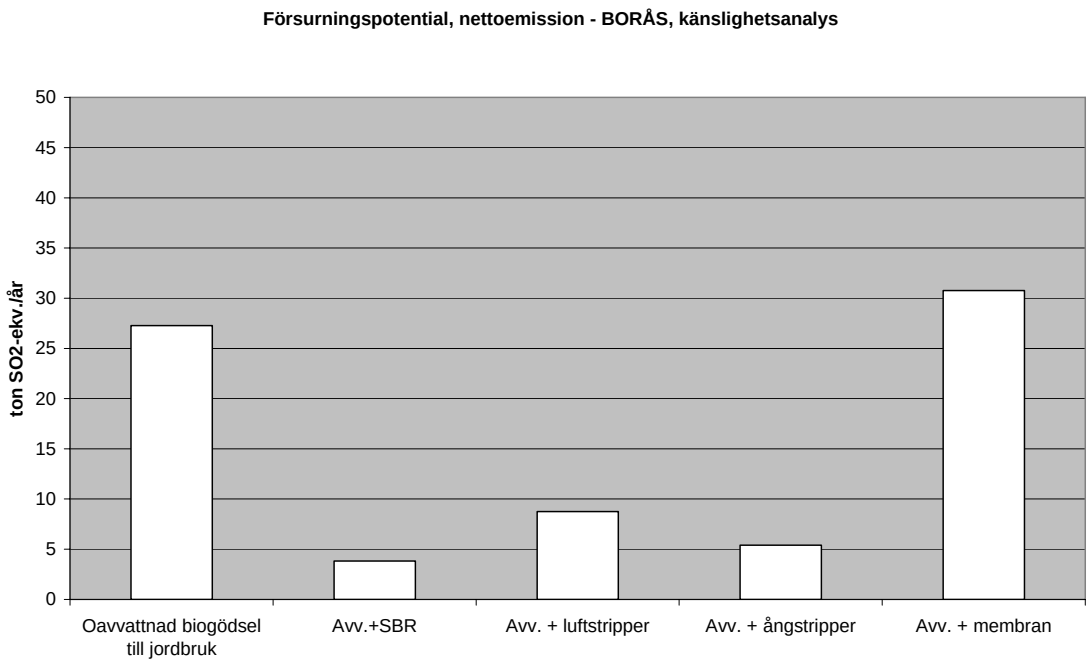
Figure 27. Acidification potential for the studied alternatives in Borås, net emissions.

För försurningspotentialen spelar de direkta emissionerna en betydligt större roll än när det gäller klimatpåverkan. Orsaken till detta är de förluster till luft av NH_3 som sker vid lagring och vid spridning av biogödsel och koncentrat på åkermark. I ORWARE-modellen varierar spridningsemissioner beroende på

- hur stor mängd av NH_4^+ som finns i det som ska spridas,
- torrsubstanshalten hos det material som ska spridas
- vilken teknik som utnyttjas för spridningen
- hur snabbt harvning sker
- och på vilken tid av året som spridningen sker

Den första punkten innebär att emissionerna blir större i alternativen med oavvattnad biogödsel respektive membrananläggning eftersom det är i dessa fall som NH_4^+ sprids på åkermark. De övriga punkterna (exklusive TS-halten som är given för varje material) är i modellkörningarna inställda för att få så låga emissioner som möjligt. Detta innebär att spridning antas ske på hösten och att harvning sker inom en timme från det att spridningen skett. Andra antaganden skulle (enligt modellen) ge högre emissioner varför dessa alternativ skulle falla ut ännu sämre än i figur 27. Noterbart är att med de antaganden som gjorts kring emissioner vid lagring och spridning så står lagringsemissionerna för ca 62-63 % av de försurande emissionerna och spridningen för ca 36 %. Resterande bidrag (ca 2-3 %) av de direkta emissionerna kommer från huvudsakligen NOx-emissioner från fordon med Euro V-standard.

I figur 28 presenteras resultatet av en känslighetsanalys med lägre emissioner för elproduktionen (jämför förutsättningar i avsnitt 4.4.2). De förändrade förutsättningarna enligt känslighetsanalysen gynnar SBR mer än ångstripper pga av en större elförbrukning vid SBR. Detta gör att SBR får lägst försurningspotential i känslighetsanalysen.



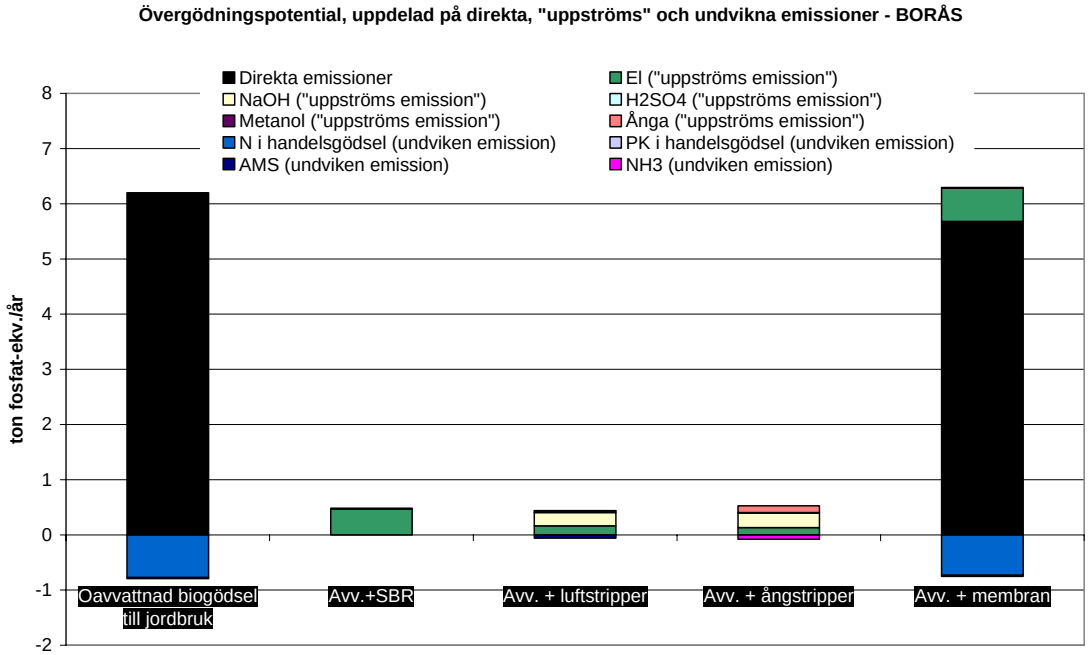
Figur 28. Försurningspotential för de studerade alternativen i Borås, känslighetsanalys där elproduktionen antas ha lägre försurande emissioner jämfört med grundförutsättningarna.

Figure 28. Acidification potential for the studied alternatives in Borås, sensitivity analysis where electricity production is assumed to have less acidifying emissions compared to the base case.

5.4.4 Övergödningspotential

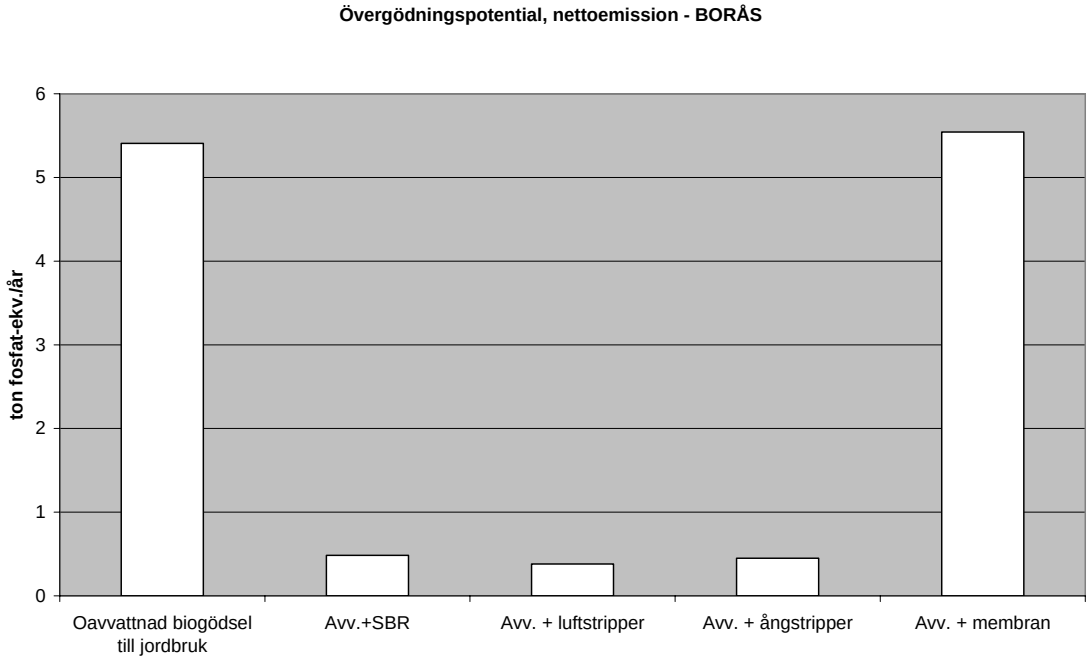
I detta avsnitt redovisas resultaten rörande de olika alternativens övergödningspotential. Samma redovisningsprincip som för klimatpåverkan används för de olika typerna av emissioner (se avsnitt 5.4.2).

I figur 29-31 presenteras resultatet med grundförutsättningarna respektive känslighetsanalysen med lägre emissioner för elproduktionen enligt avsnitt 4.4.2. Skillnaderna mellan utfallet i figurerna 30 och 31 är relativt små, vilket visar att elproduktionen har mindre betydelse för övergödningspotentialen än för klimatpåverkan och försurningspotentialen.



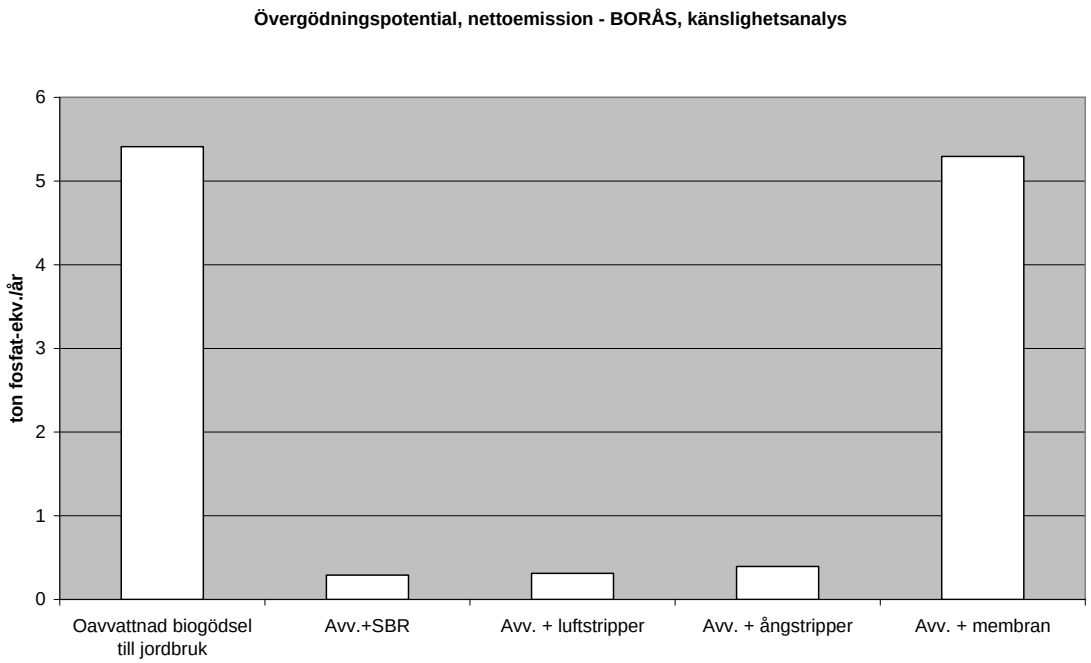
Figur 29. Övergödningspotential för de studerade alternativen i Borås, uppdelad på direkta, "uppströms" och undvikna emissioner.

Figure 29. Eutrophication potential for the studied alternatives in Borås, divided into direct, "upstream" and avoided emissions.



Figur 30. Övergödningspotential för de studerade alternativen i Borås, nettoemissioner.

Figure 30. Eutrophication potential for the studied alternatives in Borås, net emissions.



Figur 31. Övergödningspotential för de studerade alternativen i Borås, känslighetsanalys där elproduktionen antas ha lägre övergödande emissioner jämfört med grundförutsättningarna.

Figure 31. Eutrophication potential for the studied alternatives in Borås, sensitivity analysis where electricity production is assumed to have less eutrophying emissions compared to the base case.

Här bör man bemärka att den sammanviktningsmetodik som används för att beräkna försurnings- och övergödningspotentialen behandlar emissioner av NO_x och SO_2 olika. Bägge dessa emissioner sker i betydande omfattning vid elproduktionen. Bägge inkluderas i beräkningen av försurningspotentialen men endast NO_x inkluderas i beräkningen av övergödningspotentialen. Detta gör att elproduktionens relativa bidrag blir mindre i övergödningspotentialen än i försurningspotentialen.

Liksom för försurningspotentialen spelar NH_3-emissioner vid lagring och spridning av biogödsel och koncentrat på åkermark en helt avgörande roll. För övergödningspotentialen blir dessa emissioner än mer dominerande på grund av att elproduktionen (se ovan) ger ett mindre bidrag.

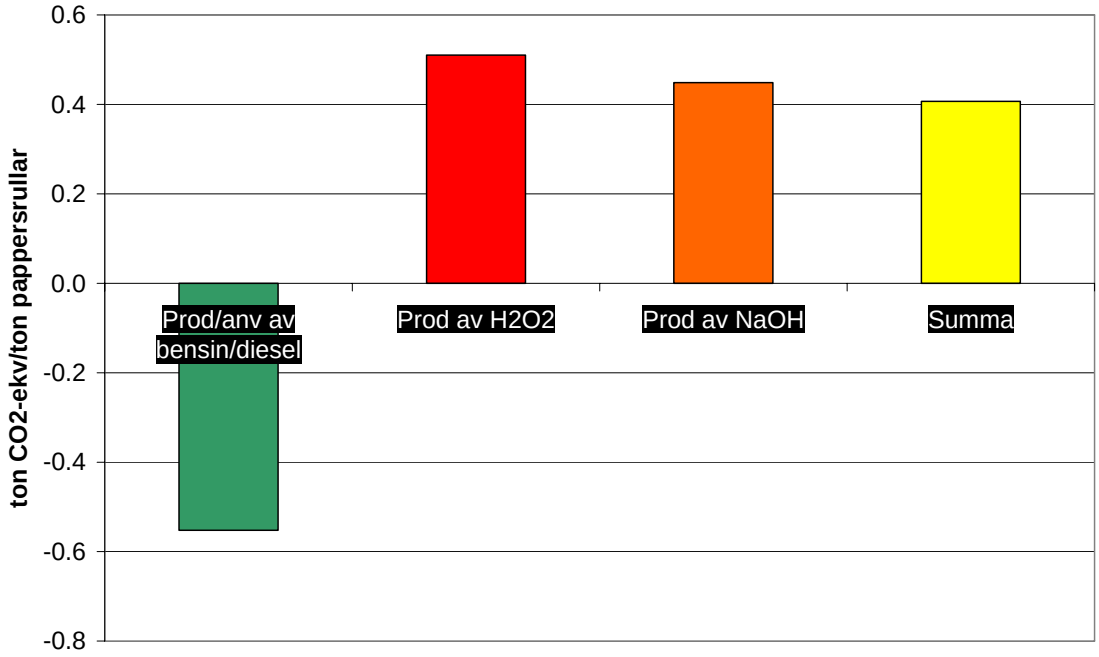
Resultaten i figur 29-31 delar upp teknikerna i två grupper med helt olika övergödningspotential. Alternativen med oavvattnad biogödsel respektive membrananläggning uppvisar klart högre övergödningspotential jämfört med övriga alternativ. Avvattning i kombination med luftstripper faller ut med lägst övergödningspotential i figur 30 medan avvattning med SBR ger lägst övergödningspotential i figur 31. Skillnaderna mellan dessa alternativ och avvattning med ångstripper är dock små.

5.5 Analysblock 5 – Förbehandling av avfall före rötning

5.5.1 Klimatpåverkan

I figur 32 nedan visas resultaten från beräkningarna utslaget per ton pappersrulle. Ett positivt värde innebär större klimatpåverkande emissioner på grund av förbehandlingen jämfört med ingen förbehandling.

Den första stapeln uppvisar den positiva effekt som förbehandlingen ger upphov till, dvs att metangasproduktionen blir betydligt större. Med hjälp av data från labbexperimentet (se avsnitt 4.5.5) och de data som finns i ORWARE-modellen för Borås har vi beräknat hur mycket mer fordonsgasproduktionen skulle öka i Borås och hur stor användning av bensin och diesel som därmed skulle ersättas. Med modellen har vi då också beräknat hur stora klimatpåverkande emissioner som undviks när man inte längre producerar, distribuerar och använder den bensin och diesel som ersätts.



Figur 32. Klimatpåverkan vid den studerade förbehandlingen av pappersrullar i jämförelse med ingen förbehandling. Ett positivt värde innebär större klimatpåverkande emissioner på grund av förbehandlingen jämfört med ingen förbehandling.

Figure 32. Global warming potential for the studied pretreatment alternative of paper tubes in comparison to no pretreatment. A positive value means that the pretreatment leads to higher GHG emissions than no pretreatment.

De två följande staplarna visar de ”uppströms” emissioner som sker vid tillverkningen av NaOH och H_2O_2 som används vid förbehandlingen. Dessa emissioner är betydande. På grund av att kemikalieåtgången är stor blir dessa emissioner större än de emissioner som undviks på grund av att fordonsgasen ersätter bensin och diesel, vilket illustreras i den sista

summerande stapeln. Just i detta enskilda analyserade fall vore det sålunda, ur klimatsynpunkt, bättre att inte förbehandla pappersrullarna före rötningen.

Som vi poängterade i avsnitt 4.5.5 är det principiella resultat ur systemperspektiv mer intressant i detta fall än det kvantitativa resultat i sig. Genom systemanalysen kan vi belysa vikten av att kemikalieåtgången reduceras vid förbehandlingen, åtminstone om man vill uppnå goda resultat ur klimatsynpunkt. Teghammar (2009) påpekade också att man gått vidare med experiment med lägre halter av kemikalier och att det finns tankar kring att återvinna NaOH. Både att minska den specifika kemikalieförbrukningen och att återvinna kemikalier är åtgärder som är klart positiva ur klimatsynpunkt, speciellt om man kan bibehålla den ökade metanproduktionen genom förbehandlingen.

6 Slutsatser och diskussion

6.1 Ökad kraftvärmeproduktion från avfall

I analysblock 1 analyserades olika nya alternativ för kraftvärmeproduktion som ersättning av BEMs befintliga biokraftvärmeverk. De fyra utvecklingsvägar som studerats består av biokraftvärme, avfallskraftvärme, gaskombikraftvärme baserat på naturgas och förgasning baserat på avfall. Slutsatserna från dessa analyser beskrivs under rubrikerna Ekonomi och Klimat.

Ekonomi

Analysen visar på en hård konkurrens mellan avfallskraftvärme och biokraftvärme om att ge det bästa ekonomiska utfallet. Baserat på de indata som nyttjas ger avfallskraftvärme ett något bättre resultat (15 Mkr/år). Viktiga parametrar som påverkar detta resultat är i första hand: flispris, mottagningsavgifter samt skillnaden i investeringskostnad för de två alternativen. Alla dessa kostnadsposter är stora i förhållande till det slutliga resultatet, vilket innebär att endast mindre förändringar i indata kan leda till att resultat blir omvänt, dvs att biokraftvärme visar sig mer ekonomiskt fördelaktigt än avfallskraftvärme. Det är viktigt att här komma ihåg att alternativet med ny avfallskraftvärme innebär ett nytt kraftvärmeblock med en mindre avfallseldad panna och en större biobränsleeldad panna. De två alternativen är alltså inte så olika som namnen antyder. Därmed är det också naturligt att det ekonomiska resultatet för de två alternativen är relativt lika. Ytterligare kombinationer av pannstorlekar kan vara intressant att studera inför ett slutgiltigt investeringsbeslut. Vidare betyder detta att bägge alternativen kommer att innebära att BEMs fjärrvärmeproduktion även fortsättningsvis kommer att baseras på både avfall och biobränsle. Detta är fördelaktigt då man härigenom minskar sin exponering för förändringar som sker på avfalls- eller biobränslemarknaden. En nackdel är att BEM måste ha god kunskap om bägge dessa marknader, något som naturligtvis kostar pengar. Detta torde dock inte överstiga de positiva effekter som ges av att ha såväl avfalls- som biokraftvärmeproduktion.

Här kan också nämnas att BEMs val av investering (avfalls- eller biokraftvärme) kommer att påverka andra investeringar i regionen på grund av den totala bränsletillgången inom regionen. Om BEM väljer avfallskraftvärme är sannolikheten större att andra energibolag i regionen istället väljer biokraftvärme. Anledningen är förstås att de andra energibolag som står inför ett investeringsbeslut tar fram kalkyler som uppvisar ett liknande resultat, dvs att det ekonomiska utfallet för avfalls- och biokraftvärme är i stort sett likvärdigt. Om BEM då väljer avfallskraftvärme bör detta påverka andra bolags prognoser för mottagningsavgifter och biobränslepriset så att det ekonomiskt väger över för biokraftvärme, och vice versa.

Gaskombikraftvärme och avfallsförgasning ger klart sämre ekonomiskt utfall än biokraftvärme[15]. Det förstnämnda ger visserligen klart högre elintäkter men detta väger inte upp ökade bränslekostnader och kostnader för utsläppsrätter. Att avfallsförgasning uppvisar ett sämre resultat än biokraftvärme beror främst på högre investerings- och driftkostnader. Här är också viktigt att poängtera att avfallsförgasning idag inte är en

[15] Alternativet med gaskombikraftvärme fördyras av att investeringen även måste inkludera en gasledning från dagens befintliga naturgasnät på västkusten.

kommersiellt gångbar teknik. Det är osäkert hur väl en sådan anläggning skulle fungera och indata som prestanda samt investerings- och driftkostnader är osäkra.

Klimat

Med avseende på klimatpåverkan ger avfallsförgasning det bästa resultatet. Anledningen är att denna teknik ger en relativt hög elproduktion samtidigt som en stor mängd avfall behandlas, vilket ger att deponering av avfall undviks. Även här är det viktigt att poängtera att avfallsförgasning idag inte är en kommersiellt gångbar teknik, vilket innebär att det finns osäkerheter om en fullskaleanläggning kommer att fungera lika bra i verkligheten som i teorin.

Gaskombikraftvärme baserat på naturgas ger det näst bästa utfallet ur klimatsynpunkt. Anledningen är att denna teknik generar klart mest el vilket ger att annan elproduktion utanför Borås kan ersättas. Resultatet blir därför också känsligt för antaganden om hur stora emissionerna är från den elproduktion som ersätts. Detta beror i sin tur på hur snabbt en omställning till mer förnybar elproduktion kan komma till stånd i Europa. Om vi får se en snabb omställning så betyder detta att el som genereras i Borås i större utsträckning ersätter annan förnybar energi och därmed är emissionerna från den alternativa elproduktionen lägre. Detta beskrivs i en känslighetsanalys som visar att alternativet gaskombikraftvärme vid en sådan situation istället uppvisar ett sämre resultat ur klimatsynpunkt jämfört mot biokraftvärme. Enligt grundfallet är således gaskombikraftvärme bättre ur klimatsynpunkt, men enligt känslighetsanalysen (som också den beskriver en fullt möjlig utveckling för Europas elsystem) är biokraftvärme att föredra.

Precis som för det ekonomiska utfallet uppvisar alternativen avfallskraftvärme och biokraftvärme ett ganska likartat resultat för klimatpåverkan. Resultatet väger dock över något för biokraftvärme (15 kton CO2-ekv lägre per år). Viktiga parametrar som påverkar detta utfall är: emissioner från alternativ elproduktion, avfallets fossil-innehåll samt antaganden om den alternativa hanteringen av avfall. Antaganden om den alternativa elproduktionen har diskuterats ovan och gäller även här. I känslighetsanalysen för emissioner från den alternativa elproduktionen är resultatet ännu jämnare mellan avfalls- och biokraftvärme. När det gäller fossilinnehållet i avfallet så gäller att resultatet för avfallskraftvärme förbättras av att en större andel i avfallet är förnybart. Detta ger dels att koldioxidutsläppen vid själva förbränningen minskar, men det ger också att emissionerna från den alternativa avfallsbehandlingen ökar (värdet av att nyttja avfallet som bränsle istället för att det deponeras ökar alltså i takt med att andelen förnybart material ökar i avfallet). Anledningen är att förnybart material som deponeras ger upphov till metangasemissioner, något som inte sker när fossilt material deponeras. Vad gäller antagandet om den alternativa avfallsbehandlingen så har här ansatts att denna utgörs av deponering. Detta grundar sig på att deponering fortfarande är den dominerande behandlingsmetoden för avfall i Europa. All tillkommande avfallsbehandlingskapacitet leder då till att mängden avfall som deponeras kan minska. Emissionerna från deponering av avfallet är dock beroende av ett flertal parametrar som rör själva deponin. Här kan nämnas hur deponins tätskikt är uppbyggt, om deponin har gasinsamlingssystem, hur effektivt detta är och vad som görs med den insamlade gasen. Alla dessa parametrar påverkar de resulterande emissionerna från deponering av avfall, vilket i sin tur påverkar resultatet för alternativt avfallskraftvärme (och även avfallsförgasning).

Resultatet visade som beskrivits ovan att alternativet med avfallskraftvärme gav det bästa ekonomiska utfallet och samtidigt det sämsta utfallet ur klimatsynpunkt. Om något av de andra alternativen väljs innebär detta alltså att man tar på sig en merkostnad som resulterar i att emissionerna av växthusgaser minskar. Denna extra kostnad har för de tre alternativen beräknats till mellan 790 och 1270 kr per ton CO2-ekv som undviks. Jämfört mot priset på utsläppsrätter som år 2015 antas ligga på 300 kr/ton CO2 blir kostnaden för att reducera växthusgasutsläppen genom något av de tre kraftvärmealternativen alltså klart högre. Det lägre priset på utsläppsrätter indikerar att det finns andra möjligheter att sänka utsläppen av växthusgaser vilka kan genomföras till en lägre kostnad. Merkostnaden som något av kraftvärmealternativen medför är därmed inte berättigad ur klimatsynpunkt. Även för dessa beräkningar gäller dock att resultatet är känsligt för förändringar i indata som beskrivits ovan.

6.2 Ökad biogasproduktion från avfall

Genom analysblock 2, 3 och 5 har olika delar som berör biogasproduktion från avfall studerats. Analysblock 2 och 5 fokuserade på åtgärder att öka mängden avfall *till* rötningen genom förbättrad utsortering av matavfall respektive förbehandling av nya substrat medan analysblock 4 fokuserade på olika alternativ att hantera biogödseln *från* rötningen.

Ekonomi
Ekonomisk analys inkluderades i både analysblock 2 och 4. Utifrån resultaten kan vi konstatera att differenserna mellan de olika utvecklingsvägarna inom varje analysblock ligger i samma storleksordning, upp till runt 5 Mkr/år. Enligt analyserna skulle det bästa ekonomiska resultatet fås genom att införa tvåkärlssystem samt bibehålla dagens hantering av den oavvattnade biogödseln.

Samtidigt bör man komma ihåg att analyserna i analysblock 2 endast omfattade en mindre del av det avfall som går till rötning medan analysen i analysblock 4 omfattade hela mängden oavvattnad biogödsel. Detta betonar att det är viktigare att sätta in resurser på att öka mängden avfall till rötningen än att förändra hanteringen av den oavvattnade biogödseln. Detta gäller speciellt med tanke på att man redan idag har det alternativ för hantering av oavvattnad biogödsel som föll ut med bäst ekonomiskt resultat, till och med även om man skulle inkludera kostnader för nyinvesteringar. Denna slutsats förutsätter att reningen av rejektvattnet från avvattningen med SBR-anläggningen fungerar väl.

Klimat
Ur klimatsynpunkt kan man konstatera att skillnaderna mellan de olika utfallen inom analysblock 2, 3 och 5 ligger på betydligt lägre nivå än skillnaderna mellan de olika kraftvärmealternativen i analysblock 1. Det är dock viktigt att komma ihåg att både investeringar och förändringar i avfallsflöden är betydligt större i analysblock 1.

Resultaten i analysblock 2 och 4 visar att ur klimatsynpunkt skulle en övergång till tvåkärlssystem i kombination med spridning av oavvattnad biogödsel ge det bästa utfallet. Kombineras dessa utfall skulle de innebära en reduktion av klimatpåverkande emissioner med knappt 3 kton CO2-ekv./år.

För att sätta denna emissionsreduktion i perspektiv mot annat kan man jämföra den mot priset för utsläppsrätter. Om man utgår från medianvärdet för det ekonomiska utfallet för tvåkärlssystemet i analysblock 2 (en kostnadssänkning på ca 3,7 Mkr/år) och kombinerar det med den ökade kostnaden i analysblock 4 för att sprida ut oavvattnad biogödsel (ca 4,2 Mkr/år när kapitalkostnaderna för avvattningen och SBR-anläggningen räknas som sunk costs) så motsvarar det en merkostnad på ca 0,5 Mkr/år. Utslaget per ton CO2-ekv. som reduceras betyder det en kostnad på knappt 170 kr/ton CO2-ekv. Detta är mindre än priset på utsläppsrätter som i beräkningarna antagits vara 300 kr/ton CO2-ekv år 2015.

Ur klimatsynpunkt är det också viktigt att notera att beräkningarna i analysblock 4 och 5 visar på förhållandevis höga emissioner för de kemikalier som används i processerna. I båda analysblocken framträdde tydligt ”uppströms” emissioner som härrör från tillverkningen av kemikalierna. För att förbättra utfallet är det därför intressant att undersöka om/hur man kan minska kemikalieåtgången, om det går att byta till en kemikalie med lägre ”uppströms” emissioner och om det på något sätt är möjligt att återvinna kemikalierna.

6.3 Ökad materialåtervinning

I analysblock 3 studerades hur ökad materialåtervinning kan leda till minskad klimatpåverkan. Detta är intressant och relevant ur Waste Refinerys perspektiv eftersom materialåtervinning är ett alternativ som kan utnyttjas i kombination med termisk och biologisk behandling för att uppnå så optimala resultat som möjligt (se t ex Sundberg et al 2004).

Utmaningen ligger i att hitta avvägda kombinationer av dessa metoder som tar hänsyn till både ekonomi och miljö. För alla alternativ gäller att effektivitet och prestanda kan drivas mycket långt om det inte finns några ekonomiska begränsningar. Till exempel kan man mycket väl tänka tanken att konstruera tekniska system som skulle kunna utgå från ett blandat avfall, dela upp det i enskilda fraktioner och rena de enskilda fraktionerna så att de i princip enbart skulle kunna behandlas genom materialåtervinning och biologisk behandling. Problemet är att sådana system i dagsläget skulle bli mycket dyra i förhållande till de intäkter som de utsorterade fraktionerna skulle kunna ge.

På samma sätt kan man lägga mycket stora resurser på att kraftigt öka elverkningsgraden vid termisk behandling och minimera de restprodukter som återstår efter behandlingen. Häri ligger en avvägning om de ökade investeringskostnaderna (och eventuellt även ökade drift- och underhållskostnader) för de mer avancerade teknikerna kan motiveras genom bättre miljöprestanda, ökade elintäkter och/eller minskade kostnader för restprodukter.

Varje organisation har egna mål för verksamheten, vilket innebär att man gör olika prioriteringar i avvägningen mellan ekonomi och miljö (och även i avvägningen mellan olika miljöpåverkanskategorier). Utifrån de mål man har kan man bedöma om en förändring är värd att genomföra.

I analysblock 3 innebär en övergång till insamling av hushållsavfall i åtta fraktioner från villahushållen i Borås kommun att emissionerna av växthusgaser minskade med knappt 330

ton CO2-ekv./år. Detta är givetvis positivt, men samtidigt är det viktigt att ge perspektiv på denna förändring:

- I analysen har vi antagit att alla villahushåll i Borås kommun (20 600) går över till insamling i åtta fraktioner. Om man antar att det i genomsnitt bor 2,5 personer per villahushåll så omfattas drygt 52 000 personer av övergången till insamling i åtta fraktioner. Utslaget per person motsvarar reduktionen av växthusgasemissioner då drygt 6 kg CO2-ekv./person, år. Som jämförelse kan nämnas att Sveriges totala växthusgasemissioner år 2008 var 6,9 **ton** CO2-ekv./person, år (Miljömål 2010), dvs drygt 1100 gånger större.

- Givet att utsläppsreduktionen på knappt 330 ton CO2-ekv./år maximalt får innebära en merkostnad på 300 kr/ton CO2-ekv. (vilket är det antagna priset för utsläppsrätter år 2015 enligt avsnitt 4.4.2) så kan man beräkna att insamlingen i åtta fraktioner maximalt får innebära en ökning av kostnaderna med 0,1 Mkr/år. Utslaget per villahushåll motsvarar detta en maximal ökning av kostnaderna med knappt 5 kr/villahushåll, år. Detta kan jämföras med avfallstaxan i Borås som idag ligger på drygt 2300-2500 kr/villahushåll, år (beroende på om man har 130 eller 190 literskärl). Detta innebär att ökningen av kostnaderna maximalt får motsvara en ökning på ca 0,2 % av avfallstaxan, dvs en mycket begränsad ökning.

7 Litteraturreferenser

Abou Najm, M., and El-Fadel, M. (2004) Computer-based interface for an integrated solid waste management optimization model. Environmental Modelling & Software, 19: pp. 1151-1164.

Anderson, L.E. (1968) A mathematical model for the optimization of a waste management system. SERL Report No. 68-1, University of California at Berkely, Sanitary Engineering Research Laboratory, USA.

Avfall Norge (2009) Klimaregnskap for avfallshåndtering, RAPPORT NR 1/2009

Axelsson, E. (2009) Profu, personlig kommunikation, 2009-10-07

Axelsson, E., Overland, C., Nilsson, K. och Sandoff, A. (2009) Bioenergikombinat i fjärrvärmesystem, Svensk Fjärrvärme rapport 2009:11

Berger, C., Chauny, F., Langevin, A., Loulou, R., Riopel, C., Savard, G., Waaub, J-P. (1998) EUGENE: An Optimization-based Decision Support System for Long-term Integrated regional Solid Waste Management Planning. In Proceedings from Systems Engineering Models for Waste Management, International workshop in Göteborg, Sweden, 25-26 February, AFR-report 229, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

Boustead, I. (1993) Polyethylene and Polypropylene, PWMI report 3

Carl Bro (2007) Insamling och förbehandling av hushållsavfall i Borås kommun, konsekvensbeskrivning av tre alternativ, uppdragsrapport

Chang, N. B. and Wang, S.F. (1996) Managerial fuzzy optimal planning for solid waste management systems. Journal of Environmental Engineering-ASCE, 122 (7): pp. 649-658.

Chapman, R.E. and Berman, E.B. (1983) The resource recovery planning model: a new tool for solid waste management. Special Publication 657, National Bureau of Standards, USA.

Dalemo, M., Frostell, B., Jönsson, H., Mingarini, K., Nybrant, T., Sonesson, U., Sundqvist, J.-O., Thyselius, L. (1997) ORWARE - A simulation model for organic waste handling systems. Part 1: Model description. Resources, Conservation and Recycling 21: pp. 17-37.

D'Antonio, G., Fabbricino, M., Pirozzi, F. (2002) Decisional model for integrated management of municipal solid waste - a case study. The Journal of Solid Waste Technology and Management, 28 (1): 28-43.

Davies, J. och Haglund, C.; ”NPK Western European Average (WEA)”, SIK-rapport nr 654, 1999

EPIC-CSR (Environment and Plastics Industry Council – Corporations Supporting Recycling) (2000) Integrated Solid Waste Management Tools: User Guide Document. EPIC, Toronto, Canada.

Esmaili, H. (1972) Facility selection and haul optimization model. Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE, 98 (6): pp. 1005-1020.

Finnveden, G., Johansson, J., Lind, P. och Moberg, Å. (2000) Life Cycle Assessments of Energy from Solid Waste, FMS-report 137, Stockholms Universitet/Systemekologi och FOA

Förpacknings- och tidningsinsamlingen (2009) Återvinningsresultat 2008, http://www.ftiab.se/hushall/atervinningen/statistik/riksniva.4.405877db1168b3d892a800093.html, nedladdad 2009-10-21

Gottinger, H. W. (1986) A computational model for solid waste management with applications. Applied Mathematical Modelling, 10: pp. 330-338.

Greenberg, M., Caruana, J. and Krugman, B. (1976) Solid waste management: a test of alternative strategies using optimization techniques. Environ . Planning, 8: pp. 587-597.

Guinée J.B.(final editor), M. Gorrée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, L. van Oers, A. Wegener Sleeswijk – S. Suh – H. A. Udo de Haes, H. de Bruijn – R. van Duin – M.A.J. Huijbregts, 2001. Life Cycle Assessment An operational guide to the ISO standards, Volume 1, 2 en 3. Centre of Environmental Science Leiden University, Leiden, the Netherlands.

Hasit, Y. and Warner, D.B. (1981) Regional solid waste planning with WRAP. Journal of the Environmental Engineering Division, 107: pp. 511-525.

Heijungs, R., J. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin, H.P. de Goede, 1992: Environmental Life Cycle Assessment of products. Guide and Backgrounds. Centre of Environmental Sciense (CML), Leiden University, Leiden.

Helms, B.P. and Clark, R.M. (1971) Locational models: Solid waste management. Journal of Urban Planning and Development Division ASCE, 97: pp. 1-13.

Huang, G. H., Baetz, B.W. and Patry, G.G. (1992) A grey linear programming approach for municipal solid waste management planning under uncertainty. Civil Engineering Systems, 9: pp. 319-335.

Huang, G. H., Baetz, B.W. and Patry, G.G. (1994) Grey fuzzy dynamic programming: application to municipal solid waste management planning problems. Civil Engineering Systems, 11: pp. 43-73.

Huijbregts, M., 1999: Life cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA. Interfaculty Department

of Environmental Science, Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam, The Netherlands. Forthcoming.

IEA (2009) *World Energy Outlook 2009*

IPCC, 2007: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.

Jenkins, L., (1982) Parametric mixed integer programming: an application to solid waste management. Management Science, 28: pp. 1270-84.

Kaila, J. (1987) Mathematical model for strategy evaluation of municipal solid waste management systems. PhD Thesis, Helsinki University of Technology, Finland.

Kanerot, M. (2009) Borås Energi och Miljö, personlig kommunikation, 2009-10-22

Kühner, J. and Harrington, J.J.(1975) Mathematical models for developing regional solid waste management policies. Engineering Optimization, 1: pp. 237-256.

Ljunggren Söderman, M. (2000) A Systems Engineering Approach to National Waste Management. PhD Thesis. Department of Energy Conversion, Chalmers University of Technology, Göteborg.

Miljömål (2010) Klimatpåverkande utsläpp, http://www.miljomal.se/Systemsidor/Indikatorsida/?iid=77&pl=1, nedladdad 2010-02-23

Morse, N. and Roth, E.W. (1970) Systems analysis of regional solid waste handling. Public Health Service Publication 2065, US Government Printing Office, Washington D.C., USA.

NEP (2009) *Insights from NEP policy scenario simulations, Draft version*, april 2009. www.nordicenergyperspectives.org

Olofsson, M. (2004) Improving Model-Based Systems Analysis of Waste Management. PhD Thesis. Department of Energy Conversion, Chalmers University of Technology, Göteborg.

Perlack, R.D. and Willis, C.E. (1985) Multiobjective decision-making in waste disposal planning. Journal of Environmental Engineering-ASCE, 111: pp. 373-385.

SAEFL (BUWAL) (1998). Life Cycle Inventories for packaging, Swiss Agency for the Environment

Schwing, E. (1999) Bewertung der Emissionen der Kombination mechanish-biologischer und termischer Abfallbehandlungsverfahren in Südhessen. Verein zur Förderung des Institutes WAR, TU Darmstadt, Germany.

Schön, A-K (2009) Borås Energi och Miljö, personlig kommunikation, 2009-09-09

Shekdar, A.V., Krishnaswamy, K.N., Tikekar, V.G. and Bhide, A.D. (1991) Long-term planning for solid waste management in India. Waste Management and Research, 9: pp. 511-523.

Sköldberg, H. Unger, T. (2008) Effekter av förändrad elanvändning / produktion, Elforsk rapport 08:30, publicerad april 2008. Rapporten kan laddas ned från www.elforsk.se

Sundberg, J. (1993) Generic Modelling of Integrated Material Flows and Energy Systems. PhD Thesis, Department of Energy Conversion, Chalmers University of Technology, Göteborg

Sundberg, J., Olofsson, M., Sahlin, J. och Berggren, M. (2004) Evaluating waste incineration as treatment and energy recovery method from an environmental point of view, Profu-rapport på uppdrag av CEWEP (Confederation of European Waste-to-Energy Plants). Rapporten finns att ladda ned på http://www.cewep.com/studies/recycling/art236,46.html)

Sundqvist, J.-O., Granath, J., Carlsson Reich, M.., Eriksson, O. och Baky, A. (2002) Hur skall hushållsavfallet tas om hand? Utvärdering av olika behandlingsmetoder, IVL rapport B 1462, IVL - Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm

Teghammar, A. (2009) Högskolan i Borås, personlig kommunikation, 2009-10-26

Teghammar, A., Yngvesson, J., Lundin, M., Taherzadeh, M. J., Sárvári Horváth, I. (2010) Pretreatment of paper tube residuals for improved biogas production. **Bioresource Technology**, Vol. 101

Ulveström, A. (2010) Borås Energi och Miljö, personlig kommunikation, 2010-01-28

Uppenberg, S. and Lindfors, L-G. (1999) *EPD: Produktspecifika utgångspunkter för drivmedel*, SMS-Standard Report PSR:1999:6, Stockholm

Vogt, R., Knappe, F., Giegrich, J. and Detzel, A. (2002) Ökobilanz Bioabfallverwertung. Bd. 52, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin, Germany.

Walker, W., Aquilian, M. and Schur, D. (1974) Development and use of a fixed charge programming model for regional solid waste planning. In Proceedings from 46th joint meeting of the Operation Res. Soc. of Am. and the Inst. of Mgmt. Sci., Puerto Rico.

Weitz, K.A., Nishtala, S. and Thornloe, S. (1999) Using a Life Cycle Approach to Achieve Sustainable Municipal Solid Waste Management Strategies at Local, State and National Levels in the United States. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Air Pollution Prevention and Control Division (MD-63), USA.

White, P., Franke, M. and Hindle, P. (1995) Integrated Solid Waste Management: A Lifecycle Inventory. Blackie Academic and Professional.

Wilhelmsson Göthe, A. (2009) Lunds Renhållningsverk, personlig kommunikation, 2009-10-14

A Ett urval tidigare projekt med ORWARE-modellen.

Forskningsprojekt finansierat av Statens Energimyndighet (I)

Systemanalys av energiutnyttjande från avfall - utvärdering av energi, miljö och ekonomi, Översiktsrapport. Sundqvist, J.-O., Baky, A., Björklund, A., Carlsson, M., Eriksson, O., Frostell, B. Granath, J. och Thyselius, L., IVL rapport 1379, IVL - Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, 1999.

Systemanalys av energiutnyttjande från avfall - utvärdering av energi, miljö och ekonomi, Fallstudie Uppsala. Sundqvist, J.-O., Baky, A., Björklund, A., Carlsson, M., Eriksson, O., Frostell, B. Granath, J. och Thyselius, L., IVL rapport 1380, IVL - Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, 1999.

Systemanalys av energiutnyttjande från avfall - utvärdering av energi, miljö och ekonomi, Fallstudie Stockholm. Sundqvist, J.-O., Baky, A., Björklund, A., Carlsson, M., Eriksson, O., Frostell, B. Granath, J. och Thyselius, L., IVL rapport 1381, IVL - Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, 1999.

Systemanalys av energiutnyttjande från avfall - utvärdering av energi, miljö och ekonomi, Fallstudie Älvdalen. Sundqvist, J.-O., Baky, A., Björklund, A., Carlsson, M., Eriksson, O., Frostell, B. Granath, J. och Thyselius, L., IVL rapport 1382, IVL - Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, 1999.

Forskningsprojekt finansierat av Statens Energimyndighet (II)

Hur skall hushållsavfallet tas om hand? Utvärdering av olika behandlingsmetoder. Sundqvist, J.-O., Granath, J., Carlsson Reich, M.., Eriksson, O. och Baky, A., IVL rapport B 1462, IVL - Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, 2002.

Forskningsprojekt finansierat av Statens Energimyndighet (III)

Life Cycle Assessment of Thermal Treatment Technologies. Eriksson, O., Assefa, G., Järås, S., Kusar, H., Industriellt Miljöskydd, KTH, Stockholm, Sweden TRITA-KET-IM 2002:20, 2002.

Uppdrag för Jönköpings kommun

Framtida behandling av lättnedbrytbart organiskt avfall i Jönköpings kommun - En systemstudie av effekter på miljö, energi och ekonomi. Eriksson, O., Svanblom, L. Projektrapport som kan beställas från Jönköpings kommun, Tekniska kontoret att. Fridolf Eskilsson, 2000.

Uppdrag för Rondeco AB

Kompostering eller förbränning av hushållsavfall i Stockholm. Eriksson, O., Assefa, G., Frostell, B., Kuttainen, K., Industriellt Miljöskydd, KTH, Stockholm, 2001.

Uppdrag för Danmarks Miljöstyrelse

Systems Analysis of Organic Household Waste Management in Denmark. Baky, A., Eriksson, O., Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark (Environmental project n:o 822), 2003.

Examensarbeten

Förbränning eller biologisk behandling? – en miljösystemanalys av olika behandlingsmetoder för det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikeregionen. Jönsson, J. Högskolan i Gävle, Gävle, 2005.

Kompostering av organiskt avfall från Gästrikeregionen – miljöpåverkan av olika behandlingsalternativ. Carlström, A. Uppsala universitet och SLU, Uppsala, Sweden UPTEC W 06 005, 2006.

Pågående projekt

Forskningsprogrammet Hållbar avfallshantering, www.hållbaravfallshantering.se

Termisk och biologisk behandling i ett systemperspektiv, ett projekt inom Waste refinery, www.wasterefinery.se

B Centrala indata i avfalls- och fjärrvärmesystemet

Optisk sortering
Elanvändning: 6,70 kWh/ton avfall (Uppskattad efter data från BEM och offert från Optibag)

Bränsleberedning
Andel material till bränslefraktion: 97,50 % av inkommande material
Andel material till metallåtervinning: 2,00 % av inkommande material
Andel material till deponi: 0,50 % av inkommande material
Elanvändning bränsleberedning: 23,53 kWh/ton avfall
(Data från mejl från Ralph Pettersson, 2007-10-30)

Avfallsförbränning
Specifik investeringskostnad, ny kapacitet: 29 Mkr/MW värme (Bedömning av BEM (Pär Johansson))

Verkningsgrad: 0,85 MJ nyttig/MJ tillförd (BEM (Pauline Salomonsson))

Alfavärde (årsgenomsnitt 2007): 0,22 MJ el/MJ värme (Beräknat utifrån uppgifter från BEM (Pauline Salomonsson))

Elanvändning: 0,43 MJ/kg avfall
Stödbränsle: 0,32 MJ olja/kg avfall
NH3: 2,31 mg NH3/MJ bränsle
NOX: 87,90 mg NO2/MJ bränsle
N2O: 2,67 mg/MJ bränsle
S-SOX: 2,08 % av svavel i bränsle
(BEM (Pauline Salomonsson))

Biokraftvärme - större panna
Specifik investeringskostnad, ny kapacitet: 16 Mkr/MW värme, exkl RGK-värme (Bedömning av BEM (Pär Johansson))

Verkningsgrad: 1,16 MJ nyttig/MJ tillförd (BEM (Pär Johansson))[16]

Alfavärde (vid maxkapacitet): 0,45 MJ el/MJ värme, exkl RGK-värme (BEM (Pär Johansson))

NH3: 2 mg/MJ bränsle
NOX: 30 mg/MJ bränsle
N2O: 5 mg/MJ bränsle
S-SOX: 5 mg/MJ bränsle
(IVL, 2001)

[16] Observera att verkningsgraden gäller när man utgår från bränslets effektiva värmevärde. Genom att anläggningen har rökgaskondensering kan en stor del av att fuktens kondenseringsenergi nyttiggöras som värme. Denna energimängd inkluderas inte i beräkningen av det effektiva värmevärdet, vilket förklarar att man kan nå verkningsgrader över 100 %.

Biokraftvärme - mindre panna
Specifik investeringskostnad, ny kapacitet: 24 Mkr/MW värme, exkl RGK-värme (Bedömning av BEM (Pär Johansson))

Verkningsgrad: 1,1 MJ nyttig/MJ tillförd (BEM (Pär Johansson)) [17]

Alfavärde (vid maxkapacitet): 0,4 MJ el/MJ värme, exkl RGK-värme (BEM (Pär Johansson))

NH3: 2 mg/MJ bränsle
NOX: 30 mg/MJ bränsle
N2O: 5 mg/MJ bränsle
S-SOX: 5 mg/MJ bränsle
(IVL, 2001)

Naturgaskombikraftvärmeverk
Specifik investeringskostnad inkl naturgasledning Göteborg-Borås, ny kapacitet: 12 Mkr/MW värme (Bjärring et.al., 2003 samt uppgifter om utbyggnad av naturgasnätet på västkusten)

Verkningsgrad: 0,9 MJ nyttig/MJ tillförd (Bjärring et.al., 2003)

Alfavärde (vid maxkapacitet): 1,2 MJ el/MJ värme (Bjärring et.al., 2003)

NH3: 1 mg/MJ bränsle
NOX: 7 mg/MJ bränsle
N2O: 0,5 mg/MJ bränsle
CO2: 57,5 g/MJ bränsle
(IVL, 2001)

Förgasning
Specifik investeringskostnad, ny kapacitet: 18 Mkr/MW värme (Bedömning av BEM (Pär Johansson))

Verkningsgrad: 0,87 MJ nyttig/MJ tillförd
Alfavärde (årsgenomsnitt): 0,39 MJ el/MJ värme
(Profus bedömning utifrån data från BEM (Pär Johansson))

NH3: 0,89 mg NH3/MJ bränsle (Profus bedömning utifrån data insamlade i AvfallsAtlas)
NOX: 50,00 mg NO2/MJ bränsle (Bedömning av BEM (Pär Johansson))

N2O: 0,00 mg/MJ bränsle (Profus bedömning utifrån data insamlade i AvfallsAtlas)
S-SOX: 1,10 % av svavel i bränsle (Bedömning av BEM (Pär Johansson))

[17] Observera att verkningsgraden gäller när man utgår från bränslets effektiva värmevärde. Genom att anläggningen har rökgaskondensering kan en stor del av att fuktens kondenseringsenergi nyttiggöras som värme. Denna energimängd inkluderas inte i beräkningen av det effektiva värmevärdet, vilket förklarar att man kan nå verkningsgrader över 100 %.

Rötning
Specifik investeringskostnad, ny kapacitet: 4 500 SEK/ton kapacitet (BUS-projektet, planerade anläggningar (RVF-Rapport 2005:06))

Metanläckage: 1,00 % av producerad metan (Profus bedömning utifrån data från BEM (Ulf Martinsson))

TS-halt i reaktorn: 2,0 %
Temperatur i reaktorn, termofil: 56,0ºC
(BEM (Ulf Martinsson))

Andel biogas till fackling: 3,5 %
Mängd biogas till värmepanna: 16 000 Nm3
Fördelning av fordonsgas som återstår efter att biogassopbilarnas mängd dras av
- till bussar: 89 %
- till personbilar: 11 %

(Profus bedömning utifrån data från BEM (Ulf Martinsson))

Elbehov gasrening: 2,13 % av energi i biogas
Elbehov komprimering: 1,53 % av energi i biogas
(Profus bedömning utifrån data från Borås Stads Gatukontor, VA-avdelningen (Tony Strandh))

Referenser till Bilaga B- centrala indata i avfalls- och fjärrvärmesystemet

BEM (Borås Energi och Miljö), Johansson Pär, personlig kommunikation

BEM (Borås Energi och Miljö), Martinsson Ulf, personlig kommunikation

BEM (Borås Energi och Miljö), Salomonsson Pauline, personlig kommunikation

M Bärring, O Nyström, P-A Nilsson, F Olsson, M Egard, P Jonsson (2003) El från nya anläggningar 2003, Elforsk rapport 03:14

Borås Stads Gatukontor, VA-avdelningen, Strandh Tony, personlig kommunikation

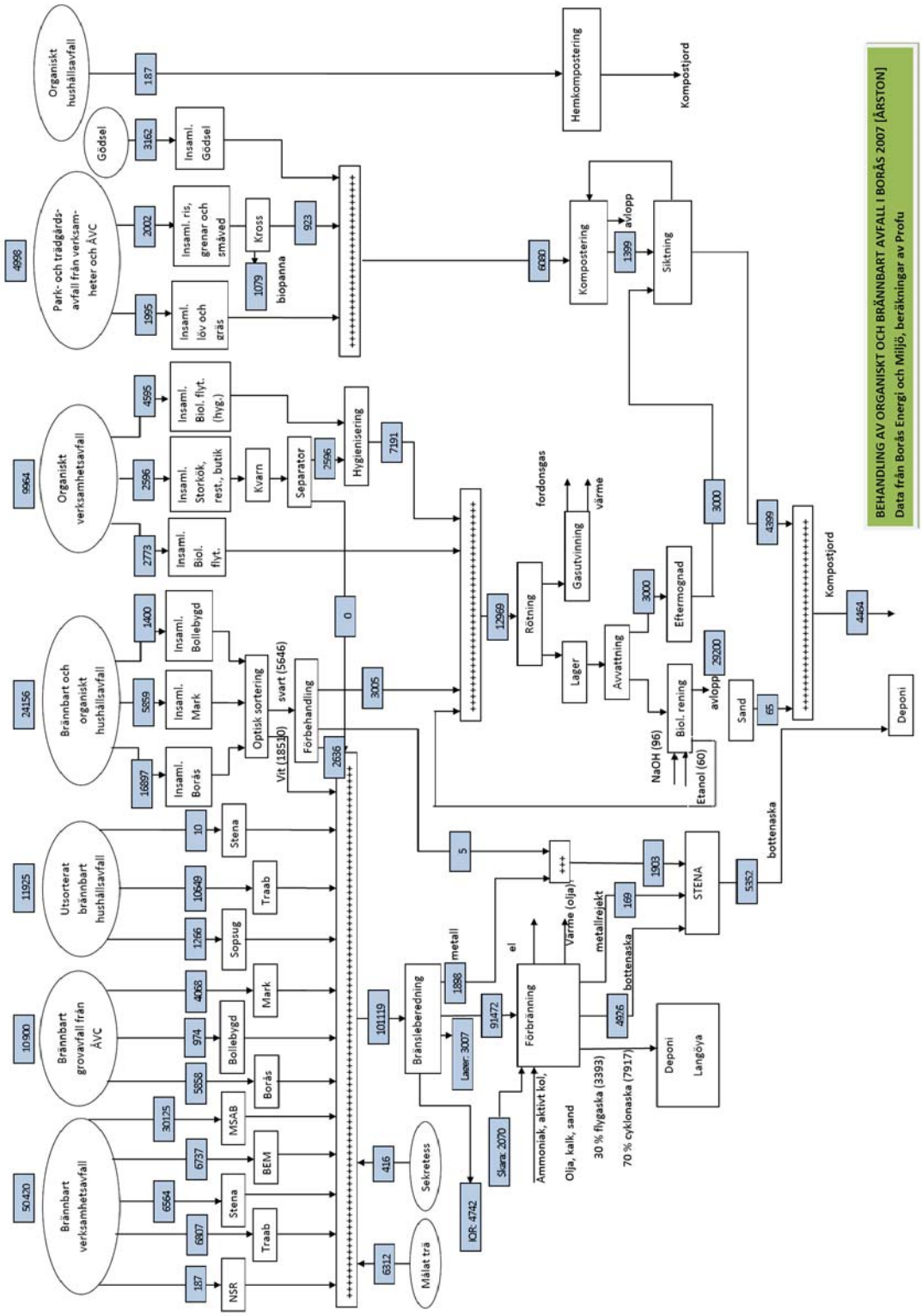
IVL (2001) Miljöfaktabok för bränslen, B 1334B-2, Maj 2001

Optibag

RVF (Svenska Renhållningsverksföreningen) (2005), Utvärdering av storskaliga system för kompostering och rötning av källsorterat bioavfall, En rapport från BUS-projektet, RVF Utveckling 2005:06

Pettersson Ralph, personlig kommunikation 2007-10-30

C Flöden och processer i avfallsbehandlingssystemet i Borås – Systemschema för Orware modellen



WASTE REFINERY
SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut
Box 857, 501 15 Borås
wasterefinery@sp.se
www.wasterefinery.se