Förbehandling av biogassubstrat i systemanalys

My Carlsson, David Holmström,

Anders Lagerkvist och Mattias Bisaillon

Waste Refinery

Förbehandling av biogassubstrat i systemanalys

Pre-treatment of substrates for biogas production – a systems analysis

My Carlsson, David Holmström,

Anders Lagerkvist och Mattias Bisaillon

Projektnummer WR-49
År: 2013

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

Sammanfattning

Den utbyggnad av biogasanläggningar som sker idag svarar mot ett växande behov av biogas som ersättning för fossila drivmedel. Biologiskt nedbrytbara avfall är särskilt attraktiva som substrat och nationella riktlinjer styrker ett vidare nyttjande av dessa.
Emellertid kan avfallens hela biogaspotential sällan nyttjas och problemet beror dels på att det biologiskt behandlingsbara materialen kan vara förorenade med annat och dels på att nedbrytningsgrad och –hastighet kan vara begränsande. I båda fallen behövs förbehandlingar för att rena eller göra avfallet till ett mer tillgängligt och snabbare nedbrytbart substrat.

En utvärdering har genomförts av hur både en rening av matavfall och hur förbehandling av vall och hästgödsel genom ångexplosion eller s k extrusion påverkar gasutbyte och även vilka systemeffekter som uppstår m a p miljö, energibalans och kostnader. Systemet som studerats är den biologiska behandlingen kopplat till avfallsförbränning med kraftvärmeproduktion. De tre substrat som nämnts ovan har identifierats som högst relevanta beroende på deras totala potential och potentialen att kunna erhålla en förbättrad effekt genom förbehandlingar.

I projektet har dels befintlig information om de studerade behandlingarna hämtats från forskning och tillämpning och några kompletterande analyser har gjorts. Projektet har drivits av författarna med stöd av en grupp anläggningsägare och en referensgrupp. Under projektet har fyra anläggningar besökts. Anläggningsägare är den primära målgruppen för projektet tillsammans med alla aktörer som involveras i samband med att förbehandlingar etableras.

Matavfallets funktion som substrat begränsas i huvudsak av dess renhet och hur avskiljningen av föroreningar påverkar resterande biogaspotential. Här har effekten av varierande avskiljningsgrad studerats. De förbehandlingar som bedömts ha störst potential för svåra substrat är ångexplosion och extrusion. För alla typer av förbehandlingar gäller att den fukthalt som substratet har påverkar resultatet både på anläggnings- och systemnivå. En minskad vattenhalt leder till effektivitetsökning. För både energibalans och klimatpåverkan är det centralt att förbehandlingen leder till en ökad fordonsgasproduktion. Med de data som använts i projektet räcker ökningar av fordonsgasproduktionen med i storleksordningen 5 % för att förbehandlingen skall ge en minskad klimatpåverkan.

Det kan konstateras att befintlig dokumentation kring substrat och anläggningar brister på många punkter. Det dokumenteras allmänt för lite och ibland används direkt felaktiga mätmetoder. Detta är ett allvarligt problem för branschens utveckling och leder till att anläggningsägare blir beroende av leverantörers information och bedömningar.

En ökad dokumentation och ett ökat informationsutbyte mellan anläggningar behövs för att branschens lönsamhet ska kunna utvecklas. I det arbetet kan det systemanalytiska angreppssätt som använts här vara ett stöd.

Nyckelord: Biogas, förbehandling, energiutbyte, klimateffekt, ekonomi

Summary

The present expansion of biogas capacity responds to a growing demand for renewable vehicle fuels. Biodegradable wastes are attractive substrates and are also prioritized in national policy.

The full potential of the substrates can rarely be used however. This is partly due to impurities, or the availability or degradation speed may be limiting the biogas yield. In both cases there is a need of pre-treaments.

This work deals with the system impacts of pre-treatment aiming to remove impurities in food waste and pre-treatments aiming to improve the biogas yield of horse manure and ley. In the latter case steam explosion and extrusion were the treatments studied. Gas yields and the plant and system impacts on energy, climate and economic were studied. The system includes the biogas plant as well as the impact in supplementary systems for heat and power production. The three named substrates were identified to be highly prioritised due to their total potential and the improvements possible in its realisation.

Existing information from literature and contacts has form the data basis, with the addition of a few supplementary analyses of substrates. The project has been operated by the authors with participation of a group of facility operators and external reviewers. Four plants have been visited during the study. Operators of digestion plants and all interested in developing the efficiency of biogas plants are the main target group for the study.

The rate that the potential yield of food-waste can be utilised depends largely on how efficiently contaminants can be separated without loss of substrate. In this case the separation degree has the main impact on the economy, but not a pronounced climate effect. For all types of pre-treatments the water content of substrates is important, a higher water content is detrimental to economy, energy demand and climate impact. For both the energy balance and the climate impact the generation of vehicle fuel has a large impact. An additional fuel gas generation of only about 5% is enough to offset the climate impact of the pre-treatment.

The available data on substrates and treatments is lacking in several aspects. There is no generic assessment methods applicable for all substrates and some of the used ones are unsuitable. Also the operational data available is limited and not well comparable. It is a serious problem for the development of the business that leads to a sole dependency on the information and assessments of suppliers.

More data exchange within the community of plant operators is needed to develop the efficiency of the business. In this process a system approach like the one used here may be useful as an evaluation tool. For a single plant it may suffice with a work sheet analysis supported with multi-variate data analysis. In either case an improved documentation is essential.

Key words: Bio-gas, pre-treatment, energy, climate, economy

Innehållsförteckning

1 INLEDNING 9

1.1 PROBLEMBESKRIVNING 9
1.2 SYFTE OCH MÅL 9
1.3 AVGRÄNSNINGAR 10
1.4 PROJEKTETS ARBETSGÅNG 10
1.5 LÄSANVISNINGAR TILL RAPPORTEN 10

2 BAKGRUND 11

2.1 FÖRBEHANDLING AV MATAVFALL 11
2.2 FÖRBEHANDLING FÖR ATT FÖRBÄTTRA NEDBRYTNINGEN AV SVÅRNEDBRYTBARA MATERIAL 11
2.3 VAL AV FÖRBEHANDLINGSMETODER OCH AVFALLSSLAG TILL SYSTEMANALYSEN 13
2.4 SYSTEMANALYS 19
2.5 VAL AV ANALYSVARIABLER 21

3 MATERIAL OCH METODER FÖR KARAKTERISERING AV SUBSTRAT 25

3.1 INSAMLING OCH BEARBETNING AV BEFINTLIGA DATA 25
3.2 TESTER OCH ANALYSER FÖR KOMPLETTERANDE DATA 25

4 RESULTAT FRÅN SUBSTRATKARAKTERISERING 27

4.1 UTVÄRDERING AV DATA: MATAVFALL 27
4.2 INDATA TILL MODELL: MATAVFALL 29
4.3 UTVÄRDERING AV DATA: HÄSTGÖDSEL OCH VALLENSILAGE 33
4.4 INDATA TILL MODELL: HÄSTGÖDSEL OCH VALL 35

5 SYSTEMANALYS: MATAVFALL 37

5.1 INTRODUKTION AV REFERENSFALL 37
5.2 STUDERADE FAKTORER 39
5.3 RESULTAT AV SYSTEMANALYS 42
5.4 STUDERADE FAKTORERS PÅVERKAN PÅ ANLÄGGNINGENS EKONOMI 50

6 SYSTEMANALYS: SVÅRNEDBRYTBARA SUBSTRAT 53

6.1 STUDERADE FAKTORER 53
6.2 RESULTAT AV SYSTEMANALYS 54

7 DISKUSSION 63

7.1 ANALYSDATA 63
7.2 ENERGIBALANS 63
7.3 KLIMATVÄRDERING 64
7.4 FÖRBEHANDLINGENS PÅVERKAN PÅ EKONOMIN FÖR SYSTEMET OCH BIOGASANLÄGGNINGEN 66

8 SLUTSATSER 69

9 REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING 71

10 REFERENSER 73

Bilagor

BILAGA A SYSTEMANALYS OCH MODELLER 77

BILAGA B CENTRALA INDATA FÖR SYSTEMANALYS 85

BILAGA C MATERIAL OCH METODER 89

BILAGA D RESULTAT FRÅN TESTER OCH ANALYSER 93

1 Inledning

1.1 Problembeskrivning

Variationen av substrat som tillförs biogasanläggningar ökar och därmed blir det en allt svårare uppgift att driva en biogasanläggning på ett sådant sätt att maximal nytta dras av alla substrat. Variationer i nedbrytbarhet, nedbrytningshastighet och innehåll av störande ämnen begränsar anläggningarnas möjligheter. För att råda bot på problemen med störande ämnen och olika nedbrytningsegenskaper är det av största vikt att avlägsna oönskat material, avdöda patogener samt att öka den totala nedbrytbarheten. Fokus kommer därför alltmer att läggas på förbehandlingar. Idag är förståelsen för och kunskapen om olika förbehandlingars effekt på den totala biogasprocessen långt från fullständig, men det finns ändå möjligheter att bättre använda den kunskap som finns med hjälp av systemanalytiska verktyg.

1.2 Syfte och mål

Projektets syfte är att applicera systemanalys på förbehandlingsmetoder med känd positiv inverkan på processeffektivitet och/eller biogödselkvalitet för att på så vis utvärdera energieffekter av förbehandlingsapplikationer inklusive sidoeffekter och dess miljöpåverkan i form av klimatpåverkan. En ekonomisk bedömning görs också där det finns möjlighet.

Målet är att göra en systemanalytisk beskrivning av effekterna av förbehandling på biogassystemet. Detta skall leda till att:

- Identifiera substrat, med hög relevans för biogasbranschen, som är mottagliga för förbättringar
- Utvärdera kvalitén på tillgänglig information
- Identifiera de mest relevanta faktorerna som påverkar ekonomi och klimateffekter relaterat till förbehandling av matavfall
- Identifiera system där förbehandling av svårnedbrytbara substrat kan leda till positiv energibalans och minskad klimatpåverkan
- Identifiera vilka områden som bör prioriteras för vidare forskning

Projektet verkar inom Waste Refinerys prioriterade verksamhetsområde ”Ekonomisk och miljömässig utvärdering av behandlingstekniker” under Systemanalys samt ”Råvaruoptimering och ökad flexibilitet” och ”Ökat energiutnyttjande och anläggningsoptimering” under Biologisk återvinning av avfall.

De mål i Waste Refinerys verksamhetsplan (kapitel 6.1) som projektet berör är:

- Utifrån ett systemperspektiv, identifiera hur mycket produktionen maximalt kan öka.
- Framtagandet av metoder som kan öka metanutbytet per reaktorvolym med 5 % jämfört med 2009 års medelnivåer
- Utifrån ett systemperspektiv identifiera samordningsvinster som sänker kostnaderna med 20 % för avfallsbehandling.

1.3 Avgränsningar

Inom projektet utförs inga fullskaletester, utan data från tidigare forskning används tillsammans med anläggningsdata och resultat från kompletterande analyser och enklare tester i mindre skala. Med förbehandlingar avses endast de enskilda processteg som beskrivs i texten, andra hanteringssteg före rötning (t ex siktning eller krossning) har inte beaktats såvida de inte är en del av dessa processteg.

1.4 Projektets arbetsgång

Projektet inleddes med en studie av vetenskaplig litteratur och rapporter som behandlar förbehandling av biogassubstrat. Utifrån denna studie togs ett underlag för diskussion med projektgruppen fram. Dessa diskussioner mynnade ut i val av substrat och förbehandlingsmetoder att studera inom projektet samt utformning av en enkätstudie och ett test- och analysprogram.

Resultaten från enkätstudier och tester i kombination med litteraturdata användes för att ta fram indata till systemanalys. Resultaten från tester och analyser utvärderades också för att öka förståelsen för förbehandlingars effekter på biogassubstratens egenskaper. Systemanalysen baseras på erhållen information.

Under arbetets gång har det dykt upp nya frågor som inte fanns med i projektets ursprungliga syfte, dessa berörs i diskussionsavnittet, medan endast de ursprungliga frågorna behandlas i slutsatserna.

1.5 Läsanvisningar till rapporten

2 *Bakgrund* presenterar bakgrundsfakta om de områden som är relevanta för utformandet och förståelsen av studien.
3 *Material och metoder för karakterisering av substrat* beskriver insamling av data och utförandet av kompletterande tester och analyser
4 *Resultat från substratkarakterisering* innefattar utvärdering av data från karakterisering och enkät samt en bearbetning av dessa tillsammans med bakgrundsinfo till indata till systemanalys
5 *Systemanalys: Matavfall* beskriver referensfall, studerade faktorer samt resultat av systemanalys av matavfallsförbehandling
6 *Systemanalys: Svårnedbrytbara substrat* beskriver referensfall, studerade faktorer samt resultat av systemanalys av svårnedbrytbara substrat
7 *Diskussion* Resultaten diskuteras utifrån forskningsfrågor och tillkommande frågor.
8 *Slutsatser* Här besvaras forskningsfrågorna från avsnitt 1.2
9 *Rekommendationer och användning.* Riktat till anläggningsintressenter.

2 Bakgrund

Anaerob nedbrytning av samhällets restprodukter kan bidra till att minska negativa miljöeffekter och sluta kretslopp. Biogasen som bildas är en värdefull förnybar energiresurs och rötresten innehåller viktiga näringsämnen som i största möjliga utsträckning bör återföras till produktiv mark. Inom samtliga tillämpningsområden för anaerob biologisk behandling är det önskvärt att hitta metoder för att maximera metanutbytet samt skynda på nedbrytningsförloppet för att minska reaktorvolymer alternativt öka kapaciteten i befintliga volymer. Ett behov finns även av att effektivt avskilja föroreningar samt avdöda patogener för att underlätta kretsloppet av näringsämnen. Ett flertal potentiellt intressanta förbehandlingsmetoder är mer eller mindre utvecklade för att lösa ett eller flera av dessa problem. Effekten på biogassystemet beror dock till stor del på fallspecifika faktorer såsom rötningsprocessens utformning, resurstillgångar samt hur slutprodukterna ska användas och behandlas. En analys av systemeffekter med avseende på energi- och miljömässiga såväl som ekonomiska konsekvenser av olika förbehandlingar i olika system är därför av största intresse.

Förbehandlingsmetoder kan delas in i två huvudtyper baserat på dess huvudsakliga syfte. När det gäller heterogena substrat som innehåller föroreningar är det nödvändigt att avskilja oönskade fraktioner samt göra materialet mekaniskt hanterbart. Detta gäller framförallt matavfall och denna typ av förbehandling kommer i detta projekt att hänvisas till som *"Förbehandling av matavfall"*. Förbehandling kan också göras med syftet att på olika sätt påskynda eller underlätta nedbrytningsprocessen för svårnedbrytbara material och denna typ kommer i detta projekt att hänvisas till som *"Förbehandling för att förbättra nedbrytningen av svårnedbrytbara material"*.

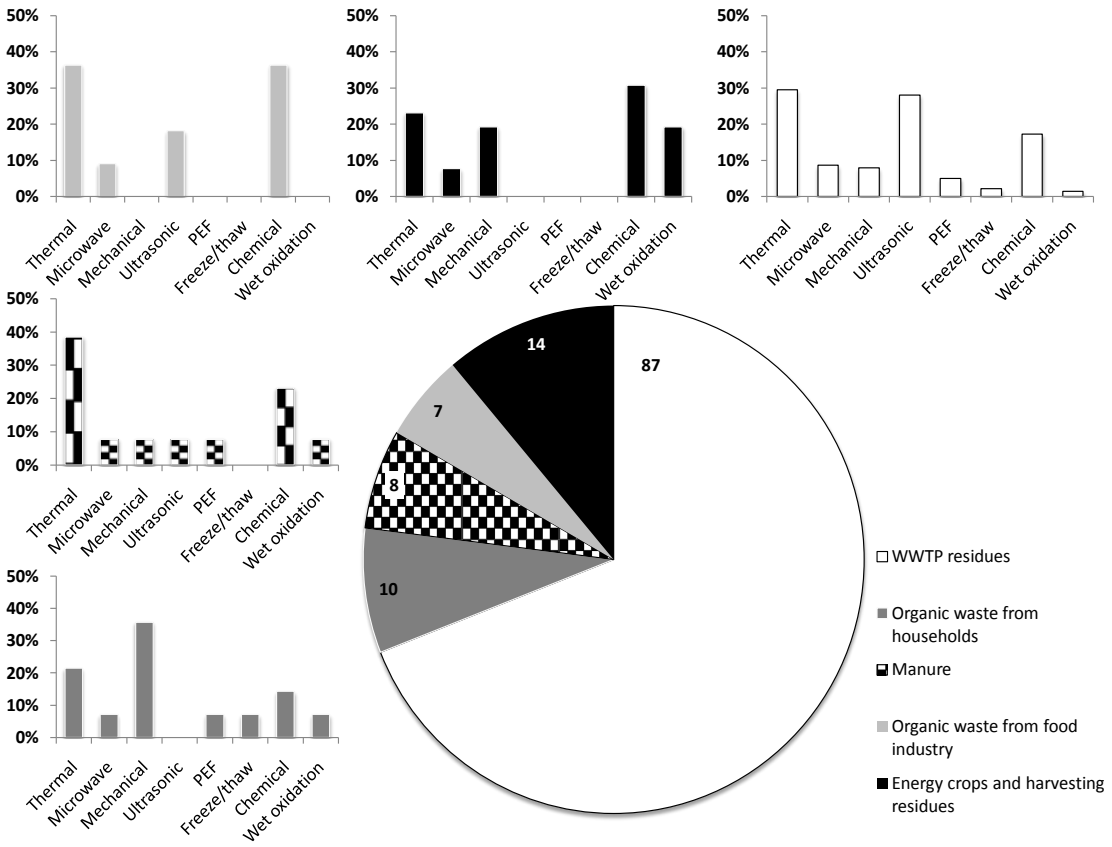
2.1 Förbehandling av matavfall

Vid rötning av heterogena substrat som innehåller mer eller mindre föroreningar är det nödvändigt att avskilja oönskade fraktioner samt göra materialet mekaniskt hanterbart. Detta gäller framförallt matavfall där förbehandling går ut på att sortera ut oönskat material och sönderdela och späda materialet. Målet är att få ett så rent och lätthanterligt material som möjligt samtidigt som energiinsats och förlust av nedbrytbart organiskt material minimeras. En genomgång av olika förbehandlingsmetoder i Sverige har gjorts av Fransson et al [1]. Generellt omfattas förbehandlingen av spädning, homogenisering och separering i olika kombinationer och med olika tekniker. Potentiella problem associerade till denna typ av förbehandling är förlust av nedbrytbart organiskt material, stort spädbehov, dålig separering och mekaniska problem. Utvecklingsbehovet och intresset från anläggningsägare är stort och dessa förbehandlingsmetoder har behandlats relativt flitigt under de senaste åren, bland annat har tre svenska anläggningar utvärderats genom examensarbeten (Eriksson & Holmström [2], Truedsson 2010 [3], Malmquist 2011 [4]) och ytterligare studier har genomförts av Bernstad et al. [5].

2.2 Förbehandling för att förbättra nedbrytningen av svårnedbrytbara material

Förbehandling kan också göras med syftet att på olika sätt påskynda eller underlätta nedbrytningsprocessen av mer eller mindre svårnedbrytbara substrat.

En omfattande studie [6] av den vetenskapliga litteraturen har visat att en rad olika typer av förbehandlingar såsom termiska, mekaniska, och kemiska metoder har applicerats på en mängd olika typer av biogassubstrat (Figur 1).



Figur 1. Förbehandlingsmetoder som applicerats på olika substrattyper i lab- pilot- och fullskalestudier. Cirkeldiagrammet illustrerar antalet tillfällen som varje substrattyp förekommer i kombination med någon förbehandling och stapeldiagrammen illustrerar fördelningen mellan de olika förbehandlingsmetoderna för respektive substrattyp [6].

Figure 1. Substrate pre-treatments applied to different substrate categories in lab-, pilot- and full-scale studies. The pie-chart illustrates the number of times each substrate-type occurs in combination with a pre-treatment and the bar-charts illustrate the distribution among the different pre-treatments for each substrate-type [6].

Överlag tenderar förbehandling att öka nedbrytbarheten och därmed potentiellt biogasproduktionen, framförallt från substrat som innehåller fibrer och/eller bakterieceller. Intressanta substrat är således grödor/odlingsrester, gödsel samt biologiskt slam från avloppsreningsverk. Dock är en ökad biogasproduktion inte nödvändigtvis förknippad med en positiv energibalans eller minskad miljöpåverkan. Insatserna för att uppnå önskad behandlingseffekt (i form av el, värme och/eller kemikalier) måste vägas mot den ökade biogasproduktionen, dessutom måste alla eventuella sidoeffekter och dess konsekvenser vägas in.

Största delen av erfarenheten av effekten av denna typ av förbehandlingar har tagits fram i lab- eller pilotskala och relativt lite erfarenhet finns från processer i fullskala. Den metod

som är mest etablerad i fullskala är termisk förbehandling, men även mekaniska metoder används i viss utsträckning och för behandling av avloppsslam är ultraljudsbehandling relativt välbeprövat.

2.3 Val av förbehandlingsmetoder och avfallsslag till systemanalysen

Valet av förbehandlingsmetoder och avfallsslag som skulle ingå i studien grundade sig på litteraturstudier och erfarenheter hos projektgruppen. Relevansen för samrötningsanläggningar var den faktor som vägde tyngst vid det slutliga urvalet. Matavfall var det substrat som anläggningsrepresentanter ansåg vara mest intressant, men eftersom detta endast representerar den ena typen av förbehandling beslutades att utöver matavfall skulle även två lignocellulosarika substrat studeras, varav det ena skulle utgöras av en gödseltyp och det andra av någon typ av odlingsrest. Hästgödsel och vallensilage valdes med motivering enligt beskrivningar nedan.

När det gäller förbehandlingsmetoder för att förbättra nedbrytningen av svårnedbrytbara material är det för systemanalysen intressant att utvärdera en metod med termisk energiinsats och en som kräver elektrisk energi. Urvalet baserades på vad som ansågs praktiskt tillämpbart i fullskala på valda substrat.

2.3.1 Källsorterat matavfall

Matavfall uppkommer inom hushåll, livsmedelsbutiker, restauranger och skolkök och samlas i Sverige in i två former; Dels tillsammans med annat avfall i en blandad fraktion - restavfall, dels utsorterat vid källan för separat insamling och biologisk behandling. Enligt studien ”Matavfall 2010 från jord till bord” [7] uppgick mängden genererat matavfall i Sverige 2010 till 1 010 000 ton. Den största delen (67%) av detta kom från hushållen och av denna mängd samlades den största delen (80%) in tillsammans med restavfall, medan 20% samlades in separat, så kallat källsorterat matavfall från hushåll. Andelen källsorterat material kommer troligtvis att öka och ett av etappmålen för att nå Sveriges Miljömål är att minst 40 % av matavfallet från hushåll, storkök, butiker och restauranger ska behandlas biologiskt senast år 2018 så att växtnäring och energi tas tillvara, vilket innebär att materialet ska rötas[8].

Samtidigt pågår ett utbrett arbete för att minska avfallsmängderna. Av hushållens matavfall beräknades av Jensen et al [7] att 65% utgörs av så kallat oundvikligt matavfall, medan 35% är så kallat onödigt matavfall, dvs. mat som hade kunnat konsumeras istället för att slängas. Liknande resultat erhölls vid plockanalyser av hushållsavfall från bostadsområden i fem sydsvenska kommuner där i medeltal 33% av den totala mängden matavfall var onödig [9].

Matavfallets sammansättning och därmed dess metanpotential kan skilja sig åt beroende på lokala förutsättningar och insamlingssystem. Litteraturdata som sammanställts i Substrathandboken gällande metanpotential för obehandlat matavfall visade på ett medelvärde av 460 Nm^3 CH_4/ton VS [10].

Enligt Avfall Sverige [11] behandlades ca 200 000 ton matavfall vid biogassanläggningar under 2011, vilket motsvarar ca 20 % av genererat matavfall. Denna andel kommer troligtvis att öka i enighet med Sveriges miljömål, samtidigt som totala mängden genererat avfall kan komma att minska. Den del som då minskar är det onödiga matavfallet, vilket kommer att påverka matavfallets sammansättning och därmed dess metanpotential [12].

Motiv för att inkludera källsorterat matavfall i systemanalysen:

- Stort intresse från branschen
- Utvecklingspotential i förbehandlingen

2.3.2 Hästgödsel

Gödsel förekommer i flertalet varianter baserat på djurslag och uppsamlingssätt; nöt/svin/fjäderfä/häst och flyt/fast/djupströ. Gödsel har i regel bra näringssammansättning och alkalinitet som stabiliserar biogasprocessen, men har relativt lågt energiinnehåll. Eftersom materialet innehåller patogener och måste det hygieniseras om det behandlas i en samrötningsanläggning. Svin- och fjäderfägödsel ger generellt mer gas än gödsel från idisslare. Flytgödsel innehåller mycket vatten som ger dyra transporter medan fastgödsel innehåller svårnedbrytbart bäddmaterial och egenskaperna beror till stor del på typ och mängd av detta. Gödsel från hästar representerar en relativt outnyttjad potential för biogasproduktion, men på senare tid har intresset ökat för materialet.

Enligt statistik som sammanställts av Jordbruksverket uppgick år 2010 antalet hästar i Sverige till 362 700 och antal hästhållare till 77 800. 75 % av hästarna och 67 % av platserna med häst finns inom eller nära tätorter [13]. Gödselproduktionen per häst beror på hästens storlek, funktion och på typ och mängd använt strömaterial. Enligt något äldre uppgifter från Jordbruksverket produceras ca 2 miljoner ton hästgödsel per år, vilket motsvarar ca 10% av den totala gödselmängden från alla husdjur i landet [14].

Hästgödsel består av en blandning av träck, urin, strömedel, foderrester och vatten. Främmande föremål såsom balsnören, träbitar, stenar, hästskosöm och engångshandskar kan också förekomma. Träck och urin samlas upp tillsammans med strömedlet, som har till uppgift att suga upp vätska och erbjuda hästen ett torrt, rent, mjukt och värmeisolerande underlag. De vanligast förekommande strömedlen är halm, spån och torv [14]. Enligt Jordbruksverkets statistik 2010 använde sig 70 % av hästhållarna av spån, 42% av halm, 20% av torv och 3% av annat bäddmaterial, som kan vara pappersströ samt spån- och halmpellets, i vissa fall också sand och bark (dessa tal baseras på antal hästhållare, inte på antal hästar) [15].I detta projekt har hästgödsel med halmströ valts ut, eftersom detta är mer lämpligt för biogasproduktion än spån.

Hästgödsel är relativt torrt, runt 30 % TS, till följd av den stora andelen strömaterial, som kan utgöra uppemot 90% av vikten [14]. Den stora andelen strömedel bidrar till en hög kol/kväve-kvot och till låg nedbrytbarhet. Metanpotentialen från hästgödsel är enligt litteraturen ca 170 Nm^3 CH_4/ton VS [10].

Användandet av hästgödsel varierar, men den största delen av hästhållarna (62 %) spred 2010 gödseln på egen mark, 33 % fick gödseln omhändertagen av en annan lantbrukare och 11 % av någon annan än lantbrukare [15]. Hästanläggningar i anslutning till tätort, travbanor och andra större hästhållare har ofta ingen egen areal att sprida gödseln på, vilket försvårar avsättningen. Gödseln får inte deponeras, ett alternativ är att gödseln förbränns i en fjärrvärmeanläggning [14]. Vid denna hantering går dock näringsämnena i gödseln förlorade. Genom rötning av hästgödsel kan både energin och näringsämnena i hästgödseln tas tillvara. Näringen omvandlas också till en mer lättillgänglig form i rötningsprocessen och gödseln blir lättare att sprida efter nedbrytning och kan därför bli mer attraktiv för

lantbrukare. Kreuger och Björnsson [16] framhöll att hästgödsel behöver finfördelas eller spädas för att kunna behandlas i en våtrötningsprocess och föreslog därför en torrötningsprocess i två steg. Dock visade det sig vid försök att materialets struktur medförde en ojämn genomströmning och därmed nedbrytning. En blandning med andra material eller någon förbehandling för att förbättra egenskaperna föreslogs. Andra föreslagna åtgärder för att underlätta rötning av hästgödsel är att byta strömaterial till halmpellets, som är mer lättarbetat i en biogasanläggning [17].

Låg nedbrytbarhet och mekaniska begränsningar utgör hinder för rötning av hästgödsel. Förbehandling av hästgödsel har hittills inte ägnats stort fokus, men förbättringspotentialen för hästgödsel med halm som strömedel bör vara likvärdig den för halm, vars nedbrytningsegenskaper har visat sig kunna påverkas positivt av förbehandling.

Motiv för att inkludera hästgödsel i systemanalysen:

- Representerar en outnyttjad biogaspotential
- Höga kostnader för omhändertagande idag
- Rötning kan förbättra gödselegenskaperna
- Låg nedbrytbarhet med potentiell förbättring genom förbehandling
- Materialets struktur medför praktiska begränsningar för rötning som kan övervinnas med förbehandling

2.3.3 Vallensilage

Vall är en blandning av baljväxter och gräsväxter som traditionellt används dels som gröngödsling/jordförbättring, dels i form av ensilage som djurfoder. Kvävefixeringen hos baljväxter medför att kvävegödslingsbehovet är lägre än för andra grödor och gräsväxternas förgrenade rotsystem kan bidra till att minimera kväveläckage till omgivningarna [18].

De potentiella mängderna vallgröda som kan användas till biogasproduktion beror på vilka markarealer som inkluderas i beräkningarna. I rapporten *Den svenska biogaspotentialen från inhemska restprodukter* från 2008 inkluderades endast den vall som idag används till gröngödsling, och som kan räknas som en restprodukt. Mängden gröngödslingsvall i Sverige som kan göras tillgänglig för biogasproduktion uppskattades då till 11 250 ton TS/år, vilket motsvarar en odlingsareal på 4 348 ha och i beräkningarna inkluderades 25 % förluster vid skörd och hantering [19]. Beräkningar baserat på den åkerareal som låg i träda samt den som användes för odling av exportspannmål under 2004 visade på en total areal på 470 000 ha som skulle potentiellt skulle kunna användas för vallodling [20].

Vallens sammansättning avseende närings- och energiinnehåll samt nedbrytbarhet beror, förutom på växtsammansättningen, till stor del på när den skördas [21]. Innehållet av baljväxter medför att materialet kan ha relativt högt kväveinnehåll. Dock innehåller växtmaterial i regel för låga halter av vissa spårämnen för att kunna rötas stabilt utan tillsats av spårämnen eller samrötning med kompletterande substrat. Dessutom håller materialet en hög TS-halt (~30%) och behöver antingen spädas eller samrötas med ett tunnare och/eller mer lättnedbrytbart substrat för att praktiskt kunna behandlas i en våtrötningsprocess [22]. Metanpotentialen är enligt litteraturen ca 300 Nm^3 CH_4/ton VS [10].

Vallensilage används som substrat i Svensk Växtkrafts biogasanläggning i Västerås som har kapacitet att tillsammans med matavfall och fettavskiljarslam röta ca 5 000 ton vallgrödor per år. Ekonomiska analyser har visat att det är svårt att få lönsamhet vid biogasproduktion från vall under dagens svenska förhållanden. Detta förklaras av att det generellt är dyrt att producera biogas från grödor samt att vall ger ett relativt lågt biogasutbyte [23]. Odling av vall för biogasutvinning och användning av biogödseln i lantbruket har dock flera miljömässiga fördelar [24]. Detta uppmärksammades i Energimyndighetens förslag till sektorsövergripande biogasstrategi från 2010 [25] och Jordbruksverket har inom sitt Landsbygdsprogram föreslagit ekonomiskt stöd för odling av vallgröda i södra Sverige som en åtgärd för att minska kväveläckage, förbättra jordkvalitén och öka den biologiska mångfalden [26]. Detta kan förbättra förutsättningarna för biogasproduktion från vallgröda i området. För att uppnå lönsamhet behöver dock metanutbytet från vall förbättras [27].

Vid rötning av substrat som medför en produktionskostnad är det av stor vikt att ett högt metanutbyte erhålls. För växtbaserade material kräver detta relativt långa hydrauliska uppehållstider. Detta gör vall intressant ur förbehandlingssynpunkt eftersom förbehandling kan leda till en ökad nedbrytningshastighet. En förbehandling ändrar också materialets struktur, vilket kan förbättra omblandnings- och pumpningsegenskaperna hos både substrat och biogödsel. Detta skulle minimera tekniska problem och möjliggöra rötning med mindre spädning och därmed mer effektivt utnyttjande av rötkammarvolymen [24].

Motiv för att inkludera vallensilage i systemanalysen:

- Det finns en produktion av vall som inte används
- Det behandlas i en av de i projektet deltagande anläggningarna
- Positiva miljöeffekter vid odling
- Förbättrat metanutbyte anses nödvändigt för lönsamhet och kan förbättra möjligheten att uppnå hållbarhetskriterer
- Förändrad struktur kan medföra tekniska fördelar

2.3.4 Teknik för förbehandling av matavfall

Intresset har varit stort från biogasbranschens sida de senaste åren att bättre utvärdera och undersöka förbättringsmöjligheter relaterade till förbehandling av matavfall. I samband med detta har också fler system kommit ut på marknaden. Gemensamt för förbehandlingssystemen är att de innefattar processer för spädning, sönderdelning och separering och att de ger upphov till en rötbar fraktion – *accept* – och en eller flera *rejekt*-fraktioner som kräver annan behandling. En kortfattad beskrivning av förbehandlingsprocessen följer nedan, för mer detaljeras beskrivning hänvisas till Fransson et al [1], som har inventerat tillgängliga svenska tekniker och befintliga anläggningar för behandling av matavfall för biogasproduktion.

Matavfall som ska våtrötas behöver spädas för att kunna hanteras i systemet med pumpar och omrörare. Spädningen sker i regel före eller i kombination med homogeniseringssteget genom tillsats av vatten eller annat spädmedium, som kan vara någon typ av flytande avfallsfraktion eller avvattnad rötrest. Den tillsatta volymen vatten påverkar hur stor volym accept som ska behandlas och därmed värmas upp i rötkammaren och transporteras vidare till åkermark. Det påverkar också koncentrationen av näringsämnen i rötresten, vilket kan vara av betydelse för lantbrukarna. Det är därför ofta önskvärt att minimera spädningen

med vatten för att minska rötkammarvolymer/öka uppehållstid, minimera transporter och göra rötresten mer attraktiv. Hänsyn måste dock tas till praktiska begränsningar i pumpar, värmeväxlare och omrörare [28].

Det inkommande matavfallet är inneslutet i pappers- eller plastpåsar eller annan typ av förpackningsmaterial och innehåller stora bitar. Det behöver därför sönderdelas/homogeniseras för att det ska bli hanterbart och mer lättnedbrytbart. Principer för homogenisering, varav en förbehandlingsanläggning innefattar en eller flera, är kvarn och kross, mixer, pulper och disperger. En partikelstorlek under 12 mm krävs enligt ABP-förordningen (förordningen om animaliska biprodukter) och en mindre partikelstorlek gör materialet mer mekaniskt lätthanterligt och det omsätts snabbare i rötkammaren. Om materialet är alltför finfördelat kan det dock försvåra efterföljande separering av föroreningar.

Syftet med separeringen är att avskilja oönskat material från det rötbara materialet. En första grov separering kan ske innan själva förbehandlingen genom okulär identifiering och manuell utsortering av större synliga föroreningar. Separering kan också delvis ingå i samma steg som homogeniseringen genom uttag av tyngre material i botten och lättare vid ytan, men oftast förekommer också ett separat separeringssteg efter homogenisering. Separering kan ske med olika principer exempelvis magneter som separerar metall och siktar som separerar material med olika partikelstorlek. Skruvpress kan användas för att separera en vätskefas med liten partikelstorlek, i storleksordningen 10 mm. Materialet pressas då framåt med hjälp av en skruv i en cylinder med hål i mantelytan där vätska och små partiklar separeras. Det största problemet med separering av förorenande material är att en stor del rötbart material riskerar att följa med, varpå näring och potentiell metangas går förlorat.

Enligt Fransson et al [1] varierar energibehovet vid svenska förbehandlingsanläggningar mellan ca 10 och 50 kWh/ton, med ett medelvärde på 28 kWh/ton. Enligt samma studie varierar TS-halten i acceptfraktionen mellan ca 9 och 23%, med ett medelvärde på 14,2% och mellan 5% och 40% av inkommande våtvikt kan hamna i rejektfraktionen, med ett medelvärde på ca 18,5%. Fallstudier har visat att mellan 9-28% av metanpotentialen och 13-32% av kvävet går förlorat i förbehandlingsprocessen [5]. Rejektfraktionen som uppkommer i förbehandlingen går vanligtvis till förbränning, men den kan även komposteras och försök har gjorts med torrötning för att öka metanutbytet från matavfallet [29].

Intresset är stort för optimering av förbehandlingen med avseende på energiinsatser, rejektmängder och spädningsbehov, men erfarenheterna av effekterna av de olika faktorerna i ett systemperspektiv är begränsade.

Motiv för att inkludera matavfallsförbehandling i systemanalysen:
Undersöka systemeffekter av:

- Förlust av nedbrytbart organiskt material
- Energiinsats i förbehandlingen
- Spädning/TS-halt i accept

2.3.5 Ångexplosion

Ångexplosion innebär förbehandling vid hög temperatur (upp till 240°C) och högt tryck (upp till 33,5 bar) genom tillsats av ånga, vilket följs av en hastig trycksänkning. Den höga temperaturen leder till hydrolys av komplexa organiska föreningar och vid trycksänkningen orsakar vätskan i materialet en ”explosion” vilket bryter upp cellväggarna och förändrar materialets struktur. Temperaturer runt 180-200°C med exponeringstider runt 10-15 minuter anses lämpliga för behandling av lignocellulolsarika material. De potentiella positiva effekterna på biogasprocessen är att materialet blir mer nedbrytbart, att nedbrytningen går snabbare och att mekaniska problem i samband med pumpning, omblandning och bildande av svämtäcke minskar [30]. Möjliga negativa effekter är att svårnedbrytbara eller toxiska föreningar kan bildas vid höga temperaturer och/eller att organiska material går förlorat vid behandlingen [6]. En sidoeffekt av ångexplosion är att det behandlade materialet hygieniseras.

Förbehandling med ångexplosion av halm har i labskala visat sig kunna öka metanpotentialen med 20% [30], men effekten i en kontinuerlig process beror på materialets egenskaper och processens utforming. Tekniken används i fullskala främst för behandling av kommunalt avloppsslam [31], [32].

Ångexplosion kräver en stor energiinsats i form av ånga. Till viss del kan ångan återanvändas i processen för att förvärma materialet [32] och värme kan också tas tillvara genom värmeväxling då behandlat material ska ner till rötkammartemperatur. I systemperspektiv är det intressant hur och var ångan genereras. I litteraturen föreslås att spillvärme från elproduktion av biogasen används för att generera ånga [31]. I ett svenskt system med produktion av fordonsgas finns dock inte denna möjlighet.

Motiv för att inkludera ångexplosion i systemanalysen:

- Metod som idag tillämpas i fullskala
- Metod med insats av termisk energi
- Metod som kan möjliggöra våtrötning av nya substrat
- Intressant att undersöka:
    - ✓ hur metoden passar in i det svenska systemet med fordonsgasproduktion
    - ✓ systemeffekter av hur och var ånga genereras
    - ✓ systemeffekter av att behandla material som behöver respektive inte behöver hygieniseras

2.3.6 Extrusion

Extrusion är en metod som traditionellt används för att behandla och forma plast eller metall, men som på senare tid också applicerats på biologiskt lignocellulosarikt material för att förbättra dess egenskaper som substrat till etanol- eller biogasproduktion.

Materialet transporteras i behandlingen mellan två motgående roterande skruvar, vilket medför att det utsätts för högt tryck och stora skjuvkrafter som minskar partikelstorleken hos lignocellulosarikt material och ökar dess vattenabsorberande förmåga. Friktionen medför också en värmeutveckling i materialet, vilket ytterligare påverkar dess nedbrytningsegenskaper. Temperaturen i behandlat material kan enligt leverantören Lehmann uppgå till 180°C, men temperaturökningen beror på behandlingsinställningar och

på materialets beskaffenhet. I försök som utfördes med utrustning från leverantören Promeco uppgick temperaturen till ca 100°C vid behandling av halm med 85 %TS, medan den för majs med 38 %TS uppgick till 60°C [33]. I ett annat försök med utrusning från Lehmann ökade temperaturen vid behandling av halm med 33°C och vid behandling av gräs med 16°C, vilket korrelerade med TS-halten [34]. I slutet av skruven faller trycket hastigt, vilket kan bidra ytterligare till strukturförändring av materialet.

Extrusion har i laborativa studier visat sig öka uppmätt BMP (biokemisk metanbildningspotential) från vall med 26 %, i halm med 21 % [35] och i hästgödsel med 28 % [36]. En studie visade att effekten på metanproduktionen från både gräs och halm var väldigt hög då den avlästes efter 28 dagar, men efter 90 dagar syntes ingen signifikant effekt. Det var alltså nedbrytningshastigheten och inte den totala nedbrytbarheten som ökade [34]. En ytterligare potentiell positiv effekt på biogasprocessen är en minskad energiinsats för omrörning när materialets struktur förändras. Däremot kan extrusion troligtvis inte användas som hygieniseringsmetod eftersom det är svårt att garantera att materialet håller en viss temperatur under en bestämd tid. Med lämplig processutformning kan dock eventuellt en del av värmen i materialet tas tillvara så att energiinsatsen för hygieniseringssteget minskar.

Extrusion kräver insats av elektrisk energi; ju torrare material desto högre energiinsats. Enligt leverantören Lehmann åtgår 6-14 kWh/ton material som håller 25-30% TS-halt och enligt en studie av Hjort et al [34] åtgick 4-10 kWh/ton material då växt- och gödselsubstrat med TS-halter mellan 20-91% behandlades. I denna studie påvisades att den elektriska energiinsatsen var lägre än den elektricitet som kunde produceras från den extra biogas som producerats till följd av behandlingen. I ett svenskt system med fordonsgasproduktion ska dock systemeffekterna av den elektriska energiinsatsen relateras till effekterna av en ökad fordonsgasproduktion.

Motiv för att inkludera extrusion i systemanalysen:

- Metod som idag tillämpas i fullskala
- Metod med insats av elektrisk energi
- Metod som kan möjliggöra våtrötning av nya substrat
- Intressant att undersöka:
    - ✓ hur metoden passar in i det svenska systemet med fordonsgasproduktion

2.4 Systemanalys

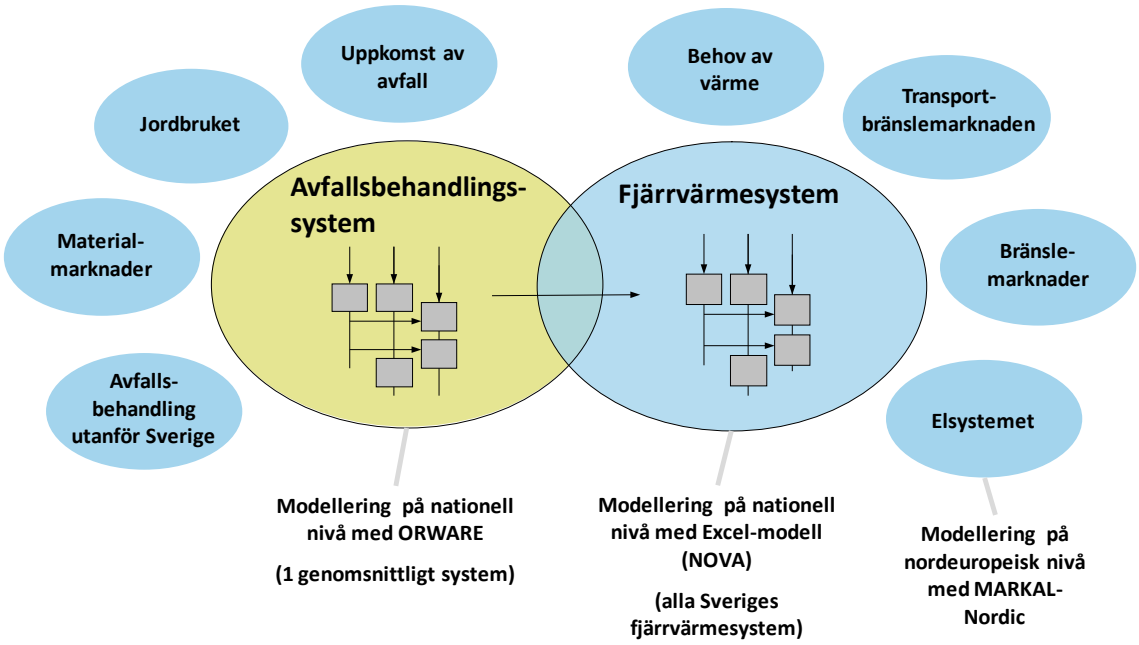
Inom ramen för projektet utvärderas hur olika förändringar i förbehandling av rötbara substrat ur ett systemperspektiv. Med systemperspektiv menas att de olika delarna i ett avfallssystem och deras inbördes relationer ingår, såväl som avfallssystemets beroende av omgivningen som t.ex. energi- och transportsystem.

Eftersom avfall även är en viktig del av energisystemet genom exempelvis förbränning (fjärrvärme, el) och biogasproduktion (värme, el, fordonsgas) så omfattar utvärderingen både avfalls- och energisystemet. I Figur 2 ges en schematisk beskrivning av avgränsningen för avfalls- och energisystemet och hur det interagerar med andra viktiga tekniska system i dess omvärld. Avfallssystemet illustreras med gulgrön färg och benämns ”Avfallsbehandlingssystem”.

De system som tillhör omgivningen är markerade med blå färg i Figur 2. Flera av dessa interagerar tydligt med avfallsbehandlingssystemet. För att beskriva konsekvensen av en förändring i systemet (t ex introduktion av en viss typ av förbehandling) och därmed beskriva den resulterande miljömässiga och ekonomiska effekten av denna förändring, måste effekterna även i dessa omkringliggande system studeras och kvantifieras. Hur denna omvärld beskrivs och modelleras 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.

Ett av de viktigaste omvärldssystemen är fjärrvärmesystemet. Inom begreppet fjärrvärmesystemet återfinns även elproduktion från kraftvärmeanläggningar kopplade till fjärrvärmesystemet. Fjärrvärmesystemet är viktigt för analyserna och studeras med en separat modell (NOVA-modellen). I praktiken innebär en modellstudie en iteration mellan två modeller, ORWARE för avfallssystemet och NOVA för fjärrvärmesystemet. NOVA används för att modellera de individuella fjärrvärmesystem som påverkas av förändrad avfallsförbränning. Bägge dessa modeller beskrivs mer i detalj i bilaga A.

För el är utsläppskonsekvenserna extra svåra att lägga fast. Skälet är att elen i sig inte har några utsläpp, utan utsläppen är kopplade till elproduktionens egenskaper. För el är det ingen enkel sak att identifiera denna elproduktion eftersom elen produceras i ett stor antal kraftverk med helt olika egenskaper. Kraftverken är anslutna till ett sammankopplat nordeuropeiskt elsystem. Den resulterande produktionsmixen påverkas av elanvändningsförändringar. I denna studie görs värderingen av elens specifika koldioxidutsläpp baserat på en långsiktig marginalbetraktelse. I stort innebär detta synsätt att man med hjälp av modellberäkningar studerar hur en förändring av elanvändningen förändrar produktionsmixen (se bilaga A.3).



Figur 2. Studerade system och använda modeller.

Figure 2. Studied systems and used models.

I analysen studeras normalt förändringen av utsläpp till följd av en viss förändring. Praktiskt sett beräknas effekten som differensen mellan två modellkörningar:

- En referenskörning

- En körning där den tänkta åtgärden genomförs (t.ex. introduktion av en viss typ av förbehandling)

Den ekonomiska analysen utförs på ett liknande sätt som för utsläppen. Men en väsentlig skillnad är att priser används för att hantera relationen mellan avfallsbehandlings- och fjärrvärmesystemet och omvärlden. Som exempel säljs fordonsgas till marknadspris på transportbränslemarknaden och ger en intäkt till avfallsbehandlingssystemet. På så sätt kan en nettokostnad (kostnader – intäkter) beräknas för avfalls- och fjärrvärmesystemet.

2.4.1 Delmodell rötning i ORWARE

Beräkningar för anaerob nedbrytning i ORWARE tar hänsyn till det organiska materialets sammansättning med avseende på, fett, proteiner, cellulosa, hemicellulosa, lignin och snabbt nedbrytbara kolhydrater. Den beräknade metanpotentialen hos de olika komponenterna baseras på dess kolinnehåll, dess nedbrytbarhet och på metanhalten i den biogas som produceras. Dessutom tas det hänsyn till ligninets förmåga att förhindra nedbrytning av cellulosa och hemicellulosa. Metanproduktionen från den kontinuerliga rötningsprocessen beräknas utifrån metanpotentialen och nedbrytningshastigheten för de olika komponenterna i kombination med uppehållstiden i rötkammaren [37]. Beräkningsmetoden specificeras vidare i Bilaga A.

Matavfallsvektorn[1] som används i ORWARE togs fram 1996 och beskrivs i Sonesson och Jönsson [38]. Här påpekas att det råder bristande kunskaper om sammansättningen av matavfall och vektorn baseras därför på en kombination av generella uppgifter om sammansättningen på livsmedel och uppgifter publicerade i litteraturen. Som en del av detta projekt har matavfallsvektorn modifierats i enighet med analysdata och aktuella publikationer. Dessutom har nya vektorer för vallensilage och hästgödsel tagits fram. ORWARE-vektorer för matavfall, hästgödsel och vallensilage presenteras i Bilaga A.1.3.

2.5 Val av analysvariabler

För att ett substrat ska kunna beskrivas enligt modellens vektor behöver dess sammansättning analyseras. Karakterisering av heterogena substrat med avseende på komponenter relevanta för dess rötningsegenskaper är förknippat med en hel del utmaningar. I detta avsnitt presenteras vilka överväganden som gjorts i samband med att metoder för karakterisering valts ut till denna studie.

De substrat som behandlas i studien är heterogena vilket försvårar uttag av representativa delprover. En provtagningsmetod för representativa och homogena delprover från matavfall har utvecklats av la Cour Jansen et al [39]. Ofta är dock resurserna begränsade och mer eller mindre förenklade metoder tillämpas [5], [2]. Ett lämpligt

[1] I ORWARE beskrivs olika avfalls sammansättning i vektorer med vilka beräkningar görs. Matavfallsvektorn används för att göra beräkningar med matavfall.

provtagningsförfarande bör dock alltid innefatta ett första uttag av en relativt stor provmängd, gärna ett samlingsprov av delprover uttagna med jämna mellanrum över en viss tidsperiod. Från detta större prov tas sedan en mindre representativ delmängd ut och homogeniseras eller behandlas på annat lämpligt sätt för att sedan delas upp ytterligare till de olika analyserna.

Bestämning av TS-halt i substrat som innehåller flyktiga ämnen, exempelvis flyktiga fettsyror (VFA), är problematiskt eftersom en stor del av dessa kan gå förlorade vid analysen. Detta leder till att även innehållet av organiskt material i form av VS underskattas och egenskaper som anges i relation till TS eller VS, som exempelvis metanpotential, överskattas. Problematiken har framförallt uppmärksammats för ensilerat material (Kreuger et al 2011), men även matavfall kan innehålla relativt höga halter av VFA. Det kan också vara av stor vikt vid utvärdering av förbehandling vid hög temperatur eftersom att flyktiga ämnen både kan produceras som en effekt av förbehandlingen och försvinna genom förångning under behandlingen. Enligt Kreuger et al [40] är den traditionella metoden för bestämning av TS och VS olämplig för alla material som innehåller betydande halter av flyktiga ämnen och en metod för korrigering föreslås. I föreliggande studie anges TS och VS utan korrigering för eventuell förlust av flyktiga ämnen. Analyser av viktiga flyktiga ämnen har dock genomförts och resultaten vägs in vid utvärderingen av data. Prover som torkats för analys av värmevärde och elementaranalys har torkats vid lägre temperatur för att minska förlusterna.

Proteinhalt är svår att mäta direkt, bestäms ofta indirekt som:

$$Protein = (Kjeldahlkväve - NH_4N) * 6{,}25$$

där 6,25 är en omvandlingsfaktor för kväve till protein som innebär att proteiner innehåller 16 % kväve.

Kolhydrater anges ibland förenklat som den andel av VS som inte är fett eller protein. Detta ger dock inte tillräcklig information för att bestämma ett substrats rötningsegenskaper eftersom denna fraktion innefattar såväl lättnedbrytbara som svårnedbrytbara kolhydrater samt lignin och plast som har väldigt låg nedbrytbarhet. I föreliggande studie har valts att analysera lignin, ADF (Acid Detergent Fibre) och NDF (Neutral Detergent Fibre). Cellulosa kan sedan beräknas som differensen mellan ADF och lignin, medan hemicellulosa beräknas som differensen mellan NDF och ADF.

I brist på tillfredställande analysmetod baseras kvantifiering av plastinnehållet i totala matavfallet på plockanalyser och plastinnehållet i accept baseras på en okulär metod för bestämning av synliga föroreningar >2 mm. Den senare är också ett mått på acceptets renhetsgrad. Endast synliga plastföroreningar inkluderas alltså.

Socker och stärkelse kan analyseras med direkta metoder, men beräknas i denna studie som:

$$Socker + Stärkelse = VS - plast - lignin - fett - protein - hemicellulosa - cellulosa$$

Eftersom det finns en stor osäkerhet i många av analysmetoderna har elementaranalys (C, H, N) och kalorimetrisk analys gjorts för att öka förklaringsgraden. Dessutom har försök gjorts att analysera COD, BOD och TOC, som kan ge värdefull information om nedbrytbarhet och metanpotential, men som kan vara problematiska då de tillämpas på heterogena partikulära material.

Metanpotentialen i substraten bestäms med BMP-tester. Svårigheter förknippade med tolkning och analys av dessa tester diskuteras bland annat i ”Handbok metanpotential” [41], som fram sammanfattar kunskap från vetenskaplig litteratur och rapporter samt från en svensk referensgrupp av personer som är aktiva utförare av BMP-tester.

3 Material och metoder för karakterisering av substrat

3.1 Insamling och bearbetning av befintliga data

Data angående valda förbehandlingsmetoder och avfallsslag inhämtades från tidigare forskning och anläggningar.

Inledningsvis i projektet utfördes en enkätstudie på de förbehandlingsanläggningar för matavfall som ingick i projektgruppen. Enkäten syftade till att identifiera likheter och skillnader mellan anläggningarna med avseende på exempelvis teknisk utformning, energianvändning och andel accept.

Data kombinerades och bearbetades för att kunna hanteras i modellen. En utvärdering av tillgänglig information och data gjordes för att bedöma dess trovärdighet och användbarhet. Utifrån denna utvärdering identifierades vilka kompletterande tester som behövde göras. De anläggningar som ingår i studien besöktes av arbetsgruppen. Syftet var att öka förståelsen för processerna och de möjligheter och utmaningar som är förknippade med dessa för att på så vis underlätta modelleringen.

3.2 Tester och analyser för kompletterande data

De tester och analyser som ansågs nödvändiga/intressanta för att komplettera befintlig information om aktuella substrat med avseende på rötningsegenskaper och förbehandlingspotential presenteras här. Mer detaljerad metodbeskrivning finns i Bilaga C.

3.2.1 Karakterisering av accept- och rejektfraktioner från förbehandling av källsorterat matavfall

Prover togs ut på rejekt och accept från två anläggningar (Anläggning A respektive B) samt endast accept från en anläggning (Anläggning C). 3-5 delprover togs ut under 4-8 timmar och blandades till ett samlingsprov som transporterades till laboratoriet antingen inom en timme eller inom 24 timmar i kyld transport. Proverna homogeniserades och späddes vid behov innan det delades upp i delprover som skickades till olika laboratorier för analys. Prover till BMP-tester genomgick ingen homogenisering mer än att rejekt från anläggning A, som var väldigt heterogent, klipptes ner till maximalt 2 cm partikelstorlek. Provhanteringen beskrivs mer detaljerat i Bilaga C, där också genomförda analyser specificeras.

3.2.2 Karakterisering av hästgödsel och vallensilage

Vallensilage skickades från Svensk Växtkrafts biogasanläggning i Västerås och hästgödsel med halm som strömedel hämtades från ett stall utanför Lund. Provhanteringen beskrivs i Bilaga C, där också genomförda analyser specificeras.

3.2.3 Förbehandlingstest med ångexplosion av hästgödsel och vallensilage

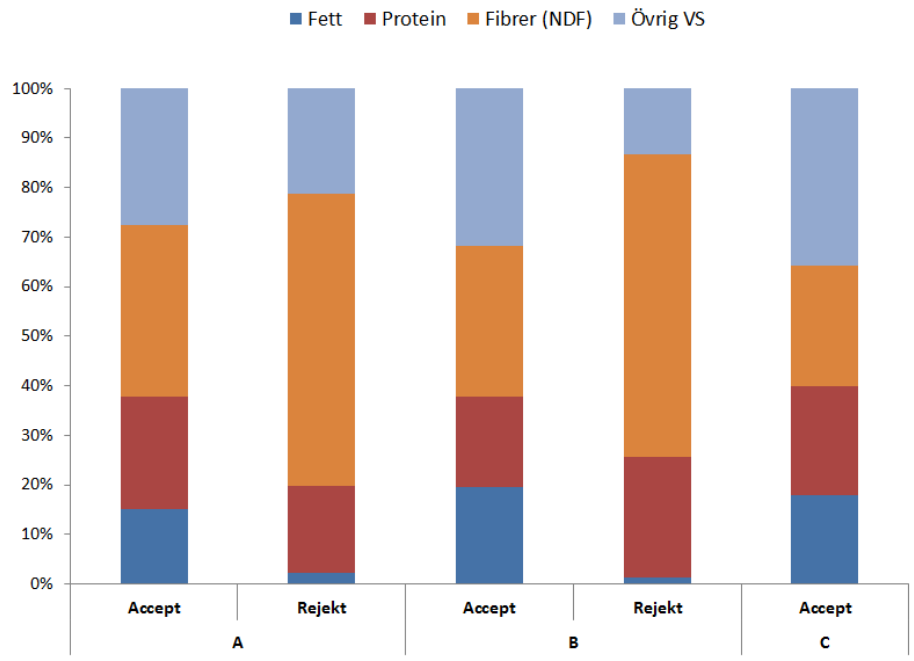
Förbehandlingstester med ångexplosion av vallensilage och hästgödsel genomfördes för att öka förståelsen för förbehandlingars effekter på biogassubstratens egenskaper. Testerna genomfördes med utrustning på Borås Energi & Miljö AB (BEMAB), som samägs av SP, Högskolan i Borås och BEMAB. Proverna behandlades vid 180°C under 10 minuter. Behandlingen beskrivs mer detaljerat i Bilaga C. Samma analyser utfördes på behandlade som på obehandlade prover.

4 Resultat från substratkarakterisering

Fullständiga analysdata redovisas i Bilaga D.

4.1 Utvärdering av data: matavfall

Med hjälp av analysdata kan de olika fraktionernas VS-sammansättning beskrivas med avseende på de komponenter som är mest relevanta för nedbrytningen/metanpotentialen. De analyserade halterna lignin utgjorde en relativt lika andel av VS i accept- och rejektfraktioner (runt 20% av VS), vilket är förvånande. Halten lignin var också mycket högre än vad som tidigare angivits för den här typen av material. Efter diskussion med analyslaboratoriet har analysmetoden för lignin som användes visat sig olämplig för den här typen av heterogent material[2]. I fortsatt utvärdering och användning av analysresultaten kommer därför inte dessa ligninresultat att inkluderas. Istället används den grövre analyserade sammansättningen som illustreras i Figur 3 och en mer detaljerad sammansättning beräknas utifrån antaganden baserade på litteratur och anläggningsdata.

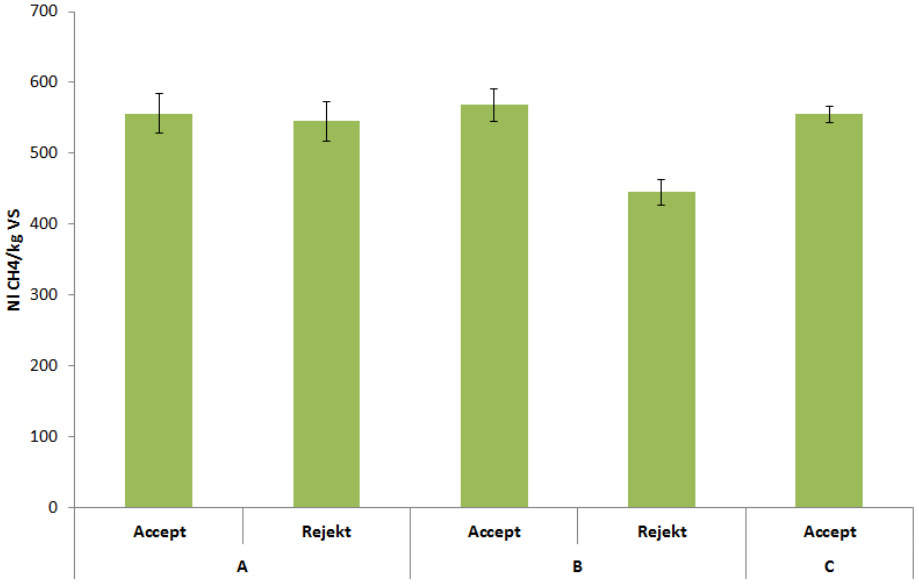


Figur 3. Fördelning av olika komponenter i VS i de analyserade matavfallsfraktionerna.

Figure 3. Distribution of different components of VS in the collected fractions of food waste.

Acceptfraktionerna innehåller en avsevärt högre andel fett och lägre andel fibrer (NDF=lignin+cellulosa+hemicellulosa) än rejektfraktionerna, medan proteinet fördelar sig jämnare. Motsvarande uppmätta metanpotentialer redovisas i Figur 4.

[2] Metoden är ej specifik för lignin utan är en analys av hur stor andel av materialet som ej är lösligt i svavelsyra.



Figur 4. Metanpotential (BMP) per VS i de analyserade matavfallsfraktionerna Medelvärde av triplikat med standardavvikelse.

Figure 4. Methane potentials (BMP) in the collected fractions of food waste. Average of triplicates with standard deviation

Metanpotentialen ligger runt 550 Nl CH_4/kg VS för samtliga acceptfraktioner och även för rejektfraktion A. Rejektfraktion B utmärker sig genom att metanpotentialen är signifikant lägre, ca 450 Nl CH_4/kg VS.

För ytterligare förståelse för materialens nedbrytbarhet och energiinnehåll analyserades COD. COD, som är ett mått på hur mycket syre som behövs vid kemisk nedbrytning av ett material, ger mer fullständig information om ett materials energiinnehåll än VS, som är ett mått på hur mycket den organiska delen av materialet väger. COD används dock mer sällan vid karakterisering av heterogena material eftersom det är svårare att analysera. Vid fullständig nedbrytning av ett substrat är den beräknade metanpotentialen 350 Nl CH_4/kg COD. Samtliga metanpotentialer uttryckta per COD är högre än vad som är teoretiskt möjligt 350 (Nl CH_4/kg COD), vilket tyder på att de uppmätta COD-halterna är underskattade, se bilaga. Detta visar sig särskilt tydligt i Rejektfraktion A, som också är det mest heterogena substratet. De övriga fraktionerna är mer homogena och här ligger metanpotentialen nära den beräknade maximala potentialen, vilket tyder på att materialet har väldigt hög nedbrytbarhet.

Det kalorimetriska värmevärdet korrelerar betydligt bättre till BMP än vad COD gör och visar också en skillnad mellan accept och rejekt. Alla uppmätta kalorimetriska värden

motsvarar det som på engelska kallas higher heating value, HHV, dvs inklusive vattnets kondenseringsvärme. De HHV som uppmätts för acceptfraktionen motsvarar 84-85% av motsvarande HHV för bildad metan. För rejektfraktionen ger kalorimetrisk analys ett resultat som motsvarar 91-99,9% av HHV för bildad metan. Uppenbarligen har vi mer homogent och lättnedbrytbart material i acceptfraktionen. Att utbytet blir större än HHV beror sannolikt på att en del lätt nedbrytbart material avdunstat under torkningen inför mätning av HHV.

4.2 Indata till modell: matavfall

Analysdata i kombination med resultatet från enkätstudien samt de diskussioner som förts vid projektgruppsmöten har varit vägledande när indata till modellen har valts. Dessa uppgifter har kompletterats med litteraturdata.

Till att börja med granskades och uppdaterades ORWARE-vektorn och beräkningsmodellen för rötning (Bilaga A.1.3). Den beräknade metanpotentialen i källsorterat matavfall blev med den nya vektorn och beräkningsmodellen 557 Nl CH_4/kg VS, vilket är högre än vad som angivits i litteraturen, men stämmer väl överens med vad som uppmätts i denna studie. Detta ger en ögonblicksbild av hur det såg ut vid provtagningstillfället och bör kunna fungera som underlag för systemanalysen.

I nästa steg utvecklades förbehandlingsmodellen för att följande faktorer ska kunna varieras:

- Andel accept och acceptkvalitet
- Elanvändning
- TS-halt i accept och behov av spädning

Nedan beskriv hur modellen tar hänsyn till dessa faktorer samt hur indata har valts.

4.2.1 Accept/rejekt

Vid variation av fördelningen av matavfall mellan accept och rejekt förutsätts att acceptets TS-halt hålls konstant. Ett referensfall togs fram som huvudsakligen baserades på Anläggning B som endast behandlar matavfall från hushåll i förbehandlingsanläggningen och där vatten används som spädningsmedium. I referensfallet återfinns 80 % av TS i acceptfraktionen och 20 % i rejektfraktionen. Med detta som utgångspunkt och med erfarenheterna av hur matavfallet fördelar sig i accept och rejekt enligt Fransson et al (2013) beslutades efter diskussion med projektgruppen att tre fördelningar av TS i accept/rejekt skulle inkluderas i systemanalysen; 70/30, 80/20 (referens) respektive 90/10.

För att undersöka inverkan av hur de olika komponenterna fördelar sig i förbehandlingen togs vektorer för de olika fallen av accept och rejekt fram. I Referensfallet (80/20) användes analysresultaten från Anläggning B som utgångspunkt. Dessa kompletterades med antagandet att ligninhalten i fibrer är densamma i accept och rejekt (7 %, baserat på papperssammansättning) och att all plast hamnar i rejektet (baserat på analys av synliga föroreningar). Dessutom justerades fett- och proteinfördelningen något för att VS-balansen skulle gå ihop.

Fördelningen 70/30 innebär att alla komponenter som finns i acceptet från 80/20-fördelningen fördelas lika i accept och rejekt. Acceptet har alltså samma sammansättning,

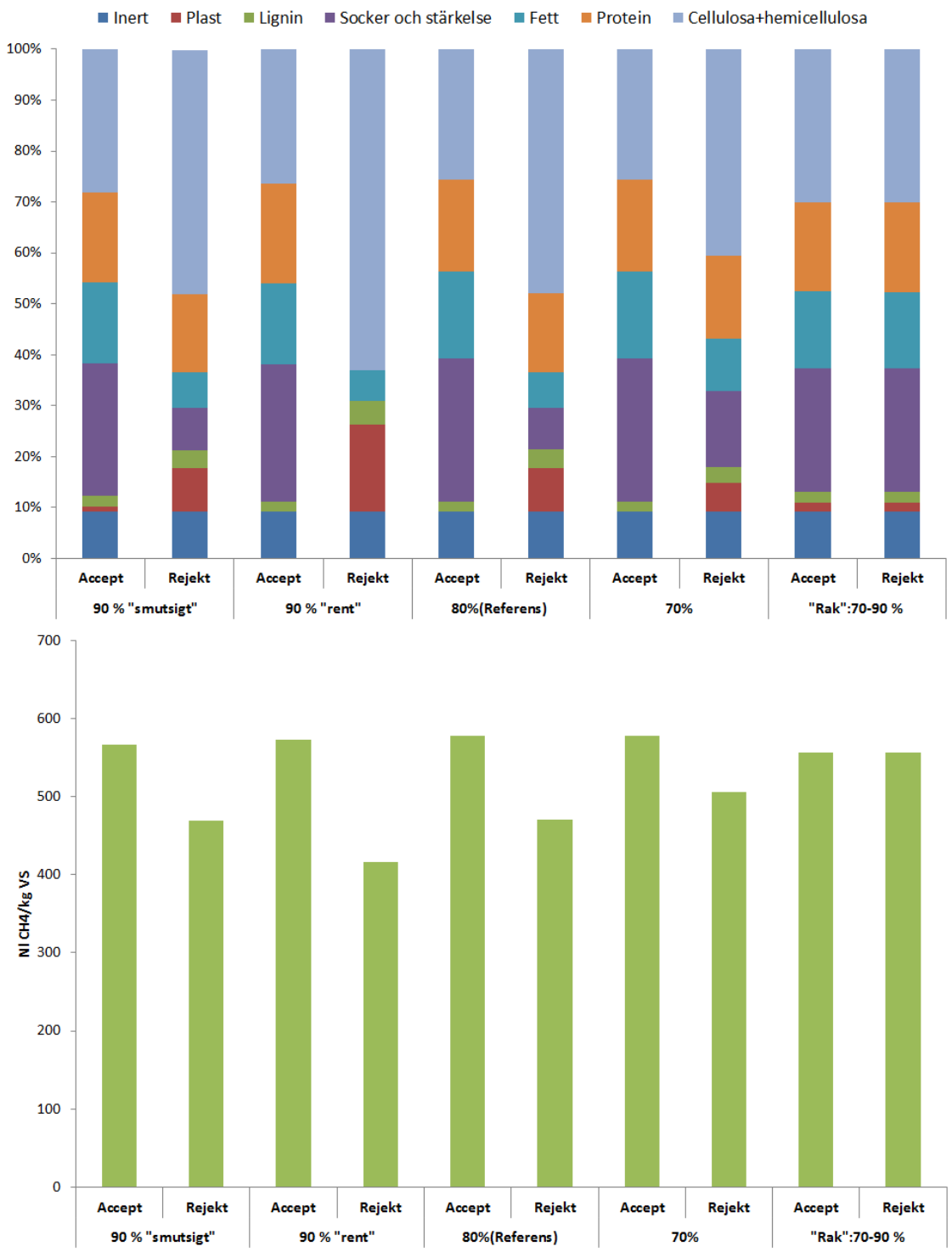
men rejektet har lite ”bättre kvalitet” (större andel lättnedbrytbart material) än i 80/20-fallet.

Fördelningen 90/10 delades initialt upp i två extremfall (”rent” och ”smutsigt”). Detta gjordes eftersom det är osäkert hur de olika komponenterna som finns i rejektet kommer att fördela sig vid en effektivisering av förbehandlingen. Fallet ”smutsigt” innebär att alla komponenter, inklusive plasten, som finns i rejektet från 80/20-fördelningen fördelas lika i accept och rejekt – alltså en stor försämring av acceptkvalitet. Fallet ”rent” förutsätter att förbehandlingen lyckas separera ut all plast till rejekt och då har de övriga komponenterna justerats för att få ihop VS-balansen.

Vid beskrivning av förbehandlingars effektivitet inkluderas oftast endast TS eller VS (och eventuellt plast) och ingen hänsyn tas till hur olika komponenter fördelar sig i accept och rejekt. Därför utvecklades också tre fall med ”rak fördelning”, där sammansättningen i samtliga fall (70/30, 80/20, 90/10) är densamma i accept och rejekt. Dessa vektorer skapades för att avgöra hur betydelsefullt det är för utvärderingen av förbehandlingen att väga in hur de olika komponenterna fördelar sig i accept och rejekt snarare än att endast hänvisa till hur stor andel av VS eller TS som hamnar i rejektet.

Sammansättningen och den beräknade metanpotentialen i de olika vektorerna illustreras i Figur 5. I samtliga fall där hänsyn tas till fördelningen av olika komponenter blir den beräknade metanpotentialen per VS högre i acceptfraktionen och lägre i rejektfraktionen än i fallen med ”rak” fördelning. Om endast TS och VS vägs in kan alltså metanförlusterna överskattas.

I systemanalysen används de vektorer som tar hänsyn till fördelningen av olika komponenter och i fallet 90/10 används den ”rena” vektorn. Detta förutsätter alltså en förbehandling som lyckas uppnå 100% avskiljning av plast samtidigt som väldigt lite material går förlorat som rejekt. Detta fall finns med för att kvantifiera effekten av ett ”best case” och det råder delade meningar om huruvida detta praktiskt kan uppnås, vilket är viktigt att ha i åtanke vid tolkning av resultaten. Konsekvenserna av ett ”smutsigt” rejekt med alltför hög halt av föroreningar kommer att inkluderas i diskussionen och riskerna vägas mot fördelarna.



Figur 5. Fördelning av olika komponenter i TS i de utvecklade vektorerna (övre diagram) samt motsvarande beräknad BMP (nedre diagram).

Figure 5. Distribution of different components of TS in the developed vectors (top) and corresponding calculated BMP (bottom).

4.2.2 Elanvändning i förbehandlingssteget

Resultat från enkätstudien visade att elanvändningen ej mäts kontinuerligt för de olika stegen i förbehandlingen. Vissa av anläggningarna mäter på hela förbehandlingsanläggningen medan andra på hela biogasanläggningen inklusive rötning, vilket gör det svårt att avgöra hur stor elanvändningen är för olika förbehandlingssteg. I modellen anges därför elanvändningen som ett nyckeltal i kWh/ton matavfall.

Jämfört med de data som presenteras av Fransson [1] har två av de tillfrågade anläggningarna klart lägre elanvändning enligt enkätstudien än det nationella medelvärdet på 31 kWh/ton matavfall. De två övriga anläggningarna som tillfrågades kunde inte ange uppmätt elanvändning kopplat till förbehandlingen, dock uppskattades inte elanvändningen överstiga 31 kWh/ton

I referensfallet väljs en elanvändning på 16 kWh/ton matavfall baserat på de intervjuade anläggningarna och diskussion i projektgruppen. Då elanvändningen varierar mellan olika tekniker undersöks påverkan i ett systemperspektiv vid en ökad elanvändning till 31 kWh/ton matavfall och minskning till 8 kWh/ton matavfall (avsnitt 5.3.2).

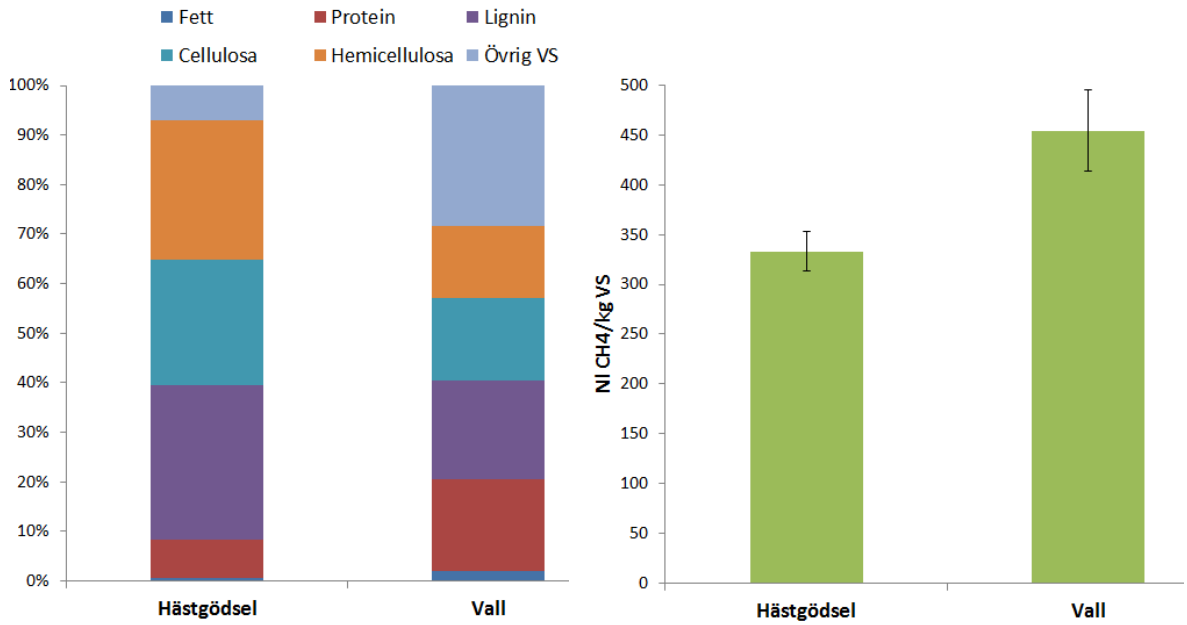
4.2.3 TS-halt i accept och behov av spädning

Hur mycket spädvätska som behöver tillsättas beror på den tekniska utformningen på anläggningen och önskad TS-halt på acceptet. Spädningen kan göras antingen genom att blanda matavfall med flytande avfall i förbehandlingen eller att späda med vatten. För de förbehandlingsanläggningar som intervjuades varierade TS-halten på acceptet mellan knappt 10 % och cirka 25 % TS, vilket är ungefär samma fördelning som anges i Fransson [1].

I referensfallet har TS-halten i acceptet valts utifrån analysdata som gjorts för anläggning B till 12 %. Då det kan innebära minskade behov av uppvärmning i hygienisering och rötkammare har även effekterna av att öka TS-halten till 20 % undersökts (avsnitt 5.3.3).

4.3 Utvärdering av data: hästgödsel och vallensilage

Med hjälp av analysdata kunde VS-sammansättningen i hästgödsel och vallensilage beskrivas med avseende på de komponenter som är mest relevanta för nedbrytningen/metanpotentialen. Dessa redovisas tillsammans med uppmätt BMP i Figur 6.

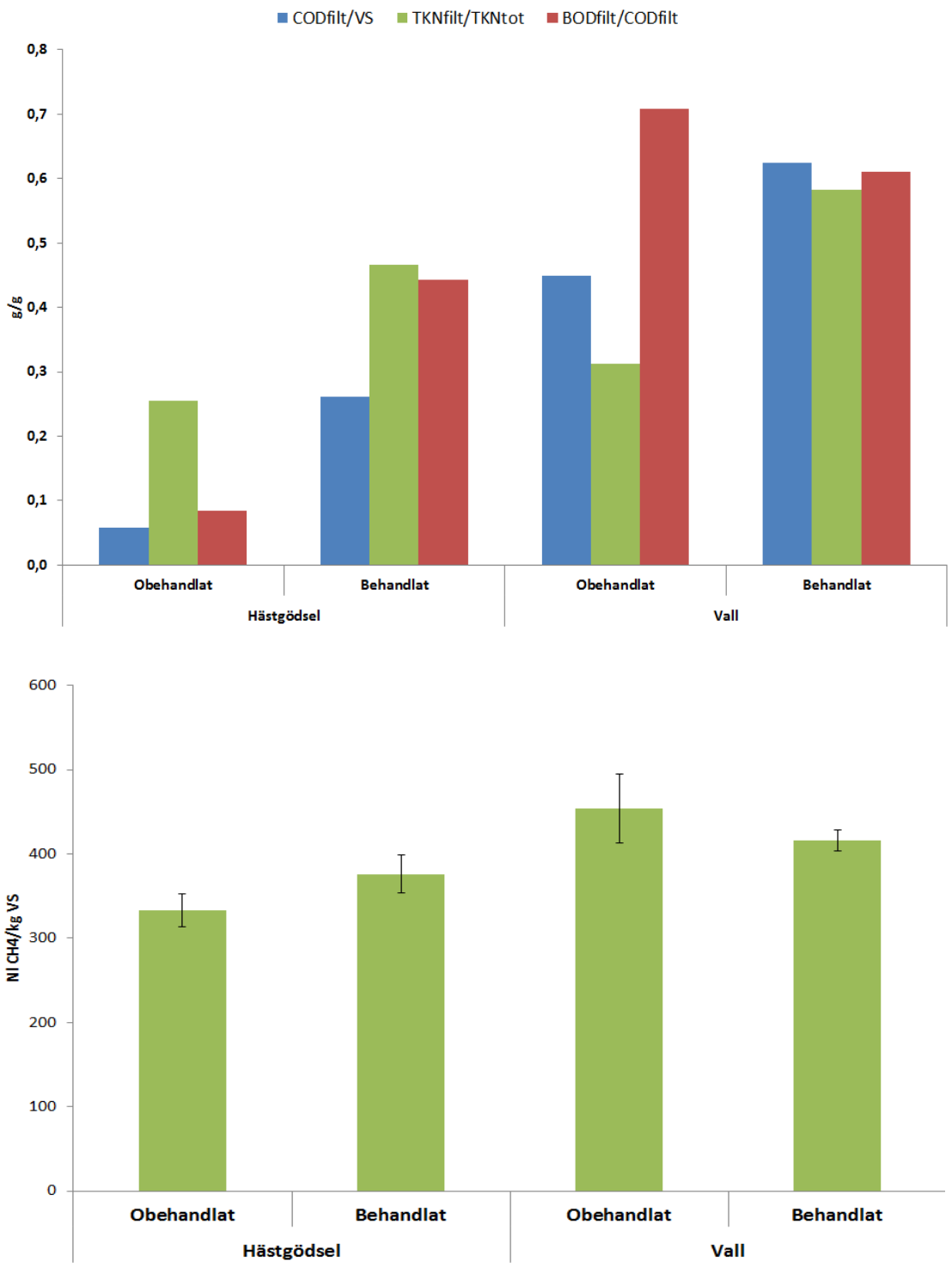


Figur 6. Fördelning av olika komponenter i VS i obehandlade prover av hästgödsel och vall (vänster diagram) samt motsvarande BMP som medelvärde av triplikat med standardavvikelse (höger diagram).

Figure 6. Distribution of different components of VS in raw samples horse manure and ley crop silage respectively (left) and corresponding BMP as average of triplicates with standard deviation (right).

Det analyserade provet av hästgödsel med halm som strömedel innehåller en mycket hög andel fibrer (NDF), medan vallensilaget innehåller en högre andel proteiner och lättnedbrytbara kolhydrater. Uppmätt BMP i hästgödsel och vallensilage är 330 respektive 450 Nl CH_4/kg VS, vilket är avsevärt högre potentialer än vad som redovisats i litteraturen. Dessa substrattyper kan dock uppvisa stora variationer beroende på strömaterial, lagringstid, växtsammansättning, skördetid och ensilering. Värt att notera är dock att potentialen är högre än vad som kan beräknas utifrån sammansättningen. Detta gäller även om potentialen korrigeras för förlust av VFA och etanol vid TS-/VS-analys. Detta pekar på ytterligare behov av att utveckla karakteriseringsmetoder för biogassubstrat som går att tydligt koppla till rötningsegenskaper.

Förbehandlingseffekten på materialet utvärderas ofta i form av hur mycket organiskt material som har övergått från partikulär till löst form (=*solubilisering* i brist på bättre svensk term). Effekten av ångexplosion på hästgödsel och vallensilage på lösta komponenter samt metanpotentialer illustreras i Figur 7.



Figur 7. Effekt av förbehandling med ångexplosion på lösta komponenter (övre diagram) och metanpotential (nedre diagram) i hästgödsel och vallensilage.

Figure 7. Effect of pre-treatment by steam explosion on soluble components (top) and methane potential (bottom) of horse manure and ley crop silage.

Effekten på av förbehandling på övergång av fast material till löst kan definieras på flera olika sätt. Vanligt är att relatera skillnaden i halt löst material efter och före behandling till totalhalten eller ursprunglig partikulär halt [6]. Eftersom total COD-halt i dessa material inte har kunnat analyseras med gott resultat relateras halten löst COD här till halten VS i ursprungligt prov, medan löst Kjeldahlkväve relateras till totalhalt Kjeldahlkväve. COD-solubiliseringen blir då för hästgödsel 0,2 g COD/g VS och för vall 0,17 g COD/g VS, medan Kjeldahlkväve-solubiliseringen blir 25 % respektive 15 %. Protein utgör en relativt liten andel av VS i hästgödsel, så här kommer den största andelen av materialet som övergått i löst form till följt av behandlingen från de mer svårnedbrytbara fibrerna. I Figur 7 illustreras också kvoten mellan BOD och COD i den lösta fraktionen före och efter förbehandling, vilket är ett mått på den aeroba nedbrytbarheten av COD. För hästgödsel har materialet som gått i lösning till följd av förbehandlingen en högre BOD/COD-kvot, medan motsvarande kvot för vallensilage har minskat efter behandling. Det senare tyder på att svårnedbrytbart material övergått i löst form eller att det lösta materialet omvandlats till mer svårnedbrytbara fraktioner. Detta ligger i linje med effekten av förbehandling på materialens metanpotential, där effekten på hästgödsel är signifikant positiv effekt, medan effekten på vallensilage är något negativ. Den senare skillnaden ligger dock inom standardavvikelsen. Metanpotentialkurvorna från BMP-testet (Figur 36, Bilaga D.2) visar inte på någon betydande effekt på nedbrytningshastighet i ett satsvist försök.

Effekten av förbehandling med ångexplosion på den totala nedbrytbarheten av hästgödsel var alltså positiv, medan behandlingen i det här fallet inte hade någon positiv effekt på nedbrytbarheten av vallensilage. Resultat från litteraturen har visat att effekten av en förbehandling kan variera beroende på materialets ursprungliga nedbrytbarhet och det prov av vallensilage som användes vid detta test visade på en mycket hög nedbrytbarhet, vilket kan vara en förklaring till utebliven förbehandlingseffekt. För att utröna vilken effekt förbehandlingen har på utbytet från en kontinuerlig process krävs kontinuerliga tester.

Effekten av förbehandlingen på materialets struktur skiljde sig också åt för de två behandlade substraten (Figur 34, Bilaga C). Halmstråna i hästgödsel var relativt opåverkade av behandlingen medan vallens struktur kollapsade och materialet bestod efter förbehandling av mycket tunna fibrer vilket troligtvis kan minimera problem vid inblandning i en våtrötningsprocess.

4.4 Indata till modell: hästgödsel och vall

Vektorer till systemanalys av förbehandling med ångexplosion respektive extrusion av vallensilage och hästgödsel baserades helt på analysdata av obehandlade prover från denna studie (Bilaga A.1.3). Metanproduktionen från en kontinuerlig rötningsprocess med 28 dagars uppehållstid beräknades enligt ORWARE-modellen till 255 Nl CH_4/kg VS för hästgödsel respektive 316 Nl CH_4/kg VS för vallensilage.

4.4.1 Förbehandlingseffekt

Eftersom effekterna av förbehandling kan variera mycket beroende på det behandlade materialets sammansättning och nedbrytbarhet sattes en schabloneffekt på 10% ökning av kontinuerligt metanutbyte för båda förbehandlingsmetoderna på båda substrattyperna. Syftet med systemanalysen var att hitta den förbättringseffekt som är nödvändig för att den totala effekten på systemet ska bli positiv.

4.4.2 Energianvändning

Indata till modellen angående energiåtgången för förbehandlingarna baserades på litteraturdata. Vid ångexplosionen ansattes till 600 kg ånga/ton TS, som antas produceras i biobränsleeldad ångpanna som lokaliseras i anslutning till ångexplosionen.

Vid extrusion av hästgödsel antas elåtgången till 0,016 kWh/kg TS och av vallensilage 0,035 kWh/kg TS. Detta baseras på att litteraturdata indikerar en högre elåtgång ju högre TS-halt som substratet har.

5 Systemanalys: Matavfall

I detta kapitel görs en utvärdering av förbehandling av matavfall sett i ett systemperspektiv. Då utformningen av förbehandling varierar från anläggning till anläggning har systemanalysen gjorts teknikneutral och istället fokusera på ett antal faktorer som beskrivs i avsnitt 5.2:

- Andel accept av inkommande avfall
- Elanvändning i förbehandling
- TS-halt på acceptet

Utvärderingen görs med avseende på förändrad energianvändning, klimatpåverkan och kostnader för systemet. I avsnitt 5.4 görs en utvärdering av hur de olika faktorerna påverkar kostnaderna ur en anläggnings perspektiv.

I avsnitt 5.1 beskrivs referensfallet som systemanalysen utgår från.

5.1 Introduktion av referensfall

I detta kapitel introduceras referensfallet med avseende på effektvitet i teknisk prestanda, energianvändning och kostnader. För mer detaljerad beskrivning av indata se även avsnitt 4.2 samt bilaga B.

Referensfallet är tänkt att avspegla en stor svensk samrötningsanläggning med produktion av fordonsgas och biogödsel.

5.1.1 Generellt

När referensfallet har utformats har stor vikt lagts vid att efterstäva en anläggning som är typisk för dagens anläggningar med avseende på storlek, teknisk prestanda och kostnader. Stor vikt har lagts vid de diskussioner som gjorts inom projektgruppen med anläggningsägare. Referensfallet är dock inte tänkt att avspegla en idag befintlig anläggning. I Tabell 1 listas de antagande som gjorts avseende behandlade mängder matavfall, andel accept samt TS-halt i accept och rejekt.

Tabell 1. Beskrivning av förbehandlingsanläggningen som används i referensfallet med avseende på behandlade mängder, acceptandel samt TS-halt i accept och rejekt

Table 1. Description of the pre-treatment plant used as a reference scenario in regard to treated amounts of waste, amount of refuse and also TS-ration in accept and refuse

	Enhet	Referensfall
Behandlad mängd matavfall	Ton	20 000
Andel accept	% av TS	80
TS-halt i accept	% av våtvikt	12
TS-halt i rejekt	% av våtvikt	45

5.1.2 Energi

Elanvändningen i förbehandlingen beräknas per ton matavfall. Elanvändningen i rötningsanläggnigen baseras på mängden slurry. Elanvändning i uppgradering och komprimering baseras på mängden producerad biogas.

Tabell 2. Användning av el och värme vid förbehandling, rötning och uppgradering samt produktion av fordonsgas

Table 2. Use of electricity and heat in pre-treatment, anaerobic digestion and upgrading to vehicle gas and also produced amount of vehicle gas

	Referensfall (MWh)	Referensfall kWh/ton matavfall
Elanvändning	**1970**	**99**
-Förbehandling	320	16
-Rötning	540	27
-Uppgradering, komprimering	1110	56
Värmebehov rötning (hygienisering och rötning)	**1390**	**70**
-hygienisering	990	50
-rötning	400	20
Producerad fordonsgas (från matavfall)	**21900**	**1095**

5.1.3 Kostnader

De totala kostnaderna för biogasproduktion beror på bland annat på investeringskostnader, biogasutbytet i rötkammaren och behov av drift och underhåll. För investeringskostnader finns det tydliga skalfördelar där det blir billigare ju större anläggningen är. Detta gäller framförallt uppgradering till fordonsgaskvalitet [42]. Kostnaderna beror även på lokala förutsättningar som möjligheter till distribution av fordonsgas och avsättning av biogödsel. I detta projekt avser kostnaderna för förbehandling, rötning och uppgradering att spegla en ”genomsnittlig” väl fungerande anläggning och den beskrivs sammanfattande i Tabell 3.

Dagens anläggningar är olika utformade och för kombinationen av källsorterat matavfall och förpackat livsmedelsavfall är det svårt att beräkna en representativ medelkostnad. Förbehandlingskostnaderna har därför baserats på den medelanläggning som presenterats i Fransson et al. [1].

Kostnaderna för rötning har baserats på de kostnader som presenterats i forskningsprojektet *Framtida marknaden för biogasproduktion från avfall* [43] och avser en samrötningsanläggning som behandlar 60-80 kton avfall och restprodukter per år (från hushåll, industrier och lantbruk). Från detta projekt är även kostnaderna för hantering av biogödsel hämtade.

Kostnaderna för uppgradering avser en vattenskrubberanläggning med ett rågasflöde på ca 1200 Nm^3/h baserat på Berglund et al. [44]. Kostnaden för distribution och tankstation behandlas enbart översiktligt i detta projekt; i tabellen visas de antagna schabloner grovt baserat på Benjaminsson & Nilsson [45] samt diskussioner i projektet. För en mer detaljerad kostnadsbeskrivning för hela anläggningen, se bilaga B.2.

Tabell 3. Kostnader för förbehandling, rötning, uppgradering och distribution av fordonsgas använda i systemanalysen.

Table 3. Costs for pre-treatment, anaerobic digestion, purification to and distribution of vehicle gas.

Kostnader	Enhet [kr]	Kostnad
Förbehandling, exklusive kapitalkostnader	/ton	208
Förbehandling inklusive kapitalkostnader	/ton	391
Hantering av rejekt	/ton rejekt	500
Rötning	/ton inkommande matavfall avfall	358
Uppgradering	/kWh	0,074
Komprimering och distribution, 50 km	/kWh	0,2
Tankstation, 5 GWh	/kWh	0,18
Transport (30 km) och spridning av biogödsel	/ton biogödsel	77

5.1.4 Systemgräns och centrala antaganden

Nedan listas antaganden som anses vara centrala i systemanalysen:

- Fordonsgas används till 50 % i tunga fordon och 50 % i personbilar.
  - Klimatpåverkan av undvikna fossila drivmedel uppgår till 282 kg/MWh.
  - Ekonomiskt värderas fordonsgasen med alternativkostnaden för bensin och diesel inklusive energi- och koldioxidskatt, vilket motsvarar 1270kr/MWh.
- Biogödsel sprids på åkermark. Direkta utsläpp och kostnader beräknas i modellen baserat på transport och spridning. Ersatt mängd konstgödsel värderas med hjälp av näringsinnehåll i form av N, P och K.
  - Klimatpåverkan från undviken produktion baseras på undvikna utsläpp.
  - Värdet baseras på marknadspriser för respektive gödselmedel.
- Rejekt från förbehandling behandlas i avfallsförbränningsanläggningar med produktion av el och värme
- Klimatpåverkan från ett förändrat elanvändande bedöms utifrån en långsiktig marginaleffekt med ett specifikt utsläpp motsvarande 760 kg koldioxid/MWh. Denna metod beskrivs i bilaga A.3
- Förändring av behandling i avfallssystemet leder ej till utbyggnad/avveckling av kapacitet. Därför beräknas kostnader enbart som ändrade rörliga kostnader.

5.2 Studerade faktorer

5.2.1 Andel accept till rötkammare

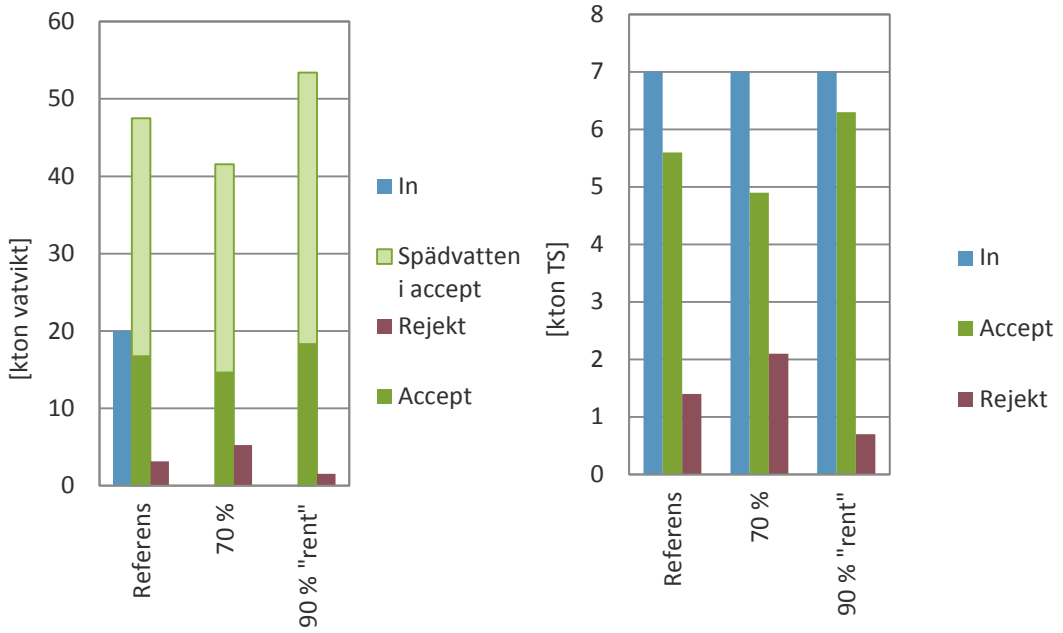
Hur stor andel av den inkommande mängden matavfall som återfinns i acceptfasen påverkar hur stor produktionen av fordonsgas blir, där mer accept ger mer fordonsgas. Samtidigt är det viktigt att oönskat material avskiljs för att inte försämra kvaliteten på biogödseln. Då rejektet förbränns i avfallskraftvärmeverk kommer en förändring av andelen accept även få en påverkan på producerad mängd värme och el, där mindre rejekt ger en mindre produktion.
Följande förändringar studeras:

- 70 % av TS hamnar i acceptet
- 90 % av TS hamnar i acceptet varav

Viktiga antaganden:

- Fördelning av organiska ämnen är enligt avsnitt 4.2
- TS-halten i accept densamma i alla fall.
- Spädbehovet beräknas utifrån TS-halterna i accept och rejekt.
- Energianvändningen i förbehandlingssteget förändras ej

I Figur 8 visas fördelning mellan accept och rejekt i våtvikt inklusive spädbehov och fördelning i andel av TS.



Figur 8. Fördelning mellan accept och rejekt för de studerade fallen, mätt i våtvikt (t.v.) och mätt i torrvikt (t.h.). I den vänstra figuren har acceptetet delats upp i beräknad mängd spädvätska och ursprungligt matavfall.

Figure 8. Distribution between slurry (accept) and refuse (reject) for the different scenarios, in wet weight (left) and in TS (right). The slurry is in the left figure divided into calculated amount diluting liquid and food waste.

5.2.2 Elanvändning

Enligt resonemanget i 4.2.2 studeras systemeffekterna av en förändring av elanvändningen jämfört referensfallet enligt följande:

- Ökning till 31 kWh/ton matavfall vilket motsvarar ett medelvärde för dagens anläggningar enligt [1] och skulle innebära en fördubbling av elanvändningen.
- Minskning till 8 kWh/ton matavfall vilket motsvarar en halvering av elanvändningen.

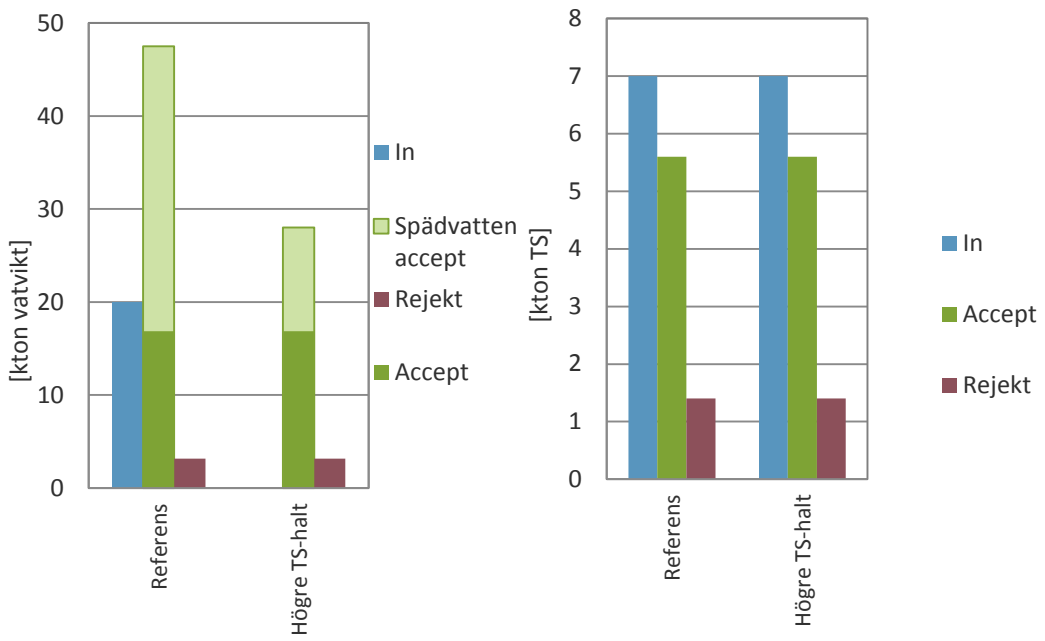
5.2.3 TS-halt på accept

Enligt resonemanget i 4.2.3 studeras systemeffekterna av en ökning av TS-halten i acceptetet från 12 % till 20 %. Följande antas:

- Hygienisering går att göra med så hög TS-halt
- El- och värmeanvändning i rötkammare beräknas på totalvikt efter spädning
- TS-halt i rötkammare blir högre, vilket medför en biogödsel med högre TS-halt (ökning från 3 % till 6 %)

En ökning av TS-halten kan innebära svårigheter i nedströms processer i pumpar, hygienisering eller omrörning. Det studerade fallet bör därför ses som en uppskattning av mervärdet av höjd TS-halt.

I Figur 9 visas hur en ökad TS-halt förändrar behovet av spädvätska. Fördelningen mellan rejekt och accept är detsamma i de två fallen.



Figur 9. Fördelning mellan accept och rejekt för det studerade fallet, mätt i våtvikt (t.v.) och mätt i torrvikt (t.h.). I den vänstra figuren har acceptetet delats upp i beräknad mängd spädvätska och ursprungligt matavfall.

Figure 9. Distribution between slurry (accept) and refuse (reject) for the different scenarios, in wet weight (left) and in TS (right). The slurry is in the left figure divided into calculated amount diluting liquid and food waste.

5.2.4 Förändrad klimatpåverkan från el

I grundfallet används ett specifikt koldioxidutsläpp från el på 760 kg/MWh, vilket motsvarar klimatpåverkan vid utsläppsrättspris på 15 €/ton fram till år 2050. En känslighetsanalys görs i 5.3.4 för att se hur övriga resultat påverkas om elens specifika utsläpp skulle minskas till 535 kg CO_2-ekv/MWh, vilket motsvarar en utveckling vid höjda utsläppsrättspriser till 30-40 €/ton inom tidsperioden till 2030.

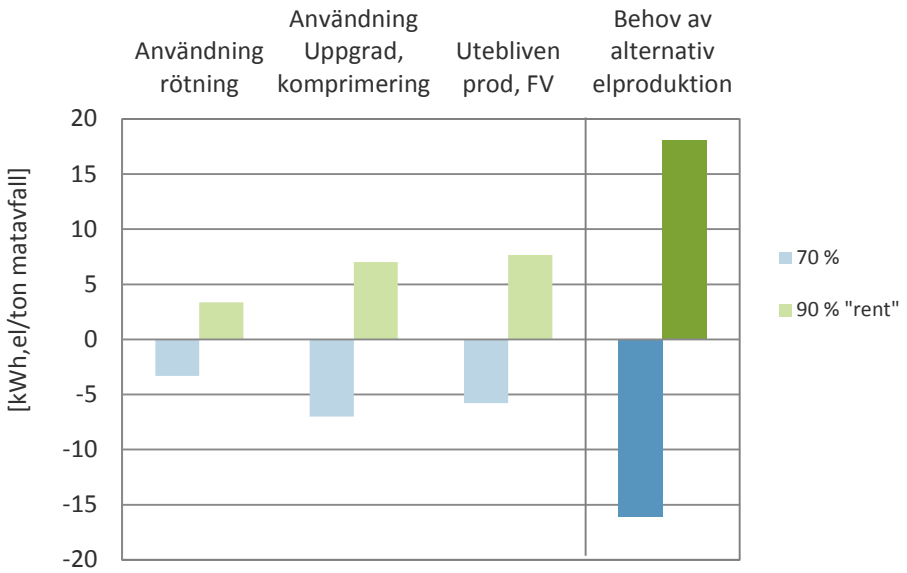
5.3 Resultat av systemanalys

I detta kapitel redovisas resultatet av de studerade faktorerna ur ett systemperspektiv med avseende på förändrad energianvändning, klimatpåverkan och kostnader.

5.3.1 Andel accept till rötkammare

Förändrad användning och produktion av fordonsgas, el och värme
När mängden TS i acceptet ökas ger det en ökad produktion av fordonsgas i anläggningen med 2,8 GWh eller 140 kWh/ton matavfall och till en ökad värme- och elförbrukning. Samtidigt innebär en ökning av mängden TS i accepetet i ett systemperspektiv till en minskad produktion av fjärrvärme och el i de avfallskraftvärmeanläggningar som tidigare förbränt rejektet. En minskning av andelen accept till 70 % ger omvänt en minskad fordonsgasproduktion med 2,8 GWh eller 140 kWh/ton matavfall.

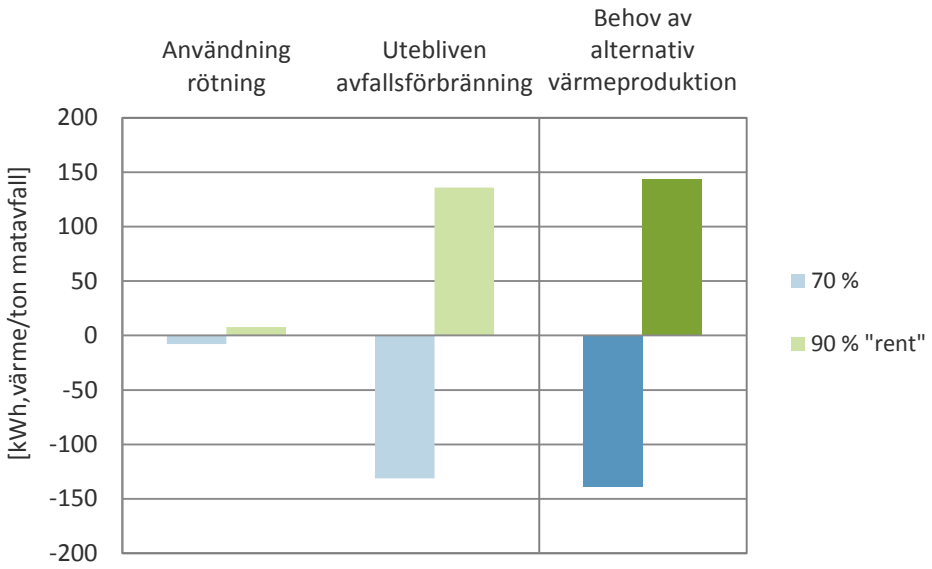
I Figur 10 visas hur behovet av alternativ elproduktion förändras till följd av förändrad elanvändningen i rötning, uppgradering och komprimering samt utebliven produktion i fjärrvärmesystemet. I anläggningen ökar respektive minskar elanvändningen med 10 kWh,el/ton matavfall eller totalt 0,21 GWh. Utebliven elproduktion i fjärrvärmesystemet vid ökad mängd accept (90 % ”rent) och uppgår till 8 kWh,el/ton matavfall eller totalt 0,15 GWh el. I fallet med 70 % accept går mer till rejekt till avfallsförbränning vilket ger ökad elproduktion och minskat behov av alternativ elproduktion. Summan av förändrade behovet av alternativ elproduktion uppgår till -16 kWh,el/ton matavfall respektive 18 kWh,el/ton matavfall.



Figur 10. Förändrat behov av alternativ elproduktion för de två fallen uttryckt i kWh el/ton matavfall. Längst till höger visas summan av de övriga staplarna: förändrad användning i rötning, uppgradering och komprimering, behov av elproduktion till följd av minskad produktion i fjärrvärmesystemet. Positivt värde innebär att mer el måste produceras av alternativ elproduktion.

Figure 10. Difference in need of alternative electricity generation for the two scenarios in kWh,electricity/tonne food waste (to the right) as a sum of use in anaerobic digestion, upgrading and compressing of vehicle gas.

Med minskade mängder accept minskar värmebehovet i hygienisering och rötkammare jämfört med referensfallet och omvänt om mängderna accept ökar, vilket visas i Figur 11. Jämfört med den förändrade produktionen av värme vid förbränning är dock den förändrade användningen i rötningsanläggningen liten. Det totala behovet av alternativ värmeproduktion ökar med knappt 150 kWh, värme/ton matavfall vid ökade mängder accept, eller totalt 2,8 GWh (-150 kWh,värme/ton matavfall, -2,8 GWh vid minskade mängder accept).



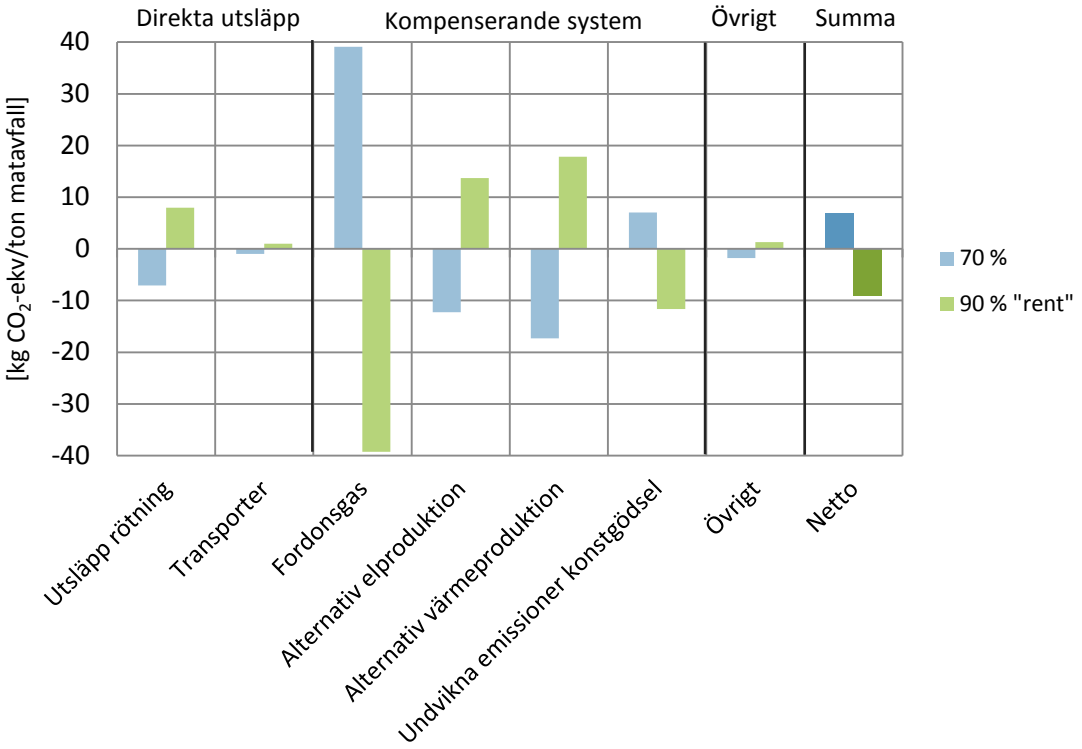
Figur 11. Förändrat behov av alternativ värmeproduktion uttryckt i kWh värme/ton matavfall jämfört med referensfallet. Längst till höger summeras förändringen från de två fallen. Med utebliven avfallsförbränning innebär ett positivt värde att värmeproduktionen minskar i avfallssystemet, vilket innebär att mer värme måste produceras av övrig fjärrvärme.

Figure 11. Difference in need of alternativ heat production expressed as kWh heat/tonne food waste compared to the reference scenario (to the right).

Förändrad klimatpåverkan för systemet

I Figur 12 visas den förändrade klimatpåverkan på systemet för de två studerade fallen uppdelat på direkta utsläpp från transporter och metanslip i rötning och kompenserande system. Nettoförändringen, det vill säga summan av alla övriga utsläpp är relativt liten. För ökade mängder accept minskar klimatpåverkan med knappt 9 kg CO_2-ekvivalenser/ton matavfall eller totalt 180 ton CO_2. I fallet med minskade mängder accept ökar klimatpåverkan med 7 CO_2-ekvivalenser/ton matavfall eller totalt 140 ton CO_2.

Resultatet domineras av förändringar i kompenserande system i form av ersättning av fossila drivmedel och behov av alternativ värme- och elproduktion. Trots att förändringen av alternativ elproduktion var relativt liten jämfört med förändringen av värmeproduktion får den ett stort genomslag i resultatet.



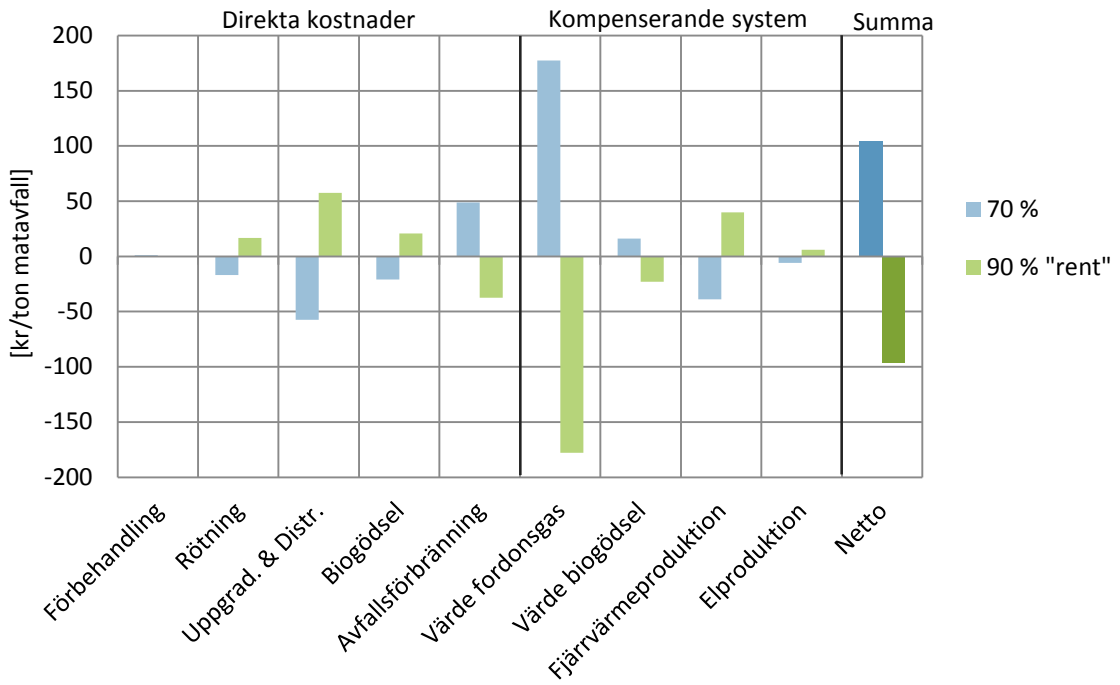
Figur 12. Förändrad klimatpåverkan vid förändrade mängder rejekt uttryckt i kg CO_2-ekvivalenser/ton matavfall. Stapeln längst till höger visar den beräknade nettoeffekten av övriga poster. Negativt värde innebär minskade klimatpåverkande utsläpp jämfört med referensfallet.

Figure 12. Difference in global warming potential in kg CO_2-eq/tonne food waste. The calculated sum of all effects is shown to the right in the figure.

Förändrad kostnad för systemet

I Figur 13 visas förändring av kostnader på systemnivå när acceptmängderna ökar och minskar uppdelat på direkta kostnader och förändringar i kompenserande system. Vid ökade mängder accept minskar kostnaderna på systemnivå med 100 kr/ton matavfall medan vid minskade mängder accept ökar kostnaderna med 110 kr/ton matavfall.

Resultatet domineras av värdet för den producerade fordonsgasen. Av de direkta kostnaderna, som består av förändrade driftskostnader, står uppgradering och distribution för den största kostnadsförändringen, följt av avfallsförbränning.



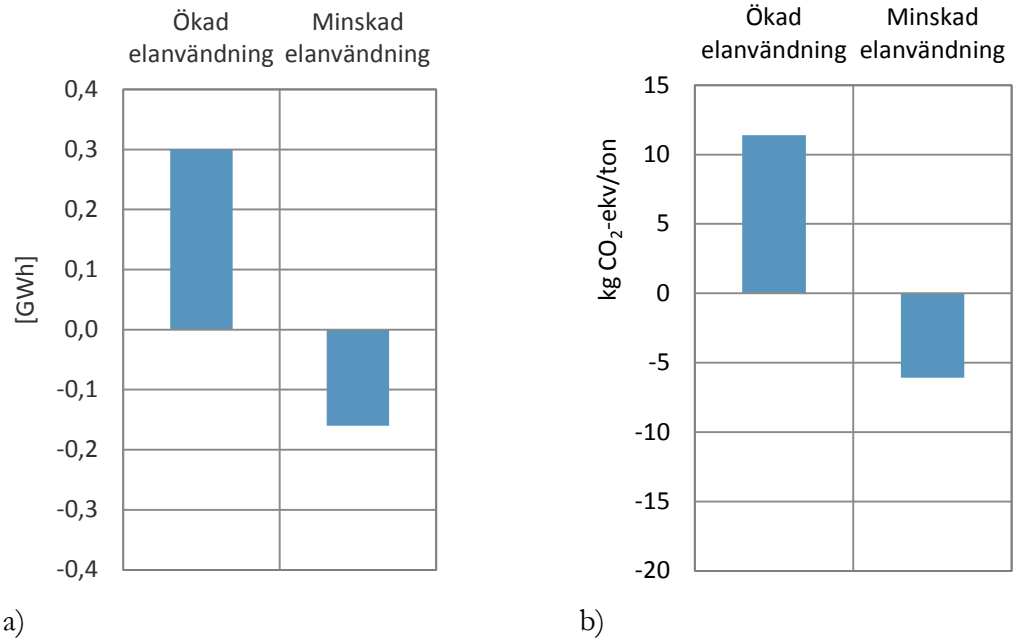
Figur 13. Förändring av systemets kostnader jämfört med referensfallet, uttryckt i kr/ton matavfall. Längst till höger summeras de övriga kostnadsposterna.

Figure 13. Difference in costs for the system for the two scenarios compared to the reference scenario, in SEK/tonne food waste. The calculated sum of all effects is shown to the right in the figure.

I avsnitt 5.4 visas resultatet för kostnaderna med avseende på anläggningens ekonomi.

5.3.2 Elanvändning

I Figur 14 nedan visas hur totalbehovet av el ökar och minskar, enligt avsnitt 5.2.2, i anläggningen uttryckt i GWh (a) samt förändrad klimatpåverkan i uttryckt i kg CO_2-ekv/ton matavfall. En ökad elanvändning till 31 kWh/ton matavfall innebär ökade utsläpp med cirka 230 ton CO_2-ekvivalenser eller drygt 10 kg CO_2-ekv/ton matavfall. Omvänt motsvarar en minskning till 8 kWh/ton matavfall minskade utsläpp med 120 ton ton CO_2-ekvivalenser eller 6 kg CO_2-ekv/ton matavfall. En förändrad elanvändning motsvarar en kostnadsförändring på +10 respektive -5 kr/ton matavfall.



Figur 14. Förändring av total elanvändning i förbehandlingsledet i GWh (a) och förändring av klimatpåverkan i kg CO_2-ekvivalenser/ton matavfall (b) jämfört med referensfallet.

Figure 14. Difference compared, to the reference scenario, in total use of electricity in the pre-treatment in GWh (a) and difference in global warming potential in kg CO_2-eq/tonne food waste (b).

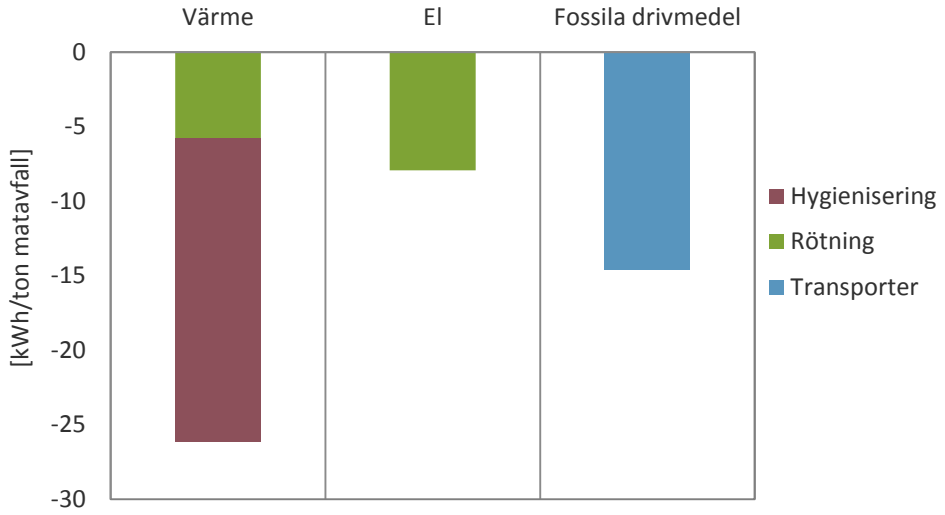
5.3.3 Förändrad TS-halt i accept

Förändrad energianvändning

När TS-halten i acceptet ökas till 20 % från 12 % förändras totalmängden accept, mätt i våtvikt, från 47 kton till 28 kton. I rötningsanläggningen får detta effekten att det krävs mindre värme för att hygienisera matavfallet, samtidigt som det krävs mindre värme i rötkammaren (se Figur 15). Även elanvändningen beräknas minska till följd av de minskade mängderna.

Med den högre ingående TS-halten ökas även TS-halten på biogödseln från drygt 3 % till 6 %. Detta leder till minskad användning av fossila drivmedel vid transport och spridning, då den totala mängden biogödsel minskar, räknat i våtvikt.

En ökad TS-halt kan leda till komplikationer i processutformningen i form av driftstörningar i pumpar, värmeväxlare och omrörning, vilket ej tagits hänsyn till i beräkningarna. Detta skulle kunna undvikas genom att acceptet späds med andra rötbara substrat med lägre TS-halt. I detta avseende kan resultaten ses som en uppskattning av minskad energianvändning för hantering av matavfallet.

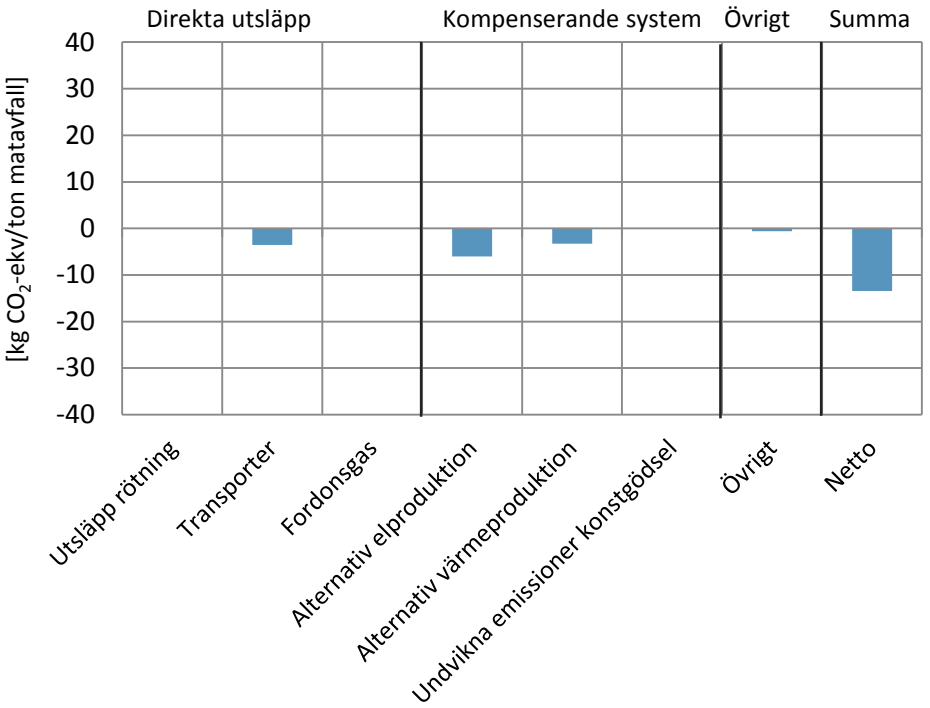


Figur 15. Förändrad energianvändning på systemnivå, uttryckt i kWh/ton matavfall, jämfört med referensfallet till följd av höjd TS-halt i acceptet.

Figure 15. Difference in energy use compared to the reference scenario due to higher DS ratio in the slurry, in kWh/tonne food waste.

Förändrad klimatpåverkan för systemet

I Figur 16 visas den förändrade klimatpåverkan av ökad TS-halt på acceptet. Nettoresultaten (längst till höger i figuren) är en summa av minskade transporter av biogödsel, minskad elanvändning i rötkammare samt minskad värmeanvändning i hygienisering och rötkammare. Utsläppen minskas med 13 kg CO_2 ekvivalenser/ton matavfall, eller totalt ca 270 ton CO_2 ekvivalenser.

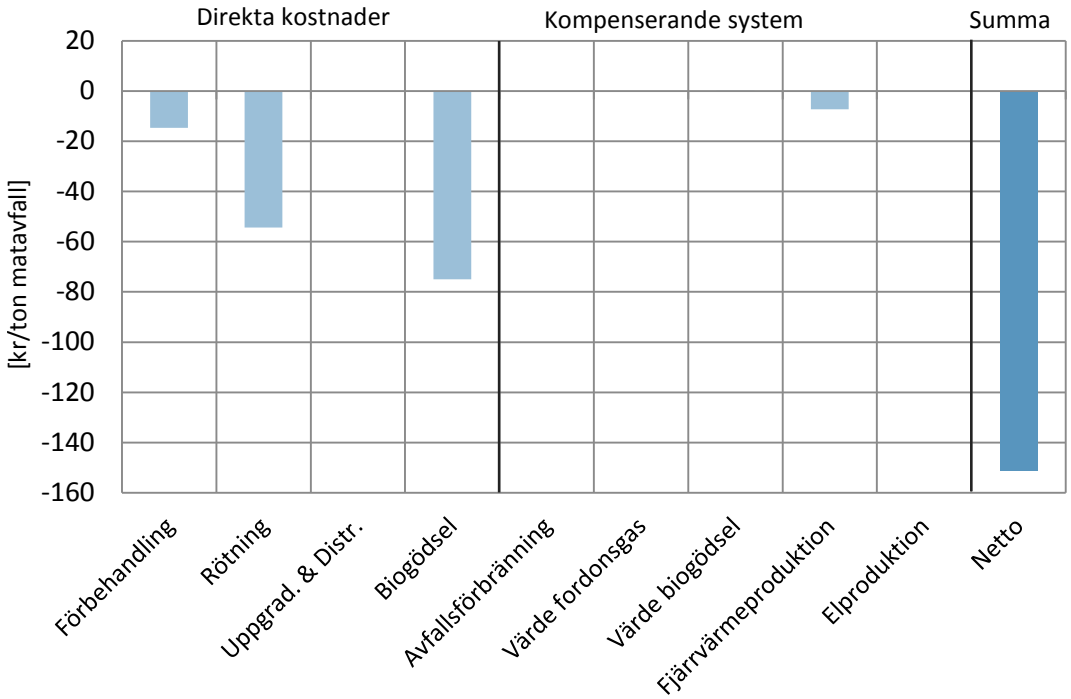


Figur 16. Förändring av klimatpåverkan vid höjd TS-halt i acceptet jämfört med referensfallet uttryckt i kg CO_2-ekvivalenser/ton matavfall.

Figure 16. Difference in global warming potential due to higher ratio of DS in the slurry compared to the reference scenario, in kg CO_2-eq/tonne food waste.

Förändrad kostnad för systemet

Resultatet från modellberäkningen visar på minskade kostnader i ett systemperspektiv till följd av ökad TS-halt i acceptet (Figur 17). Resultatet domineras av minskade kostnader för transporter och spridning av biogödsel, minskade rörliga driftskostnader i rötningsanläggningen (el, och drift och underhåll). I förbehandlingen minskar kostnaderna som följd av minskade spädningskostnader. Den minskade mängden värme som används i hygieniseringen värderas i ett systemperspektiv med minskade kostnader för fjärrvärmeproduktion. I avsnitt 5.4 visas resultatet för kostnaderna med avseende på anläggningens ekonomi.



Figur 17. Förändrade kostnader i ett systemperspektiv till följd av ökad TS-halt i acceptet. Längst till höger visas summan av alla effekter.

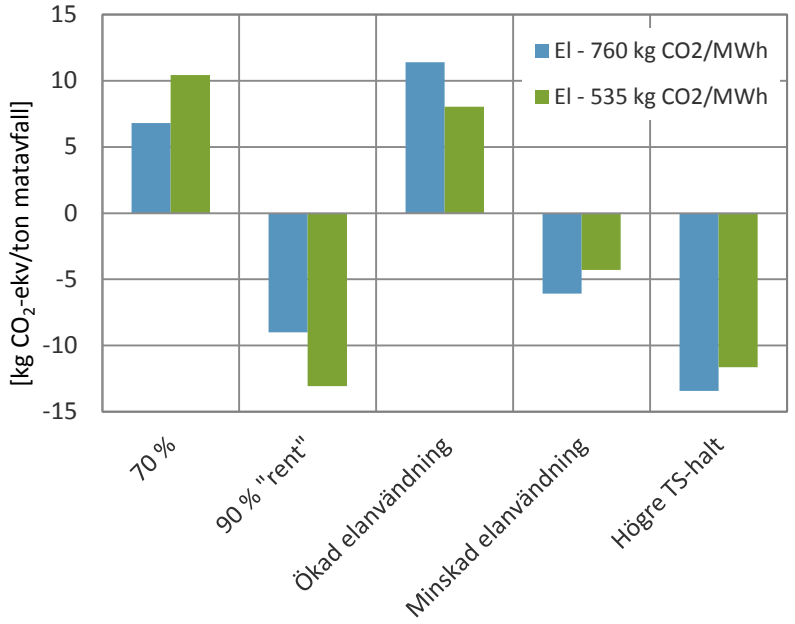
Figure 17. Difference in costs for the system due to increased DM-ratio compared to the reference scenario, in SEK/tonne food waste. The calculated sum of all effects is shown to the right in the figure.

I avsnitt 5.4 visas resultatet för kostnaderna med avseende på anläggningens ekonomi.

5.3.4 Förändrad klimatpåverkan från el

I grundfallet används ett specifikt koldioxidutsläpp från el på 760 kg/MWh, vilket motsvarar klimatpåverkan vid utsläppsrättspris på 15 €/ton fram till år 2050. I Figur 18 visas hur den summerade klimatpåverkan från de studerade fallen skulle förändras om elens specifika utsläpp skulle minskas till 535 kg CO_2-ekv/MWh, vilket motsvarar en utveckling vid höjda utsläppsrättspriser till 30-40 €/ton inom tidsperioden till 2030.

I fallen med ökad respektive minskad andel accept resulterar känslighetsanalysen i att den summerade klimatpåverkan får ett större absolut värde (avståndet från noll ökar). Detta är en effekt av att klimatpåverkan från producerad el i avfallskraftvärmeverk minskar samtidigt som klimatpåverkan från ökad elanvändning till följd av ökad produktion av gas. Produktionen av fordonsgas får därmed en ökad konkurrenskraft gentemot produktion av el. I övriga fall får summerad klimatpåverkan ett mindre absolut värde (avståndet från noll minskar). Klimatpåverkan från el beror i dessa fall på användning i rötningsanläggningen.



Figur 18. Förändring av total klimatpåverkan, i kg CO_2 ekvivalenser/ton matavfall vid förändring av specifikt utsläpp från el, från 760 kg CO_2/MWh till 535 kg CO_2/MWh.

Figure 18. Difference in global warming potential, in kg CO_2/tonne food waste, if the specific CO_2-emission from electricity is changed from 760 kg CO_2/MWh to 535 kg CO_2/MWh.

5.4 Studerade faktorers påverkan på anläggningens ekonomi

I detta kapitel presenteras resultat för hur de studerade faktorerna påverkar kostnaderna sett ur referensanläggningens perspektiv, vilket innebär en förändrad systemgräns. Nedan listas de skillnaderna i antaganden jämfört med resultaten i kapitel 5.3:

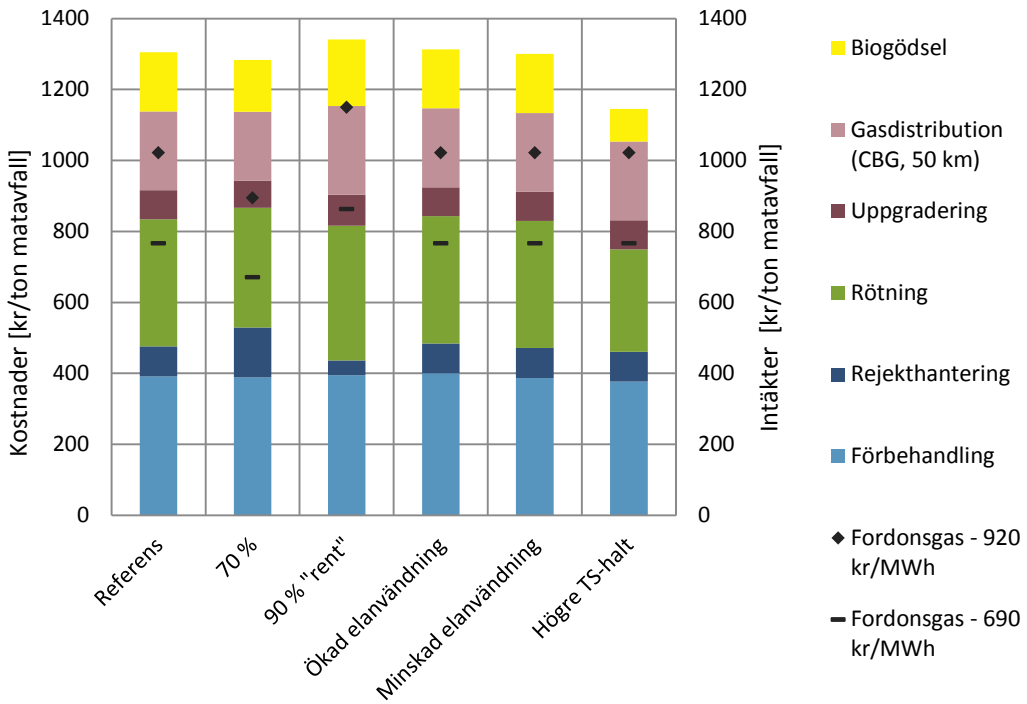
- Kapitalkostnader är inkluderade i kostnad för förbehandling, rötning, uppgradering och distribution.
- Kostnaden för fjärrvärme inkluderas i kostnaderna för rötning istället för att värderas som kostnaden för alternativ fjärrvärmeproduktion. Priset för fjärrvärme är satt till 590 kr/MWh, vilket motsvarar ett Sverigemedel 2012 enligt Nils Holgerson-undersökning, kompenserat för kundstorlek och lastprofil över året [46].
- Kostnaden för rejekthantering är beräknad utifrån en mottagningsavgift på 500 kr/ton samt kostnaden för transport på 30 km
- Två nivåer används för fordonsgaspriset utifrån medelpris i Sverige i början av mars 2013 [47] används istället för att värdera utifrån ersatt mängd fossila drivmedel, nämligen:
    - 920 kr/MWh, fritt levererat till tankstation (pris vid pump exklusive moms minus kostnad för tankställe)
    - 690 kr/MWh, fritt levererat till tankstation (75 % av ovanstående, pris vid pump exklusive moms minus kostnad för tankställe)
- Kostnaden för biogödsel inkluderar enbart transport till lantbrukare och ej kostnad för spridning.

I en anläggnings kostnadsberäkningar ingår även mottagningsavgifter för matavfall. Denna har ej tagits med i analysen. I bilaga B.2 redovisas indata för kostnadsberäkningarna.

I Figur 19 visas de beräknade kostnaderna i referensfallet respektive kostnaderna för de studerade faktorerna i avsnitt 5.3. I figuren visas även den beräknade intäkten baserat på fordonsgasproduktionen i respektive fall samt fordonsgaspriser på 920 kr/MWh respektive 690 kr/MWh.

De lägsta kostnaderna per ton matavfall erhålls i fallet ”Högre TS-halt” till följd av minskade driftskostnader i rötningsanläggningen och hantering av biogödsel. De högsta kostnaderna fås i fallet ”90 % rent” till följd av ökade kostnader i rötningsanläggningen och uppgraderingsanläggningen då mer material rötas och fordonsgasproduktionen är större.

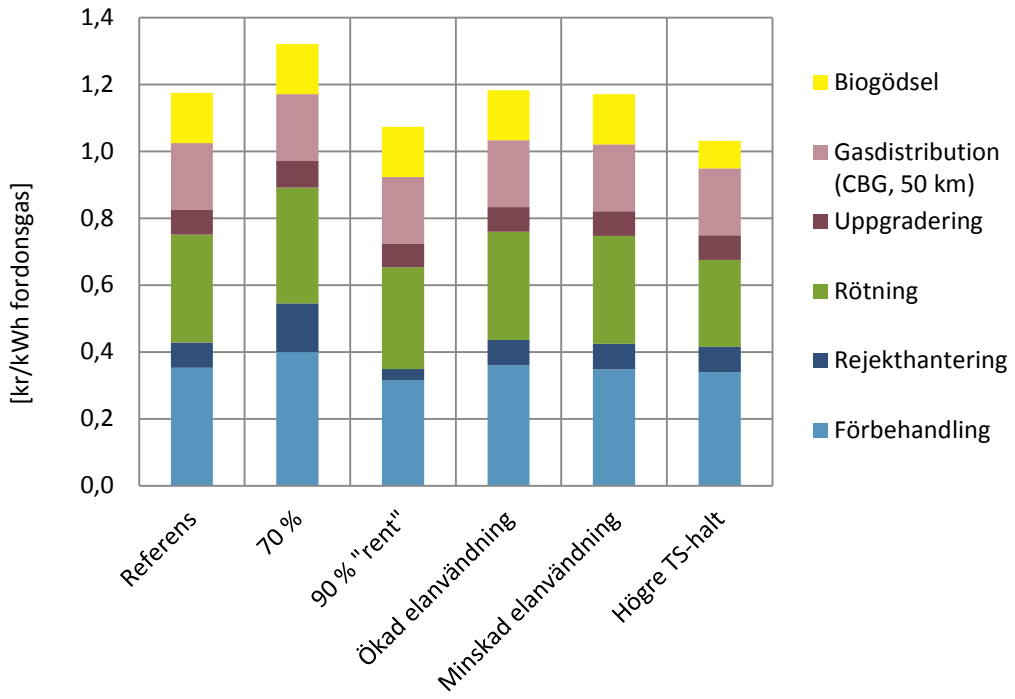
Minst differens mellan kostnader och ersättning från fordonsgasförsäljning fås i fallet ”Högre TS-halt” (120 respektive 380 kr/ton matavfall). Störst differens har fallet ”70 %” (390 respektive 610 kr/ton matavfall). Även om fallet ”90 % rent” har de högsta kostnaderna har detta fall den högsta fordonsgasproduktionen varför nettot mellan kostnader och intäkter är bland de lägsta.



Figur 19. Anläggningens kostnader (staplar) och intäkter (punkter) i referensfall och de fem studerade fallen i avsnitt 5.3. Resultaten är redovisade i kr/ton matavfall. Intäkterna är beräknade utifrån två nivåer på fordonsgaspriset.

Figure 19. Costs (bars) and revenues (dots) for the biogas production plant; in the reference scenario and the five studied scenarios in chapter 5.3.The results are presented in SEK/tonne food waste. Revenues are calculated based on two levels for the price of vehicle gas.

I Figur 20 visas de beräknade kostnaderna för de fem fallen uttryckt i kr/kWh producerad fordonsgas. Det skiljer 0,30 kr/kWh fordonsgas mellan fallen med lägst och högst kostnader.



Figur 20. Anläggningens kostnader i referensfall och de fem studerade fallen, uttryckt i kr/kWh fordonsgas.

Figure 20. Costs for the biogas production in the reference scenario and the five studied scenarios, presented as SEK/kWh, vehicle gas.

6 Systemanalys: Svårnedbrytbara substrat

6.1 Studerade faktorer

I analysen studeras förbehandling av hästgödsel och vallensilage med hjälp av ångexplosion respektive extrusion och jämförs mot ett referensfall där dessa rötas utan förbehandling. Analysen genomförs separat för varje substrat. Sammansättningen av substraten modelleras med hjälp av de vektorer som tagits fram i avsnitt 4.4.

Hästgödsel, till skillnad från vallensilage, måste spädas och hygieniseras innan det behandlas i rötningen, men vid förbehandling genom ångexplosion antas hygieniseringskraven uppfyllas varför hygieniseringssteget kan undvikas. Vid förbehandling genom extrusion sker hygieniseringen efter förbehandlingen. Respektive substrat antas ha samma TS-halt in till rötkammaren oavsett om förbehandling sker eller ej.

6.1.1 Effekt på biogasutbyte

Utifrån litteraturstudien om förbehandlingsmetoderna i avsnitt 2.3.5 och 2.3.6 och karakteriseringen av substraten i avsnitt 4.3 kan vi konstatera att det finns osäkerheter både vad gäller energiåtgången vid förbehandlingen och hur mycket metanproduktionen ökar i rötkammaren. I analysen har vi därför valt att uppskatta energiåtgången utifrån litteraturdata i avsnitt 2.3.5 och 2.3.6 och studerat hur stor ökad metanproduktion som krävs för förbehandlingen skall innebära en sänkning av utsläppen av klimatpåverkande utsläpp ur systemperspektiv. Som grundantagande antar vi att metanproduktionen ökar med 10 % i rötkammaren jämfört med om substratet inte förbehandlas.

Viktiga antaganden:

- För ångexplosionen används ånga med temperaturen 180 grader. Både hästgödsel och vall späds till TS 10 % innan ångexplosion. Vid ångexplosionen åtgår 600 kg ånga/ton TS.
- Som grundfall antas ångan produceras i biobränsleeldad ångpanna som lokaliseras i anslutning till ångexplosionen.
- Vid extrusion av hästgödsel och vallensilage antas elåtgången till 0,016 kWh/kg TS respektive 0,035 kWh/kg TS. Detta baseras på att litteraturdata indikerar en högre elåtgång ju högre TS-halt som substratet har. Efter extrusionen späds substraten till TS 10 %.

6.1.2 Ångkälla

I fallet med ångexplosion har vi som en känslighetsanalys studerat alternativet att ångan tas från ett avfallskraftvärmeverk. Detta innebär att både förbehandling och rötning måste vara lokaliserad i närheten av ett avfallskraftvärmeverk. Ångavtappningen till förbehandlingen innebär att el- och värmeproduktionen från kraftvärmeverket kommer att minska, vilket i sin tur i ett systemperspektiv måste kompenseras av annan fjärrvärme- och elproduktion. I analysen antas att huvuddelen av kraftvärmeverkets elproduktion i turbinen sker innan ångans temperatur sjunkit till 180 grader. Detta innebär att ångavtappningen vid 180 grader till stor del innebär att värmeproduktion förloras. I analysen har vi uppskattat att för varje

kWh ånga som tappas av så förloras (inklusive hänsyn till förluster vid el- och värmeproduktion) 0,81 kWh fjärrvärme och 0,09 kWh el.

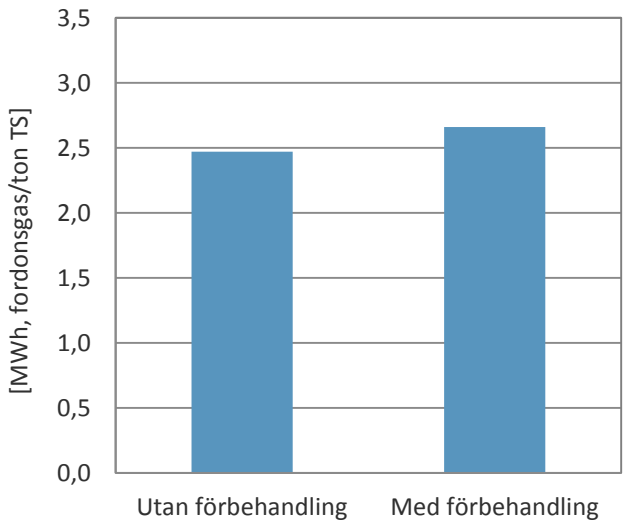
6.2 Resultat av systemanalys

I detta kapitel redovisas resultatet av de studerade faktorerna ur ett systemperspektiv med avseende på förändrad energianvändning och klimatpåverkan. Observera att en avgränsning i projektet är att ingen ekonomisk analys ingår när det gäller förbehandling av svårnedbrytbara substrat.

6.2.1 Effekt på biogasutbyte

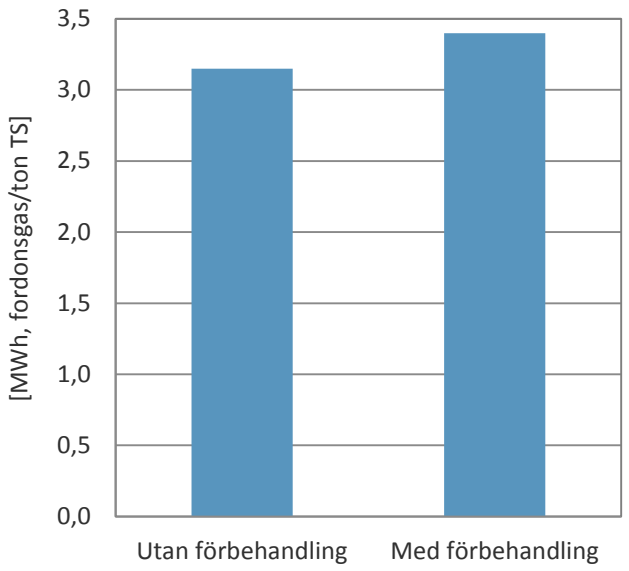
Förändrad användning och produktion av fordonsgas, el och värme
Förbehandlingen innebär att metanproduktionen i rötkammaren antas öka med 10 % jämfört med om substratet skulle rötas obehandlat. Samtidigt innebär förbehandlingen en ökad energiåtgång i form av ånga eller el. I Figur 21 till Figur 26 redovisas hur stor den förändrade användningen och produktionen av fordonsgas, värme och el blir på grund av förbehandlingen.

I Figur 21 (hästgödsel) och Figur 22 (vallensilage) redovisas hur produktionen av fordonsgas ökar till följd av förbehandlingen. Figurerna är gemensamma för bägge typerna av förbehandling eftersom vi antar att metanproduktionen i rötkammaren ökar med 10 % oavsett typ av förbehandling. Noterbart är dock att fordonsgasproduktionen ökar med knappt 8 %, det vill säga i något mindre omfattning än metanproduktionen i rötkammaren. Orsaken är att i modellen inkluderas även insamling av metangas som bildas vid biogödsellagret efter rötningen. Metangasgenereringen vid biogödsellagret är beroende av mängden VS i biogödseln och denna blir lägre ju mer materialet bryts ned i rötkammaren. Netto ökar fordonsgasproduktionen med knappt 190 kWh/ton TS (hästgödsel) respektive med knappt 250 kWh/ton TS (vallensilage).



*Figur 21. Produktion av fordonsgas från **hästgödsel**, utan respektive med förbehandling*

*Figure 21. Production of vehicle gas from **horse manure**, without and with pretreatment*



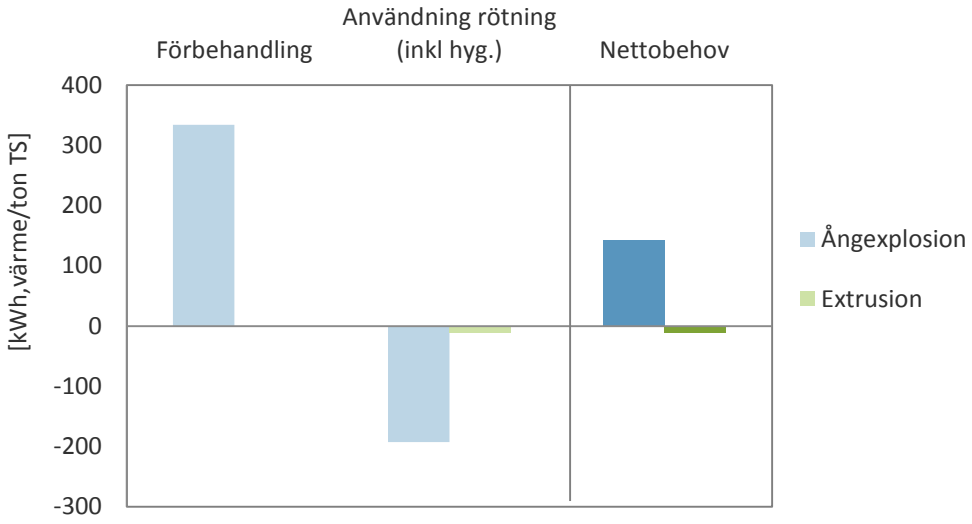
*Figur 22. Produktion av fordonsgas från **vallensilage**, utan respektive med förbehandling*

*Figure 22. Production of vehicle gas from **ley crop silage,** without and with pretreatment*

I Figur 23 (hästgödsel) och Figur 24 (vallensilage) visas hur behovet av värme förändras till följd av förbehandlingen. I figurerna illustreras förändringarna jämfört med att substraten rötas utan förbehandling. Behovet av värme stiger i fallet med ångexplosion till följd av den ånga som krävs för uppvärmningen och förbehandlingen av substratet.

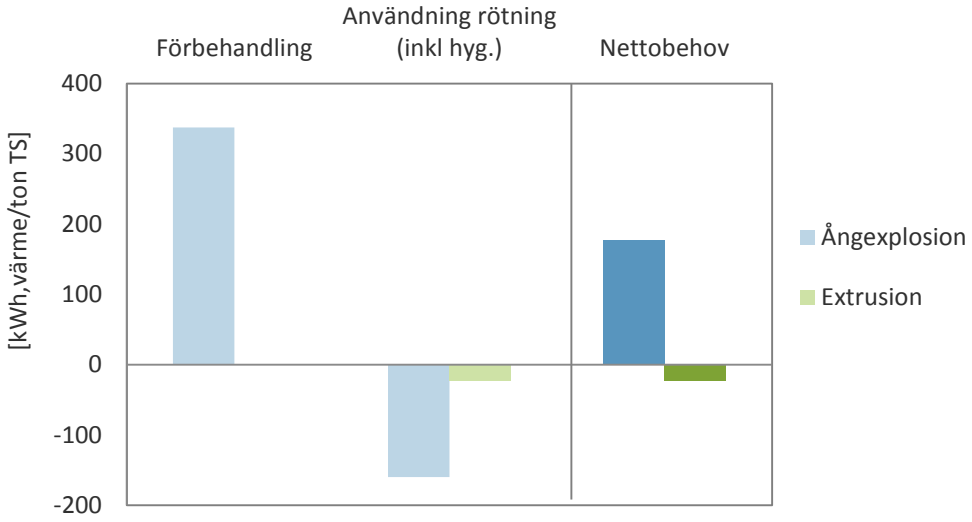
Vid behandling av hästgödsel undviks hygieniseringssteget vilket leder till ett minskat uppvärmningsbehov. Vid behandling av vall innebär ångexplosionen att substratet blir uppvärmt och därigenom minskar uppvärmningsbehovet i rötkammaren. Nettoeffekten är dock i båda fallen är ett totalt ökat uppvärmningsbehov eftersom energiåtgången vid ångexplosionen är större än den uppvärmning som kan undvikas.

Här är det viktigt att notera att ångproduktionen baseras på lokal förbränning av biobränsle medan hygieniseringen och uppvärmning av rötkammare sker med hjälp av fjärrvärme. För extrusion förbrukas ingen värme vid förbehandlingen. Vid extrusionen sker en viss uppvärmning av substratet vilket minskar behovet av hygieniseringsvärme respektive uppvärmning av rötkammaren. I beräkningarna har antagits att 70 % av insatt elenergi nyttiggörs som minskat uppvärmningbehov.



*Figur 23. Förändrat värmebehov uttryckt i kWh värme/ton TS **hästgödsel** jämfört med rötning utan förbehandling.*

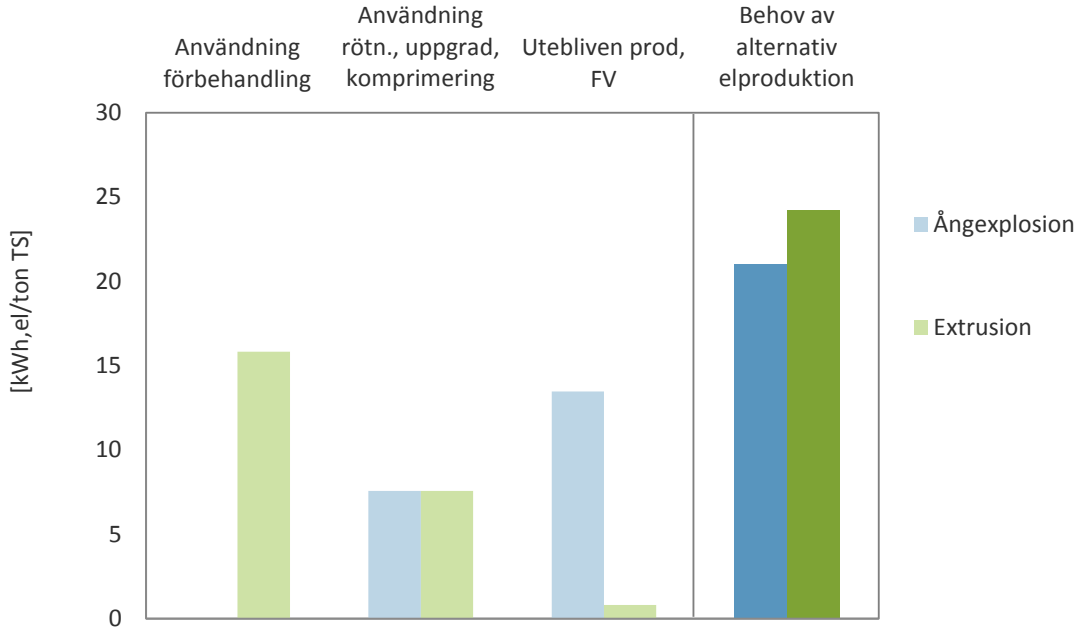
*Figure 23. Difference in heat demand expressed as kWh heat/tonne **DM horse manure** f compared to anaerobic digestion without pretreatment.*



*Figur 24. Förändrat värmebehov uttryckt i kWh värme/ton TS **vallensilage** jämfört med rötning utan förbehandling.*

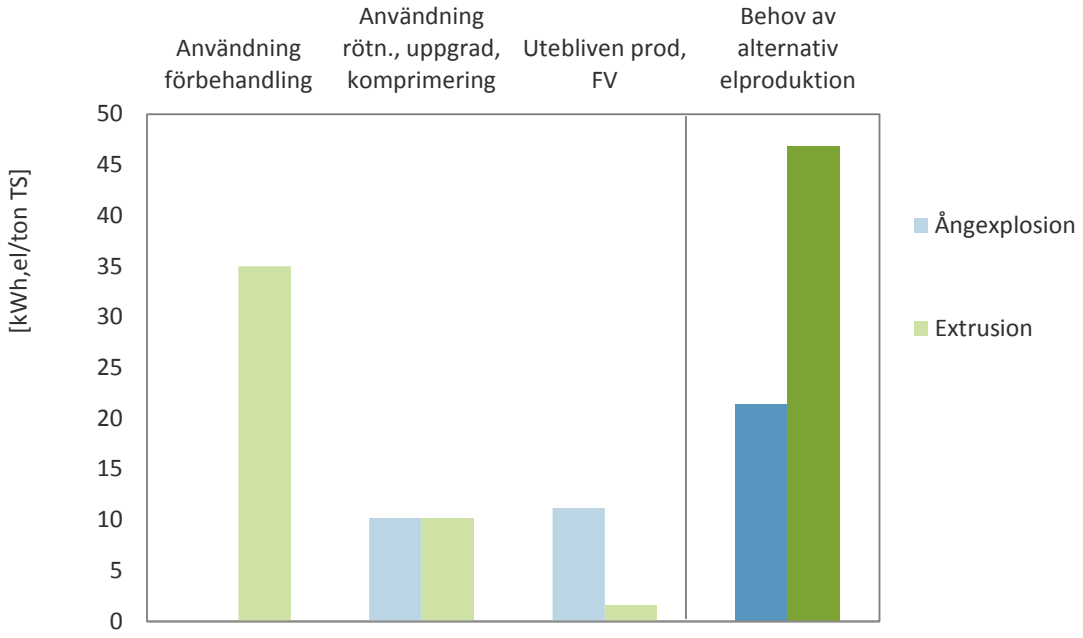
*Figure 24. Difference in heat demand expressed as kWh heat/tonne **DM ley crop silage** compared to anaerobic digestion without pretreatment.*

I Figur 25 (hästgödsel) och Figur 26 (vallensilage) visas hur behovet av alternativ elproduktion förändras till följd av förändrad elanvändningen i förbehandling, rötning, uppgradering och komprimering samt utebliven produktion i fjärrvärmesystemet. I figurerna illustreras förändringarna jämfört med att substraten rötas utan förbehandling. Vid förbehandling är det enbart extrusionen som förbrukar el. Denna ökar med TS-halten vilket är orsaken till att extrusionen av vall har en betydligt högre elförbrukning än dito av hästgödsel. Elförbrukningen vid rötning, uppgradering och komprimering ökar i samma omfattning eftersom ökningen av metangasproduktionen antas ske på samma sätt i rötkammaren för de två förbehandlingsmetoderna (Denna elförbrukning är direkt avhängig mängden metangas som produceras). Ångexplosionen innebär minskat behov av värme för hygienisering och rötning medan extrusionen ger ett mer blygsamt värmetillskott (jämför ovan). I olika omfattning minskar då behovet av fjärrvärme vilket i sin tur innebär minskad drifttid för kraftvärmeproducerande anläggningar i fjärrvärmesystemet med minskad elproduktion som följd. Detta ökar behovet av alternativ elproduktion.



Figur 25. Förändrat behov av alternativ elproduktion för de två förbehandlingsmetoderna uttryckt i kWh el/ton TS ***hästgödsel****. Längst till höger visas summan av de övriga staplarna: förändrad användning i förbehandling, rötning, uppgradering och komprimering, behov av elproduktion till följd av minskad produktion i fjärrvärmesystemet.*

Figure 25. Difference in need of alternative electricity generation for the two pretreatment alternatives in kWh,electricity/tonne DM ***horse manure*** *(to the right) as a sum of use in pretreatment, anaerobic digestion, upgrading and compressing of vehicle gas, and need of electricity production following reduced production in the district heating system.*



Figur 26. Förändrat behov av alternativ elproduktion för de två förbehandlingsmetoderna uttryckt i kWh el/ton TS ***vallensilage****. Längst till höger visas summan av de övriga staplarna: förändrad användning i förbehandling, rötning, uppgradering och komprimering, behov av elproduktion till följd av minskad produktion i fjärrvärmesystemet.*

Figure 26. Difference in need of alternative electricity generation for the two pretreatment alternatives in kWh,electricity/tonne DM ***ley crop silage*** *(to the right) as a sum of use in pretreatment, anaerobic digestion, upgrading and compressing of vehicle gas, and need of electricity production following reduced production in the district heating system.*

Förändrad klimatpåverkan för systemet

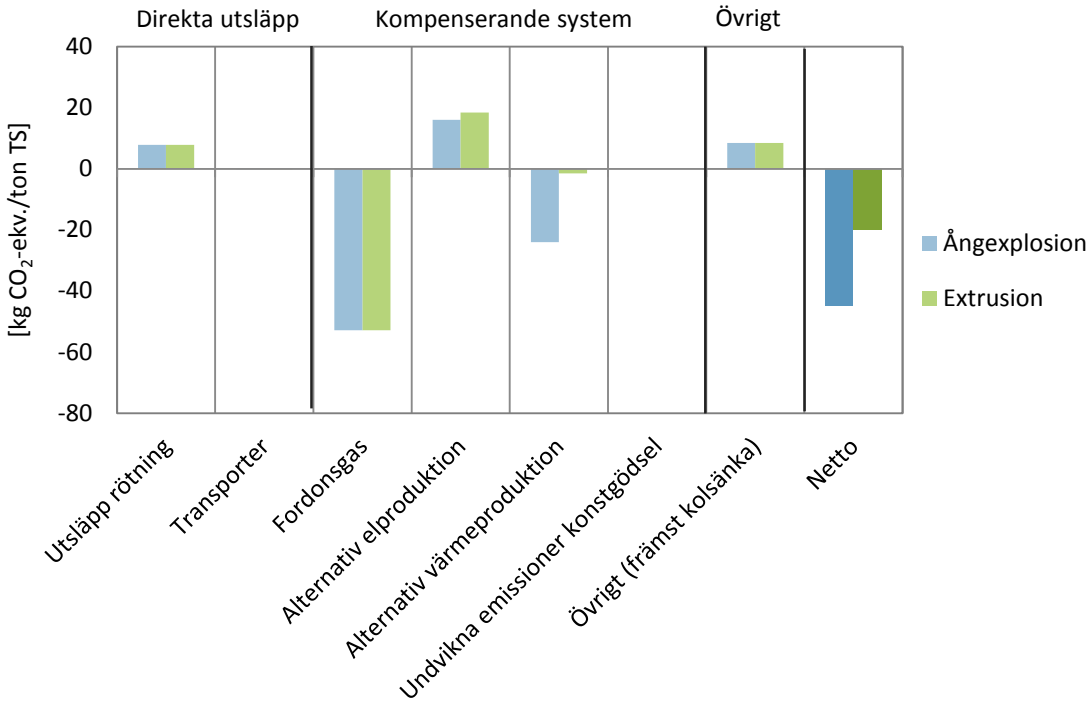
I Figur 27 (hästgödsel) och Figur 28 (vallensilage) visas den förändrade klimatpåverkan på systemet för de två studerade förbehandlingsmetoderna uppdelat på direkta utsläpp från transporter och metanslip i rötning och kompenserande system. Förändringarna illustreras jämfört med rötning av substraten utan förbehandling.

För hästgödsel innebär bägge förbehandlingsmetoderna att utsläppen netto minskar. Resultatet domineras av förändringar i kompenserande system i form av ersättning av fossila drivmedel och behov av alternativ värme- och elproduktion. Posten ”Övrigt” domineras av att biogödseln innehåller mindre mängd biogent kol (eftersom en större andel av substratet omvandlats till metangas) vilket innebär en minskad kolinlagring i åkermark.

I alternativet med ångexplosion av hästgödsel kan vi notera att förbehandlingen leder till minskad klimatpåverkan även om förbehandlingen inte skulle leda till ökad metanproduktion. Detta är en systemeffekt som beror av att ångexplosionen leder till minskat behov av fjärrvärme för hygienisering. Förklaringen till resultatet är att ångproduktionen sker baserat på biobränsle med låga klimatpåverkande utsläpp medan fjärrvärmeproduktionen har en viss fossilandel som ger klart större klimatpåverkande utsläpp. I Figur 27 är nettoresultatet är en minskning av klimatpåverkande utsläpp på 45 kg

CO_2-ekv./ton TS hästgödsel och av detta står denna systemeffekt för 14 kg/CO_2-ekv./ton TS hästgödsel. Exklusive denna systemeffekt innebär ångexplosionen sålunda en sänkning av utsläppen med 31 kg/ CO_2-ekv./ton TS hästgödsel när metanproduktionen ökar med 10 % i rötkammaren. Denna sänkning, det vill säga exklusive systemeffekten ovan, är linjärt avhängig hur mycket metanproduktionen ökar i rötkammaren. Vid 1 % ökning av metanproduktionen i rötkammaren minskar utsläppen, exklusive systemeffekten, med ca 3,1 kg/ CO_2-ekv./ton TS hästgödsel.

Vid extrusion av hästgödsel finns däremot en lägsta nivå för hur mycket metanproduktionen måste öka i rötkammaren för att förbehandlingen skall leda till en minskning av de klimatpåverkande utsläppen. Brytpunkten för minskad klimatpåverkan har beräknats till en ökning av metanproduktionen på knappt 4 %.



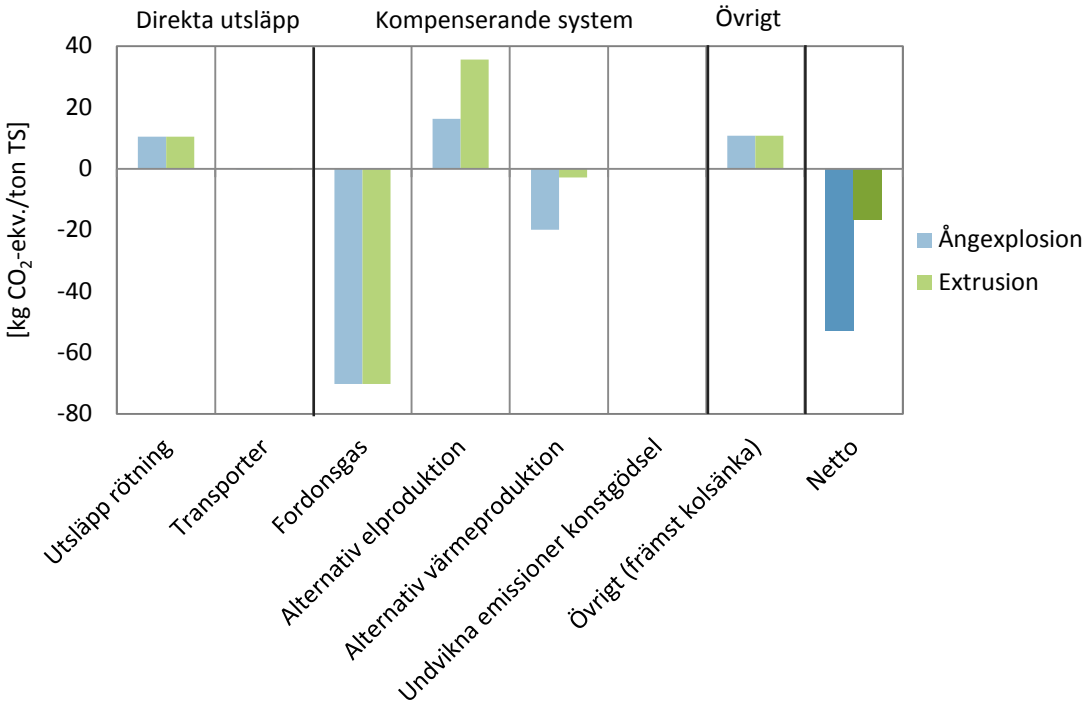
*Figur 27. Förändrad klimatpåverkan vid förbehandling uttryckt i kg CO_2-ekvivalenser/ton TS **hästgödsel**. Stapeln längst till höger visar den beräknade nettoeffekten av övriga poster.*

*Figure 27. Difference in global warming potential due to pretreatment in kg CO_2-eq/DM tonne **horse manure**. The calculated sum of all effects is shown to the right in the figure.*

För vall fås liknande resultat som för hästgödsel. Även här finns samma underliggande systemeffekt vid ångexplosion som gör att de klimatpåverkande utsläppen minskar även om förbehandlingen inte leder till en ökad metanproduktion i rötkammaren. I Figur 28 är nettoresultatet är en minskning av klimatpåverkande utsläpp på 53 kg CO2-ekv./ton TS vall och av detta står denna systemeffekt för drygt 11 kg/CO2-ekv./ton TS vall. Exklusive denna systemeffekt innebär ångexplosionen sålunda en sänkning av utsläppen med 42 kg/ CO2-ekv./ton TS vall när metanproduktionen ökar med 10 % i rötkammaren. Denna sänkning, det vill säga exklusive systemeffekten ovan, är linjärt avhängig hur mycket

metanproduktionen ökar i rötkammaren. Vid 1 % ökning av metanproduktionen i rötkammaren minskar utsläppen, exklusive systemeffekten, med ca 4,2 kg/ CO2-ekv./ton TS vall.

På samma sätt som för hästgödsel finns en lägsta nivå för hur mycket metanproduktionen måste öka i rötkammaren för att extrusion av vallensilage skall leda till en minskning av de klimatpåverkande utsläppen jämfört med referensfallet. Brytpunkten för minskad klimatpåverkan har här beräknats till en ökning av metanproduktionen på knappt ca 6 % och är därmed högre än motsvarande för hästgödsel. Orsaken är den högre elförbrukningen vid extrusionen av vall jämfört med hästgödsel.



*Figur 28. Förändrad klimatpåverkan vid förbehandling uttryckt i kg CO_2-ekvivalenter/ton TS **vallensilage**. Stapeln längst till höger visar den beräknade nettoeffekten av övriga poster.*

*Figure 28. Difference in global warming potential due to pretreatment in kg CO_2-eq/DM tonne **ley crop silage**. The calculated sum of all effects is shown to the right in the figure.*

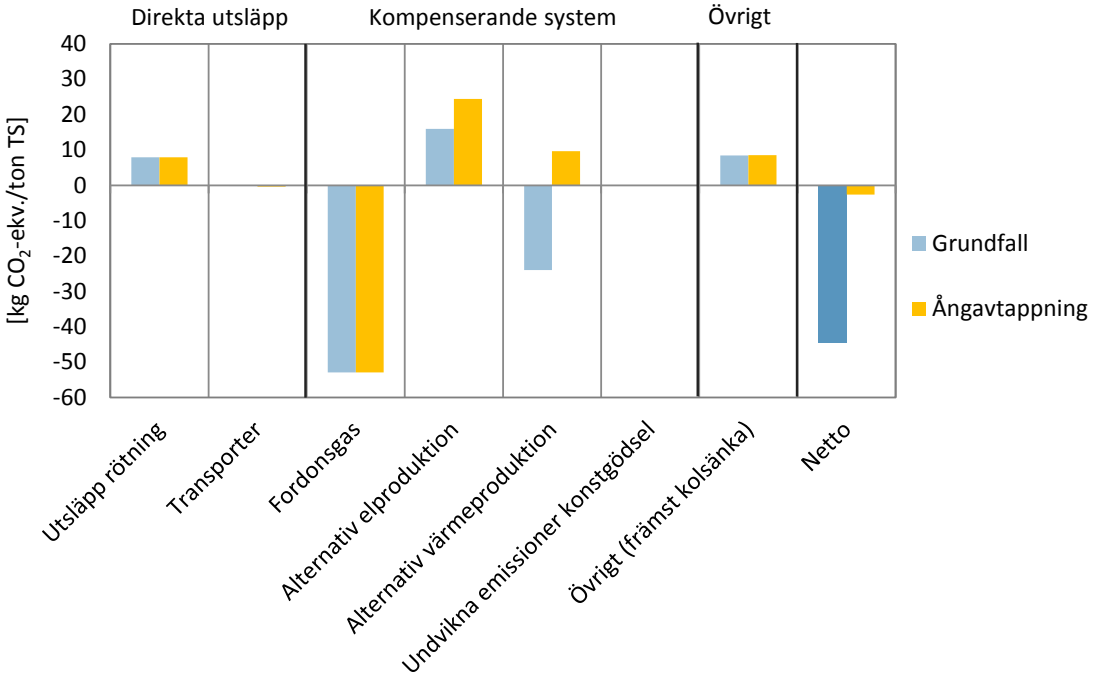
6.2.2 Ångkälla

I grundfallet används en lokal biobränsleeldad panna för ångproduktion vid förbehandling genom ångexplosion. I denna känslighetsanalys har vi studerat alternativet att ångan istället tappas av från ett avfallskraftvärmeverk, vilket innebär att el- och fjärrvärmeproduktionen sjunker från avfallskraftvärmeverket och måste ersättas med alternativ el- och fjärrvärmeproduktion (se även avsnitt 6.1.2).

I Figur 29 (hästgödsel) och Figur 30 (vallensilage) illustreras hur klimatpåverkan förändras i grundfallet respektive i känslighetsanalysen med ångavtappning jämfört med om substraten

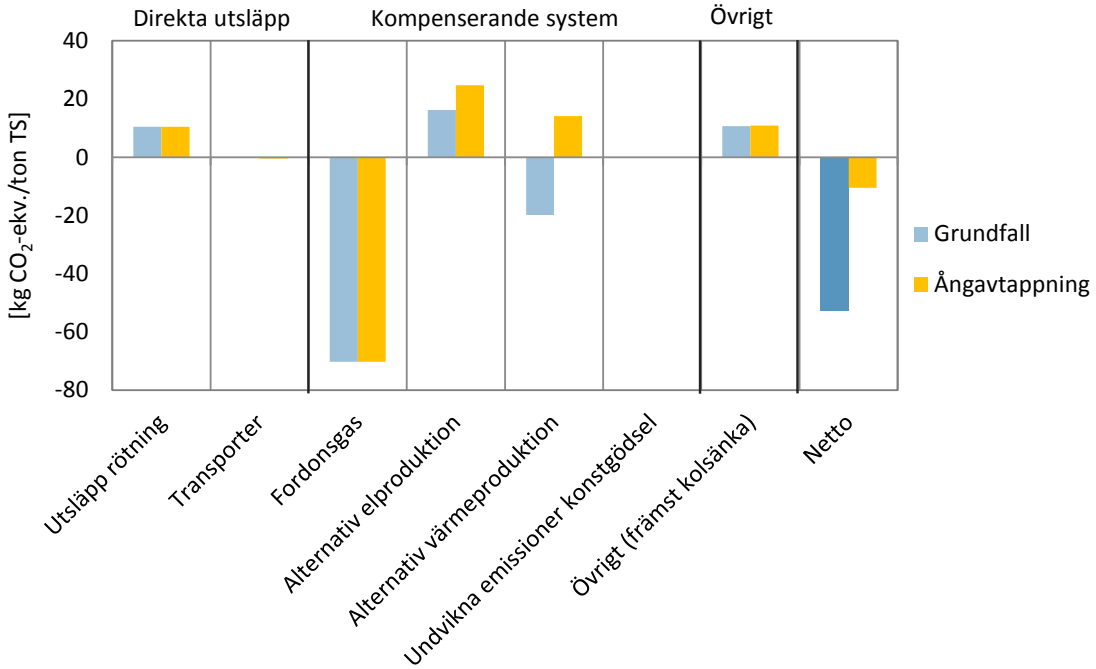
inte förbehandlas. (Grundfallet innebär alltså samma resultat som för ångexplosion i Figur 27 och Figur 28).

För båda substraten försämras utfallet när ångavtappning används. Försämringarna beror av ökade utsläpp från alternativ el- och fjärrvärmeproduktion, vilket i sin tur beror på att el- och värmeproduktionen minskar från avfallskraftvärmeverket när ångan avtappas och används i ångexplosionen.



*Figur 29. Förändrad klimatpåverkan vid förbehandling genom ångexplosion uttryckt i kg CO_2-ekvivalenter/ton TS **hästgödsel**, grundfall respektive känslighetsanalys med ångavtappning från avfallskraftvärmeverk. Stapeln längst till höger visar den beräknade nettoeffekten av övriga poster.*

*Figure 29. Difference in global warming potential due to steam explosion in kg CO_2-eq/DM tonne **horse manure** in reference scenario and sensitivity analysis with steam extraction from a combined heat and powerplant with waste incineration. The calculated sum of all effects is shown to the right in the figure.*



Figur 30. Förändrad klimatpåverkan vid förbehandling genom ångexplosion uttryckt i kg CO_2-ekvivalenter/ton TS ***vallensilage****, grundfall respektive känslighetsanalys med ångavtappning från avfallskraftvärmeverk. Stapeln längst till höger visar den beräknade nettoeffekten av övriga poster.*

Figure 30. Difference in global warming potential due to steam explosion in kg CO2-eq/DM tonne ley crop silage in the reference scenario and sensitivity analysis with steam extraction from a combined heat and powerplant with waste incineration. The calculated sum of all effects is shown to the right in the figure.

7 Diskussion

7.1 Analysdata

Karakterisering av substrat för biogasproduktion är förknippat med utmaningar och det finns inget standardiserat sätt att beskriva biogassubstrat. I det här projektet gjordes en relativt omfattande karakterisering med ambitionen att öka förståelsen för sambanden mellan olika analysvariabler samt mellan sammansättning och metanpotential samt utröna vilka metoder som är mest lämpliga för karakterisering. Ytterligare ett syfte var att öka förståelsen för förbehandlingars effekter på biogassubstratens karaktär.

När det gäller karakterisering av matavfall visade det sig att den valda metoden för lignin inte var lämpad för den här typen av material vilket gjorde beskrivningen av materialet bristfällig (se avsnitt 4.1). Genom komplettering av analysdata med litteraturdata kunde dock en vektor tas fram som efter modifikationer i beräkningsmodellen kunde förklara de uppmätta metanpotentialerna i såväl accept som rejekt från den valda anläggningen.

Analysresultaten från detta projekt har bidragit med ny information om hur olika komponenter i matavfall fördelar sig i accept- och rejektfraktion vid en förbehandling. En mer djupgående studie av analysresultaten kan troligtvis ge ännu mer information, framförallt kopplat till förbehandling av svårnedbrytbara substrat och detta kommer att genomföras utanför ramen för detta projekt.

När det gäller vallensilage och hästgödsel kunde materialet beskrivas med de valda metoderna, men den beräknade metanpotentialen baserad på sammansättningen stämde inte överens med den uppmätta, som var avsevärt högre. Detta visar på ett behov av utveckling av karakteriseringsmetoder som kan beskriva ett materials rötningsegenskaper. Analys av förbehandlade prover visade på betydande effekt på materialets sammansättning, vilket dock inte nödvändigtvis ledde till en förbättrad nedbrytbarhet. Här finns ytterligare utvecklingsbehov.

7.2 Energibalans

Av de studerade faktorerna för förbehandling av matavfall är det enbart fallen med förändrad acceptmängd som förändrar produktionen av fordonsgas. Övriga fall innebär förändrad effektivitet i anläggningen med avseende på energianvändning, antingen i förändrad elanvändning i förbehandlingen eller nedströms i rötningsanläggningen eller i form av förändrad värmeanvändning i hygienisering och rötkammare. Dessa förändringar är dock små jämfört med potentialen ökad mängd fordonsgas.

Fallet med ökning av acceptmängden till 90%, som resulterar i en ökad fordonsgasproduktion med drygt 10 %, bör ses som en optimal förbehandling där enbart oönskat material avskiljs utan förlust av lättnedbrytbart material. I systemanalysen har ingen extra kostnad eller energianvändning i förbehandlingen lagts till för att åstadkomma förbättringen, varför resultatet bör ses som en värdering av hur stora merkostnaderna får vara. För att åstadkomma förbättringen kan det exempelvis krävas att mer spädvätska tillsätts eller högre energiförbrukning.

När rejektmängderna förändras ändras även producerad mängd el och värme i avfallsförbränningsanläggning. Vid förbränning av rejektet är den beräknade totala mängden producerad värme och el är större, mätt i GWh, än mängden producerad fordonsgas när rejektet rötas. Som diskuteras nedan visar resultaten att trots detta är det bättre ur klimatsynpunkt att producera fordonsgas från rejeketet.

Resultatet av att höja TS-halten i acceptet indikerar stora effektiviseringsmöjligheter för nedströms behandling av avfallet. Störst vinst görs av att mindre energi går åt för att hygienisera matavfallet. Höga TS-halter kan dock leda till svårigheter i hantering i pumpar och omrörning, vilket analysen ej tagit hänysn till. Blir acceptet mer svårhanterat kan det i sin tur leda till att driftskostnader och energiåtgång ökar vid behandlingen. I analysen görs även antagandet att ökad TS-halt leder till ökad TS-halt i biogödseln, vilket ger minskad åtgång av drivmedel. Ökad TS-halt i rötkammare kan dock leda till svårigheter med omrörning och för hög organisk belastning, vilket ej tagits hänsyn till. Sammanfattningsvis finns det ett behov av att göra en mer ingående konsekvensanalys av effekterna av höjd TS-halt. Potentialen är dock stor både med avseende på energiåtgång och kostnader.

När det gäller svårnedbrytbara substrat kan vi konstatera att det råder osäkerheter både vad gäller den energiåtgång som krävs för att förbehandla substraten och hur mycket fordonsgasproduktionen ökar till följd av förbehandlingen. I systemanalysen valde vi att studera detta genom att uppskatta energiåtgången baserat på litteraturdata och därefter undersöka olika nivåer på ökningen av metanproduktionen i rötkammaren. Grundfallet (där metanproduktionen i rötkammaren antogs öka med 10 % vid förbehandling) innebar i samtliga kombinationer av förbehandling och substrat att energimängden fordonsgas ökade mer än energiåtgången i form av el och värme. För ångexplosion var emellertid differensen relativt liten och klart känslig för antaganden kring ångbehov och ökad metanproduktion i rötkammaren. Det är tydligt från arbetet att ytterligare fortsatta studier behövs rörande energiåtgång och ökad metanproduktion vid förbehandling genom ångexplosion och extrusion.

Samtidigt måste man betona att även om energibalansen är intressant så är det svårt att jämföra olika energiformer såsom fordonsgas, el och värme eftersom de kan göra olika nytta beroende på i vilket system de används. Detta innebär att även om energibalansen är negativ kan slutresultatet ur systemperspektiv vara positivt (och vice versa) beroende på vilken nytta som studeras. I systemanalysen studerades klimatnyttan av förbehandligen av svårnedbrytbara substrat vilket utvecklas mer under nedanstående avsnitt.

7.3 Klimatvärdering

De faktorer som studerades för förbehandling av matavfall visade på små förändringar av klimatpåverkan, samtliga av storleksordningen 10 kg CO_2-ekvivalenser/ton matavfall. Detta gör att resultatet är känsligt för de antaganden som gjorts angående producerad mängd fordonsgas och produktion och användning av el och värme. Om exempelvis fallet med ökad acceptmängd skulle kräva en ökad användning av el, motsvarande en fördubbling av elförbrukningen skulle hela den förbättrade klimatnyttan motverkas av ökad klimatpåverkan i alternativ elproduktion.

En av de viktigaste faktorerna vid utvärdering av klimatpåverkan i ett systemperspektiv är mängden fordonsgas som ersätter fossila bränslen. Vid förbehandling av matavfall visar resultaten för ökad mängd accept att klimatnyttan av att ersätta fossila drivmedel är större än den negativa klimatpåverkan som åstadkoms av alternativ el- och värmeproduktion. Detta trots att den totala energiproduktionen från värme och el är större än produktionen av fordonsgas. Inom fordonssektorn står fossila bränslen för den absolut största delen av energianvändningen medan fjärrvärmesektorn till stor del gjort omställningen från fossil till icke-fossil bränslemix.

Förändring i elanvändning får relativt stor påvekan i resultaten för klimatpåverkan trots små energimässiga förändringar, vilket bygger på en långsiktig marginalbetraktelse vad en förändrad användning av el får på produktionsmixen av el. Känslighetsanalysen i kapitel 5.3.4 visar att med lägre specifikt koldioxidutsläpp från el skulle innebära en förbättrad konkurrenskraft för fordonsgas gentemot produktion av el i avfallskraftvärme. Samtidigt får en förändring av elanvändningen i förbehandlingen en mindre påverkan på resultatet. Dock är den totala klimatpåverkan från de studerade fallen för matavfall fortfarande relativt liten.

För en anläggning där rejektet behandlas med exempelvis kompostering, skulle resultatet förändras markant. Då skulle en förändrad acceptmängd ej få påverkan på värme- och elproduktion i avfallskraftvärmeverk. Bortser man från produktion i avfallskraftvärmeverk skulle klimatnyttan av ökad acceptmängd uppskattningsvis förbättras med 30 kg CO_2-ekvivalenser/ton matavfall.

I analysen har den producerade biogödseln värderats ur ett klimatperspektiv baserat på alternativ produktion av kalium, kväve och fosfor. Resultaten visar att ersättning av konstgödsel bidrar till ökad klimatnytta om exempelvis mer av det rötbara materialet återfinns i acceptet. Nyttan av att ersätta mineralgödsel är idag dock relativt liten jämfört med nyttan av att ersätta fossila drivmedel med fordonsgas. Samtidigt är det viktigt att poängtera att en attraktiv biogödsel med avsättning hos lantbruket är en förutsättning för att fordonsgas ska kunna produceras. Om förbehandlingen inte lyckas avskilja oönskat material så att inte biogödseln kan användas på åkermark kan detta leda till stora kostnader för produktionsanläggningen. I detta perspektiv är klimatnyttan från biogödsel och fordonsgasproduktion sammanlänkade.

När det gäller svårnedbrytbara substrat indikerar resultaten att det finns en klimatnytta av förbehandlingen. Men som tidigare konstaterats ovan när det gäller energibalansen är resultaten avhängiga hur stor energiåtgången är i form av ånga (vid ångexplosion) respektive el (vid extrusion) samt hur mycket metanproduktionen ökar i rötkammaren till följd av förbehandlingen. Ur klimatperspektiv är det också viktigt hur alternativ el- och fjärrvärmeproduktion sker samt vilka drivmedel den producerade fordonsgasen ersätter.

Behandling genom ångexplosion där ångan produceras genom en biobränsleeldad panna uppvisar den största reduktionen av klimatpåverkande utsläpp i systemanalysen. Förutom ovanstående faktorer är detta alternativ även beroende av om biobränsle är en begränsad resurs. I dagsläget finns biobränsle tillgängligt för ökad användning i ett svenskt perspektiv, men i ett globalt perspektiv på längre sikt kan biobränsle bli en begränsad resurs som allt fler länder efterfrågar i sina ambitioner att minska sina klimatpåverkande utsläpp. I en sådan situation skulle en ökad användning av biobränsle vid ångexplosion i Sverige leda till

reducerad användning av biobränsle någon annanstans i världen med följden att någon form av fossilt bränsle måste användas istället för att klara det energibehov som måste uppfyllas. Nettoeffekten skulle då bli att utsläppen ökar motsvarande utsläppen från det fossila bränslet, det vill säga avsevärt mer än de utsläpp som är förknippade med användning av biobränsle.

7.4 Förbehandlingens påverkan på ekonomin för systemet och biogasanläggningen

Av de studerade faktorerna för förbehandling av matavfall ger en förändrad acceptmängd och ökad TS-halt i acceptet den största ändringen för systemets och anläggningens kostnad.

I fallet med förändrad andel accept resulterade i en förändring av systemets kostnader med cirka 100 kr/ton matavfall. Resultatet är till största del beroende av värderingen av fordonsgas, som uppgår till priset för det ersatta fossila drivmedlet, samt hur produktionen av fordonsgas förändras.

Även sett från en anläggnings perspektiv innebär en förändrad produktion av fordonsgas en avgörande förändring i ökade intäkter. Fordonsgasen värderas dock annorlunda för en anläggning jämfört med på systemnivå. Ersättningen, och kostnaden, för fordonsgasproduktion beror på vilka led inom produktionskedjan som anläggningen själv är ansvarig för. Dessutom är priset på fordonsgas lägre per kWh än priset för fossila drivmedel. Då kapitalkostnader är inkluderade i anläggningsperspektivet innebär en ökad produktion av fordonsgas att de totala kostnaderna bärs av en högre intäkt.

I fallet med förändrad acceptmängd är även kostnadsförändringen för rejekthantering väsentlig. Det skiljer ca 100 kr/ton matavfall i kostnaden för rejekthantering mellan fallen med hög och låg andel accept. Här är det viktigt att poängtera att kostnaden beräknas på rejektets våtvikt, vilket innebär om rejektet har en lägre TS-halt än 45 % kommer kostnaden för rejekthantering att öka, både mottagningsavgiften och transportkostnaden.

I fallet med ökad TS-halt på accept är skillnaderna mellan resultatet i systemperspektiv och anläggningens perspektiv små, till följd av förändringarna sker inom anläggningen. Kostnadsförändringen beror främst på minskade hanteringskostnad för biogödsel och minskade driftskostnader i rötningsanläggningen. De rörliga drifts- och underhållskostnaderna har här antagits direkt proportionella till våtvikten på acceptet. Som diskuterats ovan angående energiaspekter är resultatet beroende av om det är tekniskt möjligt att hantera så höga TS-halter utan att få ökade driftskostnader. Oavsett innebär en ökad TS-halt på acceptet att en större mängd av andra substrat med lägre TS kan behandlas.

Det finns exempel på förbehandlingsanläggningar som transporterar förbehandlat matavfall med tankbil till externa rötningsanläggningar. För dessa anläggningar spelar TS-halten stor roll vad det gäller transportkostnader. En ökning av TS-halten till 20 % från 12 % motsvarar nästan en halvering av volymen accept som behöver transporteras. Idag finns det exempel på anläggningar som har TS-halter runt 25 %.

Effekten av förändrad elanvändning i förbehandlingsanläggningen har liten påverkan på kostnaderna med de elpriser som använts i beräkningarna. En ökning från 16 till 30 kWh/el ger enbart en förändring på nettot mellan kostnader och intäkter på knappt 10 kr/ton matavfall. För att nå samma påverkan som de andra fallen krävs en tiofaldigt ökad elanvändning. En förändad elanvändning har dock en mycket större effekt på klimatvärderingen.

8 Slutsatser

Relevanta substrat med förbättringspotential

Källsorterat matavfall är nu och framgent ett högprioriterat substrat. Det kan betraktas som jämförelsevis lätt nedbrytbart men det ankommer normalt med föroreningar i form av förpackningsmaterial och annat oönskat material. Här krävs framför allt en separation av dessa oönskade beståndsdelar utan att stora delar av biogaspotentialen går förlorad.

Två andra substrat med hög relevans är vallgrödor och hästgödsel. Här är begränsningen främst materialens tillgänglighet och nedbrytningshastighet, vilket kan påverkas genom förbehandling.

Kvalitet och användbarhet av tillgänglig information.

Tillgänglig information angående förbehandlingars prestanda är bristfällig. Det saknas standardiserade metoder för att beskriva biogassubstrat och förbehandlingseffekter och många analysmetoder är dåligt anpassade till heterogena substrat.

Samma problem vidlåder anläggningarna. Det behövs fler prover och mer mätdata för anläggningarna och dess komponenter för att det skall vara möjligt att enkelt utvärdera effekter av förändringar.

Identifiera de mest relevanta faktorerna som påverkar ekonomi och klimateffekter relaterat till förbehandling av matavfall

Förbehandling står för en väsentlig del av en rötningsanläggnings kostnader. Viktigt för anläggningens ekonomi är att så lite rötbart material som möjligt avskiljs i rejektfasen. Det får dock inte äventyra kvaliteten på biogödseln då en attraktiv biogödsel är väsentlig för anläggningens ekonomi.

I ett systemperspektiv finns störst potential att minska kostnaderna för behandling av matavfall vid ökad TS-halt i acceptet. Potentialen uppgår till 150 kr/ton matavfall till följd av minskad hanteringskostnad av biogödsel och minskade driftskostnader i rötningsanläggningen. Förändrad andel accept har näst störst påverkan på systemets kostnader, där ökad mängd accept minskar kostnaderna med upp till 100 kr/ton matavfall och minskad mängd accept ökar kostnaderna med upp till 100 kr/ton. I detta fall har det totala värdet av den producerade fordonsgasen störst inverkan på resultatet.

Sett ur en anläggnings perspektiv ger ökad TS-halt på acceptet och ökad mängd accept lägst produktionskostnad för fordonsgas vilken uppgår till cirka 1,05 kr/kWh fordonsgas. Högst produktionskostnad, cirka 1,30 kr/kWh, ger fallet med minskad mängd accept. Detta fall belastas av en lägre fordonsgasproduktion och högre rejekthanteringskostnad.

Förändrad elanvändning i förbehandlingssteget ger liten påverkan på ekonomin, både i ett systemperspektiv och för den enskilda produktionsanläggningen.

Resultaten visar vidare att medan åtgärderna har stor påverkan på systemets och anläggningens kostnader så gäller det motsatta för klimatpåverkan. Alla de studerade åtgärderna ger en liten total förändring av klimatpåverkan för systemet, med storleksordningen 10 kg CO_2 ekvivalenter/ton matavfall.

För att förbättra systemets klimatpåverkan bör förbehandlingsanläggningar eftersträva en hög andel accept med hög TS-halt. Då kan mer fordonsgas ersätta fossila drivmedel samtidigt som mindre energi går åt i nedströms processer. Resultatet förutsätter att kvaliteten på biogödseln kan bibehållas. Samtidigt bör en ökad elanvändning undvikas i förbehandlingsanläggningen då förändrad elanvändning ger störst förändring av klimatpåverkan per energienhet.

System där förbehandling av svårnedbrytbara substrat kan leda till positiv energibalans och minskad klimatpåverkan

Bland en mångfald förbehandlingsmetoder har ångexplosion och extrusion identifierats som de mest lovande. De har båda visat sig kunna ge positiva effekter med avseende på energibalans och klimatpåverkan. Dessa metoder har dock dokumenteras i alltför liten omfattning i fullskaledrift och en kvantifiering är därför svår att göra av effekterna.

För både energibalans och klimatpåverkan är det centralt att förbehandlingen leder till en ökad fordonsgasproduktion. Med de data som använts i projektet räcker ökningar av fordonsgasproduktionen med i storleksordningen 5 % för att förbehandlingen skall ge minskad klimatpåverkan.

För ångexplosion är det viktigt ur klimatsynpunkt hur ångan produceras. Resultaten visar tydligt att produktion i en biobränsleeldad ångpanna är att föredra framför ångavtappning från ett avfallskraftvärmeverk. För extrusion spelar elanvändningen en stor roll för klimatpåverkan.

En fördel med ångexplosion är att hygienisering kan undvikas. Därmed undviks både energiåtgång och utsläpp på grund av denna. Nettoeffekten ur klimatsynpunkt av detta är dock avhängig vilken typ av energi som används för hygieniseringen.

Områden som bör prioriteras för vidare forskning

Fortsatta studier behövs rörande energiåtgång och ökad metanproduktion vid förbehandling av svårnedbrytbara substrat genom ångexplosion och extrusion, här bör en samverkan ske så att väldokumenterade försök i full skala kombineras med en välutvecklad karakterisering för att därur kunna dra generella slutsatser om effekterna. För analys av systemeffekter kan den här redovisade metoden användas. För utvärdering av anläggningsprestanda kan det räcka med en kalkylbladsbeskrivning, gärna understödd av en multivariat dataanalys.

9 Rekommendationer och användning

Dagens anläggningar kan ge ett förbättrat underlag till framtida optimering om dokumentationen utvecklas. Det är ingen stor merkostnad att mäta el- och värmeförbrukning uppdelat på funktionella enheter, men det kan ge en värdefull feedback. Samma gäller driftdata kring olika utrustningar samt dokumentation av substrat och rötrest.

I ett samverkande system med både avfallsförbränning och rötning blir klimateffekten av olika rejektandelar liten, därför kan andra faktorer som driftsäkerhet och avsättning av rötrest vara viktigare för en anläggnings totala effektivitet.

Vatteninnehållet i behandlat material påverkar energibehov, utsläpp och ekonomi i negativ riktning när det ökar. En optimering av anläggningarnas effektivitet går därför i riktning mot lägre vattenhalter och begränsas i huvudsak av problem med materialtransporter i anläggningarna.

10 Referenser

[1] Fransson M, Persson E, Steinwig C; Förbehandling av matavfall för biogasproduktion – Inventering av befintliga tekniker vid svenska anläggningar, (Som manuskript) Avfall Sverige, 2013

[2] Eriksson Y & Holmström D; Förbehandling av matavfall med skruvpress - Utvärdering av effektiviteten i förbehandlingsanläggningen på NSR i Helsingborg. Examensarbete, Vattenförsörjnings- och avloppsteknik, Institutionen för Kemiteknik, Lunds Universitet, 2010.

[3] Truedsson C; Utvärdering av förbehandlingsanläggning för matavfall - Positiva och negativa miljöaspekter och områden för optimering för förbehandlingsanläggningen på Sysav Biotec, Examensarbete, Vattenförsörjnings- och avloppsteknik, Institutionen för Kemiteknik, Lunds Universitet, 2010.

[4] Malmquist L; Utvärdering av förbehandlingsprocessen på biogasanläggningen vid Kungsängens gård i Uppsala, Examensarbete, Vattenförsörjnings- och avloppsteknik, Institutionen för Kemiteknik, Lunds Universitet, 2011

[5] Bernstad A, Malmquist L, Truedsson C, la Cour Jansen J; Need for improvements in physical pretreatment of source-separated household food waste, Waste Management Vol 33, issue 3 sid 746-754, 2013.

[6] Carlsson M, Lagerkvist A, Morgan-Sagastume F; The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: a review. Waste Management 32(9), sid 1634-1650, 2012.

[7] Jensen C, Stenmarck Å, Sörme L, Dunsö O; Matavfall 2010 från jord till bord. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, December 2011.

[8] Naturvårdsverket; Sveriges Miljömål: Etappmål. http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Etappmal, 2012.

[9] Vukicevic S, Bohn I, Bernstad A; Oundvikligt och onödigt matavfall. Biogas Syd, Malmö, Oktober 2012.

[10] Carlsson M, Uldal M; Substrathandbok för biogasproduktion, Rapport SGC 200, Svenskt Gastekniskt Center, 2009.

[11] Avfall Sverige; Svensk avfallshantering 2012. Avfall Sverige, 2012.

[12] Vukicevic S; Intern rapport: ”Plockanalys av rest- och matavfall från sex kommuner i Nordvästra Skåne, 2012”. NSR Produktion AB, 2012.

[13] Enhäll J; Hästar och anläggningar med häst 2010. Jordbruksverket, 2011.

[14] Malgeryd J; Hästgödsel – En naturlig resurs. Jordbruksinformation 7. Jordbruksverket, 2006.

[15] Enhäll J, Nordgren M, Kättström H; Hästhållning i Sverige 2010 Rapport 2012:1. Jordbruksverket, 2012.

[16] Kreuger E, Björnsson L; Rötning av hästgödsel med och utan inblandning av klövervall. Lunds Universitet, 2006.

[17] Berglund P; Pelletering av halm – produktionskostnadsbeskrivning. Grontmij, Malmö, 2011.

[18] Särnholm M; Biogasproduktion från vall - Analys av metanpotential samt energi- och miljösystemanalys, Examensarbete, Bioteknik/Miljö- och energisystem, Lunds Universitet, 2011.

[19] Linné M, Ekstrandh A, Englesson R, Persson E, Björnsson L, Lantz M; Den svenska biogaspotentialen från inhemska restprodukter, Avfall Sverige Rapport 2008:02, Lund, 2008.

[20] Nordberg U; Biogas – Nuläge och framtida potential. Rapport 993, Värmeforsk, 2006.

[21] Ström P; Förutsättningar och potential för vallodling till biogasproduktion i Västmanland. Hushållningssällskapet, Västerås, 2010.

[22] Nordberg Å, Edström M, Pettersson C-M, Thyselius L; Samrötning av vallgrödor och källsorterat hushållsavfall. JTI-rapport KRETSLOPP & AVFALL Nr 13, 1997.

[23] Lantz, M. och Björnsson, L. Biogas från gödsel och vall. Analys av föreslagna styrmedel. LRF, 2011.

[24] Nordberg Å & Edström M; Optimering av biogasprocess för lantbruksrelaterade biomassor. JTI-rapport KRETSLOPP & AVFALL Nr 11, 1997.

[25] Energimyndigheten; Förslag till sektorsövergripande biogasstrategi – slutrapport, ER 2010:23, Energimyndigheten, 2010.

[26] SJV; Landsbygdsprogram 2014-2020 – Tekniskt underlag, Rapport 2012:15. Jordbruksverket, 2012.

[27] Lantz M; Biogas in Sweden Opportunities and challenges from a systems perspective, Doktorsavhandling, Lunds Universitet, 2013

[28] Persson E, Tamm D, Fransson M; Ökad koncentration av växtnäring i biogödsel, Rapport B2012:01, Avfall Sverige Utveckling, 2012.

[29] Bohn I, Murto M, Björnsson L, Rosquist H; Torrötning av rejekt från förbehandling av matafall, Rapport SGC 245, Svenskt Gastekniskt Center, 2011.

[30] Bauer A, Bösch P, Friedl A, Amon T; Analysis of methane potentials of steam-exploded wheat straw and estimation of energy yields of combined ethanol and methane production. Journal of Biotechnology 142, 50-55, 2009.

[31] Pickworth B, Adams J, Panter K, Solheim O.E; Maximising biogas in anaerobic digestion by using waste heat for thermal hydrolysis pre-treatment of sludge. Water Science & Technology 54 (5), sid 101-108, 2006.

[32] Kepp U, Machenbach N, Weisz N, Solheim O.E; Enhanced stabilization of sewage sludge through thermal hydrolysis – three years experience with full scale plant. Water Science & Technology 42 (9), sid 89-96, 2012.

[33] Borgström Y; Pretreatment technologies to increase the methane yields by anaerobic digestion in relation to cost efficiency of substrate transportation. Examensarbete, Linköpings Universitet, 2011.

[34] Hjorth M, Gränitz K, Adamsen A.P.S, Möller H.B; Extrusion as a pre-treatment to increase biogas production. Bioresource Technology 102, 4989-4994, 2011.

[35] Lehmann T, Friedrich E; Lignocellulosic substrates – (not) a problem for biogas plants? Landtechnik 67 (2), sid 114-117, Tyskland, 2012a.

[36] Lehmann T, Friedrich E; Straw instead of field crops. Landtechnik 67 (5), sid 358-360, Tyskland, 2012b.

[37] Dalemo M; The Modelling of an Anaerobic Digestion Plant and Sewage Plant in the ORWARE Simulation Model, Rapport 213, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala, 1996.

[38] Sonesson U & Jönsson H; Urban Biodegradable Waste Amount and Composition: Case Study, Uppsala, Rapport 201, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala, 1996.

[39] la Cour Jansen J, Spläd H, Hansen T.L, Svärd Å, Shristensen T.H; Assessment of sampling and chemical analysis of source-sorted organic household waste. Waste Management 24, sid 541-549, 2004.

[40] Kreuger E, Nges I.A, Björnsson L; Ensiling of crops for biogas production: effects on methane yield and total solids determination. Biotechnology for Biofuels 4:44, 2011.

[41] Carlsson M, Schnürer A; Handbok metanpotential, Rapport SGC 237, Svenskt Gastekniskt Center, 2011.

[42] Roth L., Johansson N., Benjaminsson J.; ”Mer biogas! Realisering av jordbruksrelaterad biogas”, Grontmij, Malmö 2009

[43] Holmström D, Bisaillon M, Eriksson O, Hellström H, Nilsson K; Framtida marknaden för biogas från avfall, Waste Refinery projekt 46, ej publicerad

[44] Berglund P, Bohman M, Svensson M., Benjaminsson J; Teknisk och ekonomisk utvärdering av lantbruksbaserad fordonsgasproduktion, Rapport SGC 249, Svenskt Gastekniskt Center, februari 2012.

[45] Benjaminsson J., Nilsson R.; ”Distributionsformer för biogas och naturgas i Sverige”, Grontmij, februari 2009.

[46] Ekangruppen; Undersökning 2012 Fjärrvärme Riket, http://www.nilsholgersson.nu/undersoekning-2012/fjaerrvaerme/riket/, Tillgängligt (2013-03-11)

[47] Energigas Sverige; Aktuella priser, http://www.gasbilen.se/Att-tanka-din-gasbil/Aktuella-priser, 2013

[48] Nordic Energy Perspectives; “The Future of Nordic District Heating - A First Look at District Heat Pricing and Regulation – Intermediate report”, 2009

[49] Haraldsson M och Holmström D; ”Avfallsförbränning inom Sveriges fjärrvärmesystem”, slutrapport för delprojekt 4 inom projektet Perspektiv på framtida avfallsbehandling (PFA), 2013

A Systemanalys och modeller

A.1 Avfallshantering i ORWARE

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-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 . Numera används och vidareutvecklas modellen främst av Högskolan i Gävle, Profu, SLU och JTI.

Profu har inom ramen för projekt under 2010-2012 utvecklat ORWARE för nationella studier av avfallshantering. Detta gäller såväl tekniska data som t ex avfallsflöden och verkningsgrader hos olika behandlingstekniker som ekonomiska data (t ex behandlingskostnader och intäkter utvunna produkter) och data rörande klimatpåverkande utsläpp. Vidare har beskrivningen och analysmöjligheterna av olika typer av materialåtervinning och biologisk behandling breddats och fördjupats.

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. Dessutom beskrivs den utveckling av rötningsmodulen som gjorts inom projektet.

A.1.1 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, tankbil för pumpbara substrat 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 utförda vid samma tidpunkt.

Behandlingsanläggningar
Behandlingsanläggningar i ORWARE är optisk sortering, förbehandling innan biologisk behandling, förbränning med energiutvinning, kompostering, deponering, rötning, uppgradering av biogas till fordonsgas, biogasfordon, avvattning/behandling av rötrest, spridning av biogödsel och kompost på åkermark, reningsverk samt materialåtervinning. Modellen är dock flexibel och nya tekniker (t.ex. termisk förgasning), åtgärder m.m. kan relativt enkelt läggas in och studeras med modellen.

De parametrar som är påverkningsbara för behandlingsanläggningar är olika prestandaparametrar för drift och skötsel av anläggning som verkningsgrader, energianvändning, reningsgrader etc. Parametrar som normalt 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 investeringskostnader 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 alternativkostnader för olika avfallsprodukter som t.ex. växtnäring i form av fosfor och kväve.

A.1.2 Studierelaterade parametrar

Från modellen genereras stora mängder resultat i form av materialflöden. Materialflödena ut från modellen fördelas 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 klimatpåverkan, övergödning etc.

Utifrån de valda 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.

A.1.3 Delmodell rötning

Koefficienter och konstanter som normalt används i beräkningsmodellen för rötning i ORWARE presenteras i Tabell 4 och Tabell 5.

Tabell 4. Kol-koefficienter för olika komponenter som används i ORWARE-modellen för beräkning av metanpotential.

Table 4. Coefficients for carbon used in the calculations of methane production in the ORWARE-model..

C-koeff.	
C-lignin	0,67
C-stärkelse	0,47
C-socker	0,40
C-fett	0,76
C-protein	0,55
C-cellulosa/hemicellulosa	0,47

Tabell 5. Konstanter som används i ORWARE-modellen för beräkning av metanpotential; D0 beskriver nedbrytbarhet och k nedbrytningshastighet.

Table 5. Constants used in the calculations of methane production in the ORWARE-mode; D0 describes the degradability and k the degradation rate.

	D0	k	% CH4 i gas
C-lignin	0,1	0,001	0,5
C-socker/stärkelse	1	0,23	0,5
C-fett	0,95	0,13	0,78
C-protein	0,75	0,13	0,69
C-cellulosa/hemicellulosa	1	0,18	0,5

Modellering av matavfall: modifikationer i modellen

Följande modifikationer gjordes av originalvektorn:
Plast: Fanns inte med i ORWARE-vektorn, ansattes till 2 % av TS baserat på resultat från plockanalyser.
Fett: Baserades i originalvektorn inte på mätdata, utan på teoretiska beräkningar. Samtliga mätdata från detta projekt samt i aktuell litteratur (Bernstad et al 2012) visade på lägre halter, varför halten justerades ner från 18 till 15 % av TS.
Lignin: Inga tillförlitliga data för matavfall inklusive papperspåsar fanns att tillgå. Största delen av ligninet antogs komma från papperspåsar. Enligt ORWARE-vektorn för papper är ligninhalten 7 %. Ligninhalten beräknades därför till 7 % av den uppmätta fiberhalten (NDF). Den sänktes därmed från 4 % till 2,3 % av TS. Den låga halten överensstämmer med andelen papper (12 % av TS) som redovisas i [12].
Protein: Proteinhalten i mätdata var högre än i originalvektorn. Detta är i linje med att köttkonsumtionen har ökat sedan 1996, då ORWARE-vektorn togs fram. Proteinhalten justerades upp från 12 % till 18 % av TS.
Cellulosa/hemicellulosa: Uppdaterades baserat på NDF-analys och beräknad ligninhalt.
VS: Uppmättes till runt 90 % i samtliga analyserade fraktioner och justerades därför upp från 81% till 91 %.
Socker/stärkelse: Beräknades som resterande del av VS.

En del modifikationer gjordes även i beräkningsmetoden för anaerob nedbrytning i ORWARE för att den beräknade metanpotentialen skulle stämma överens med uppmätt BMP i de olika fraktionerna. Ändrade konstanter presenteras i Tabell 6. Utöver detta ändrades också beräkningsvägen så att nedbrytningen av cellulosa och hemicellulosa inte hindrades av lignin, vilket var nödvändigt för att komma upp i tillräckligt hög metanpotential för att motsvara resultaten från BMP-testerna.

Tabell 6. Konstanter som används i modifierad ORWARE-modell för beräkning av metanpotential i källsorterat matavfall; ändrade konstanter i fetstil.

Table 6. Constants used in the calculations of methane production in the ORWARE-model for calculation of methane production from food waste; changed constants in bold.

	D0	k	% CH4 i gas
C-lignin	0,1	0,001	0,5
C-socker & stärkelse	1	0,23	0,5
C-fett	0,95	0,13	***0,7***
C-protein	***0,85***	0,13	***0,5***
C-cellulosa	1	0,18	0,5

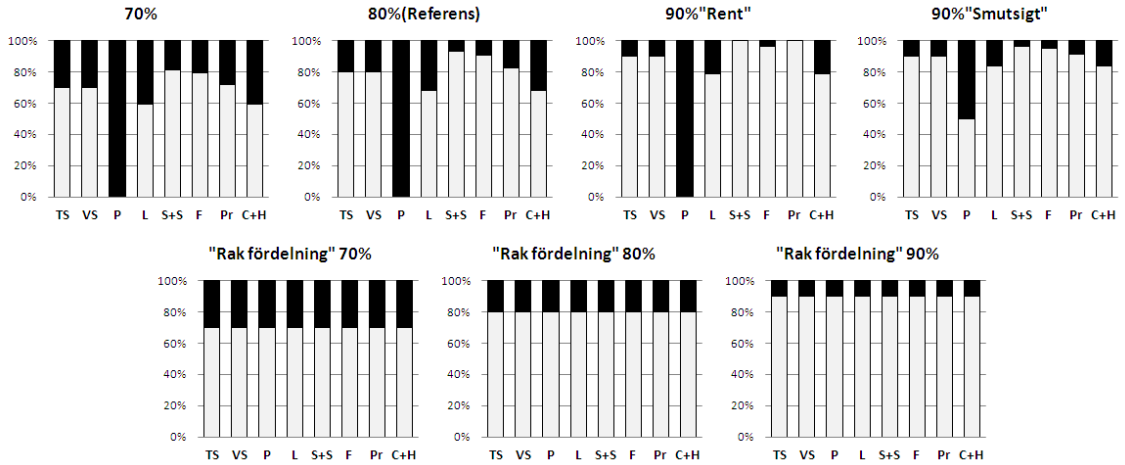
Den ursprungliga och den nya vektorn samt beräknad metanpotential med modifierad beräkningsmodell presenteras i Tabell 7.

Tabell 7. Sammansättning av matavfall och metanpotential enligt ursprunglig ORWARE-vektor (Sonesson & Jönsson 1996) och nyutvecklad vektor med modifierad beräkning av metanpotential.

Table 7. Composition of food waste and methane potential according to original ORWARE-vector (Sonesson & Jönsson 1996) and new vector with modified methane potential calculation.

		ORWARE-vektor	Ny vektor
TS-halt		35%	35%
VS	% av TS	81%	91%
Plast	% av TS	-	2%
Lignin	% av TS	4%	2%
Socker/stärkelse	% av TS	22%	24%
Fett	% av TS	18%	15%
Protein	% av TS	12%	18%
Cellulosa/hemicellulosa	% av TS	23%	30%
Metanpotential	(kWh/kgVS)	5,60	5,46

Fördelning av de olika komponenterna i accept och rejekt i de 7 olika fall som tagits fram inför systemanalysen presenteras i Figur 31. De som används i analysen är de som i figuren benämns ”70%”, ”80%(Referens)” samt ”90%”Rent””.



Figur 31. Fördelning av de olika komponenterna i accept och rejekt i de 7 olika fall som tagits fram för systemanalysen. P=Plast, L=Lignin, S+S=Socker & stärkelse, F=Fett, Pr=Protein och C+H=Cellulosa & hemicellulosa. Svart del av staplar visar vad som hamnar i rejekt och ljusgrå det som hamnar i accept.

Figure 31. Distribution of different components in accept and reject fractions in the 7 differents cases developed for the systems analysis. P=Plastic, L=Lignin, S+S=Sugar & starch, F=Fat, Pr=Protein and C+H=Cellulose & hemicellulose. Black part of the bars illustrates what ends up in the reject fraction and grey part what ends up in the accept fraction.

Vallensilage och hästgödsel
Vektorerna som användes vid modellering av rötning av vallensilage och hästgödsel presenteras i Tabell 8.

Tabell 8. Vektorer som beskriver sammansättningen av vallensilage och hästgödsel till ORWARE-modellering.

Table 8. Vectors describing the composition of ley crop silage and horse manure for ORWARE-simulation.

		Vallensilage	Hästgödsel
TS-halt		35%	20%
VS	% av TS	90%	83%
Lignin	% av TS	18%	26%
Socker/stärkelse	% av TS	28%	7%
Fett	% av TS	2%	1%
Protein	% av TS	17%	6%
Cellulosa/hemicellulosa	% av TS	25%	44%

A.2 Fjärrvärmeproduktion i NOVA

När avfallsförbränningen ökar eller minskar i Sverige kommer den förändrade värmeleveransen påverka annan form av värmeproduktion. Anledningen är att fjärrvärmeefterfrågan är konstant oavsett mängden avfallsförbränning. Vad den alternativa värmeproduktionen utgörs av är olika från ett fjärrvärmesystem till ett annat. Alternativet varierar också kraftigt under året. I vissa system har man idag ett överskott på värme sommartid vilket innebär att alternativet är att inte generera någon värme alls. Under vintertid är det vanligen dyrare alternativ som pellets, olje- och elpannor som är alternativet till avfallsbränslet.

För att bedöma kostnaden för och utsläppen från den alternativa värmeproduktionen använder vi här en modell som ursprungligen tagits fram inom forskningsprojektet Nordic Energy Perspectives [48] och vidareutvecklats inom forskningsprojektet Perspektiv på framtida avfallsbehandling, delprojekt 4 ”Avfallsförbränning i fjärrvärmessystemen” [49].

Modellen (NOVA) utgår ifrån officiell statistik över värmeproduktionen i alla Sveriges fjärrvärmesystem. Denna har använts för att bygga upp fjärrvärmeproduktionen i alla system. Modellen har sedan använts för att studera vilka produktionsenheter som ligger på marginalen i svenska fjärrvärmesystem med avfallsförbränning (det vill säga de anläggningar som direkt påverkas av en förändrad efterfrågan eller produktion av värme). En genomsnittlig marginalvärmeproduktion för dessa fjärrvärmesystem har skapats genom att systemen viktats samman baserat på deras totala värmeleverans.

I och med att modellen innehåller uppgifter om vilken typ av anläggning som ligger på marginalen kan man beräkna såväl bränsleanvändning som kostnader för denna produktion. Modellen har därmed använts för att här beskriva kostnaden och utsläppet som uppstår när avfallsförbränningen minskar eller ökar.

A.3 Miljövärdering av el

Till skillnad från exempelvis direkt användning av fossila bränslen är en miljövärdering av elanvändning avsevärt mer komplicerad. Det kan till exempel handla om att uppskatta effekten på CO_2-utsläppen av att man byter från oljevärme till elvärme eller värmepump. Svårigheterna beror som bekant på dels att el produceras på väldigt olika sätt och dels att en viss elanvändning inte direkt kan kopplas till en viss typ av elproduktion. Detsamma gäller en miljövärdering av elproduktionen. Vad är till exempel miljövärdet av att bygga ett nytt kraftvärmeverk? I en sådan analys måste man förhålla sig till hela det system inom vilket kraftvärmeverket finns och vilka systemförändringar som kraftvärmeverket ger upphov till.

Metod

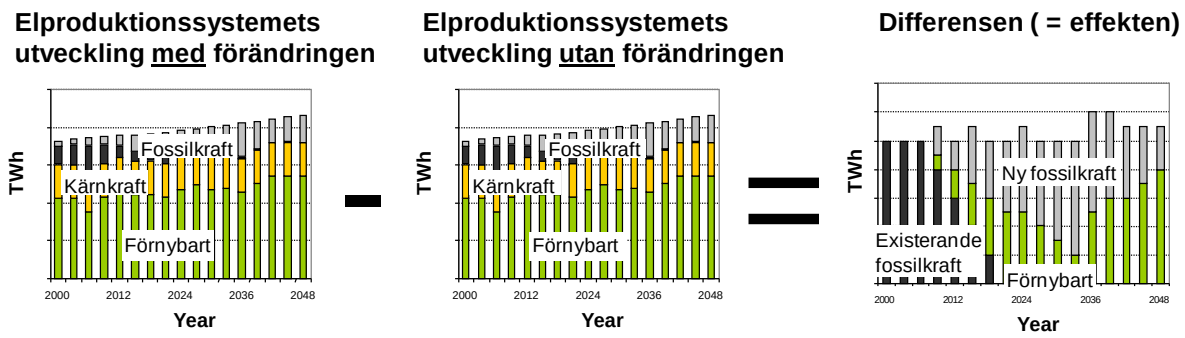
Vår ansats för att göra en klimatvärdering (uppskatta CO_2-utsläppen) av elanvändning (eller elproduktion) fokuserar på kärnfrågan, det vill säga: vilka blir *systemeffekterna* av en *förändring* i elanvändning (eller elproduktion). Generellt är det nämligen just förändringar gentemot ett referensfall som vi vill studera: till exempel en *ökning* eller *minskning* i elanvändning alternativt en *ökning* i elproduktion genom en investering i till exempel ett nytt vindkraftverk eller kraftvärmeverk eller en *minskning* i elproduktion genom utfasning av ett kolkraftverk eller ett kärnkraftverk. Vi förhåller oss alltså egentligen inte direkt till de principer som man idag ofta nämner i samband med miljö- eller klimatvärdering av el, till exempel medelel eller marginalel. Medelelvärdering, det vill säga att man använder svensk, nordisk eller nordeuropeisk medelel, för att bedöma klimateffekten av el är en princip som används relativt ofta. Den har dock uppenbara svagheter eftersom den inte ger oss svaret på *effekten av förändringar* i elanvändning eller elproduktion. Medelel är istället en statistisk bild av hur el totalt sett produceras i ett land eller en region. Marginalel i sin tur definieras som (små) förändringar i elproduktion till följd av (små) förändringar i elanvändning (eller elproduktion) på kortare sikt. Den ”klassiska” marginalelen är därmed kolkondens i det nordiska systemet eftersom det är det dyraste kraftslaget och det som mest påverkas av att elanvändningen (eller produktionen) förändras av något skäl. Marginalsynsättet har med andra ord mycket gemensamt med vår metod.

För att göra bedömningar av klimateffekterna av en förändrad elanvändning eller elproduktion använder vi oss av ett modellverktyg, MARKAL-NORDIC. Modellen omfattar det stationära energisystemet (el- och fjärrvärmeproduktion samt energianvändning inom industri, bostäder och service) i de fyra nordiska länderna, Sverige, Norge, Finland och Danmark. För att inkludera elhandeln med Kontinentaleuropa ingår även en beskrivning av elproduktionssystemen i Tyskland och Polen. Tidshorisonten i modellen är från idag till och med 2050. I modellen inkluderas också de koldioxidutsläpp som är relaterade till energiomvandling. Därmed lämpar sig modellen väl för att studera klimateffekter av de långsiktiga förändringar i elanvändning (eller elproduktion) som vi är intresserade av här.

Som vi nämnde ovan är vi oftast intresserade av att studera effekter av långsiktiga förändringar gentemot ett referensfall, till exempel en ökning i elanvändning på grund av att en ny industrianläggning etableras eller på grund av ett skifte från oljevärme till elvärme eller värmepump. Effekterna av sådana långsiktiga förändringar är naturligtvis också i sin tur långsiktiga till sin karaktär. Som vi kommer att se leder sådana långsiktiga förändringar inte bara till effekter på befintlig kraftproduktion utan påverkar även nyinvesteringar, till

exempel genom tidigareläggning (på grund av ökad elanvändning) eller senareläggning (på grund av minskad elanvändning). Vi definierar därför vår klimatvärdering som den *långsiktiga marginaleffekten* (av en förändrad elanvändning eller elproduktion). Ibland används även begreppet komplex marginaleffekt för att understryka att det generellt rör sig om en mix av olika produktionsslag och en blandning av befintlig och ny produktionskapacitet.

Den långsiktiga marginaleffekten beräknas utifrån två på varandra följande modellberäkningar. Den första beräkningen, ”referensfallet”, beskriver ett energisystem som utvecklas på ett sådant sätt som vi idag upplever som rimligt eller naturligt. Det inkluderar energibehovsutveckling, teknisk utveckling, styrmedel, utvecklingen på energi- och bränslemarknaderna med mera. Den andra beräkningen, ”förändringsfallet” beskriver exakt samma utveckling som referensfallet *sånär* som på att den förändring vars effekter vi vill studera, inkluderas. Är det då klimateffekten av en ökning i elanvändning som skall studeras så läggs just denna ökning i elanvändning in i förändringsfallet (utöver den eventuella ökning över tiden som redan finns med i referensfallet). Eftersom vi intresserar oss för effekter på elproduktionssidan så studerar vi differensen i elproduktion mellan alternativfallet och referensfallet. På motsvarande sätt kan vi bedöma effekten på CO_2-utsläppen genom att analysera differensen i CO_2-utsläpp mellan de bägge modellberäkningarna. Vi har då på ett modellkonsistent vis isolerat orsak-verkan-sambandet mellan förändringen och effekten av förändringen. Eftersom modellen omfattar även andra delar i energisystemet så kan vi också studera i vilken utsträckning den analyserade förändringen leder till effekter utanför elsystemet. Oftast utgörs dessa av andra ordningens effekter. I Figur 32 nedan åskådliggörs principen för den beskrivna beräkningsmetoden.



Figur 32. Metodprincipen för att bestämma den långsiktiga marginaleffekten

Figure 32. Detailed figure text in English

Utifrån våra modellanalyser av den långsiktiga marginaleffekten i en rad tidigare beräkningsuppdrag har vi kunnat konstatera det som nämndes ovan, nämligen att effekten är en blandning av olika energislag (egentligen olika elproduktionssätt) och en blandning av existerande och ny kapacitet. Därmed är synsättet ”kolkondens på marginalen”, vilket präglar den kortsiktiga marginalelsprincipen, enligt vårt förmenande en kraftig förenkling av bilden, i synnerhet över ett lite längre tidsperspektiv.

B Centrala indata

B.1 Indata för rötnings och uppgraderingsanläggning

Tabell 9. Processindata använt vid modellering.

Table 9. Used data in the model for process simulations.

Processindata	Enhet	Referensfall
Rötning		
Temperatur i rötkammare, mesofil	^{o}C	37,5
Uppehållstid	dagar	28
Elanvändning	MJ/ton	36
Värmeåtervinning	%	50
Metanläckage	%	1,5
Andel biogas som facklas	%	3
Avsättning biogas		Fordonsgas
Andel biogödsel till spridning åker	%	100
Avsättning biogas		
Gasuppgradering - metanemission	% av rågas	1
Gasuppgradering – elanvändning rening och komprimering	% av rågas	5

B.2 Kostnader för anläggningen

Tabell 10. Använda indata för kostnadsberäkningar.

Table 10. Used data for cost calulations.

Förbehandling (enbart matavfall)	**Enhet**	**Valda nivåer**
Specifik investering	kr/ton	1900
Ränta	%	5
Avskrivningstid	år	15
Kapitalkostnader	kr/ton	183
Underhållskostnad	kr/ton	120
Personalkostnad	kr/ton	56
Elanvändning	kWh/ton	16
Övriga kostnader (spädvatten)	kr/m^3	10
Summa förbehandling	**kr/ton**	**391**
Rejekthantering	**kr/ton rejekt**	**500**
Rötning (alla substrat)		
Specifik investering	kr/ton	800
Ränta	%	5
Avskrivningstid	år	15
Kapitalkostnader	kr/ton	77
Underhåll	kr/ton	12
Övriga kostnader	kr/ton	10
Personalkostnad	kr/ton	15
Elanvändning	kWh/ton	10
Summa rötning	**kr/ton**	**151**
Summa rötning, inkommande matavfall	**kr/ton inkommande matavfall avfall**	**358**
Uppgradering		
Maxkapacitet	m3 rågas/h	1200
Beräknad max kapacitet	GWh	53
Investeringskostnad	Mkr	18
Ränta	%	5
Avskrivningstid	år	15
Kapitalkostnad	kr/kWh	0,04
Driftskostnad, exklusive el	kr/kWh	0,01
Elanvändning	% av energi i rågas	4
Summa, exklusive el	kr/kWh	0,05
Distributionskostnad		
Komprimering och distribution, 50 km	**kr/kWh**	**0,2**
Tankstation, 5 GWh	**kr/kWh**	**0,18**

B.3 Omvärldsfaktorer

Här inkluderas omvärldsfaktorer som påverkar avfallsbehandlingen men som inte påverkas av de val man gör rörande avfallsbehandlingen och som vi från tidigare studier har konstaterat har betydelse för utfallet när man utvärderar olika avfallsbehandlingstekniker. De redovisade faktorerna ska spegla ett medelvärde år 2012.

Energi- och CO2-skatter på bränslen och drivmedel: Här utgår vi ifrån 2012 års nivåer och gör endast de justeringar som är beslutade under perioden 2011-2020.

Bränslepriser (exklusive skatter, fritt anläggning):
Nedan listas de priser som används i modellen

- Råolja: $112/fat
- Naturgas: 318 SEK/MWh
- Skogsflis: 200 SEK/MWh
- Träpellets: 320 SEK/MWh
- Torv: 165 SEK/MWh

Råoljepriset baseras på 2012 års medel enligt Världsbanken (http://econ.worldbank.org Commodity Markets).

Naturgaspriset är 2012 års medel på handelsplats i Europa enligt Världsbanken (http://econ.worldbank.org Commodity Markets). En transportavgift på 50 kr/MWh har adderats

Priset för biobränslen är dagens nivåer enligt Profus kartläggning Biobränslemarknaden.

Priser på el, elcertifikat och utsläppsrätter:
Följande priser används

- El: 273 SEK/MWh el
- Elcertifikat: 168 SEK/MWh el
- Utsläppsrätter: 7 euro/ton CO2

Priser på el och värme i slutanvändarledet:

- Elpris: 580 kr/MWh
- Fjärrvärme: 590 kr/MWh

C Material och metoder

C.1 Metod för karakterisering av matavfall

Accept hämtades från tre anläggningar (A, B och C) och rejekt från två anläggningar (A och B). Av praktiska skäl varierade provtagningsmetod något mellan olika anläggningar, men sammanfattningsvis togs minst 3 delprover om minst 3 kg ut med ca 1-2 timmars mellanrum under en dag och blandades sedan till ett samlingsprov. Prover från närliggande anläggningar transporterades till laboratoriet inom en timme, medan långväga prover transporterades med kylbil och anlände inom 24 h. Proverna förvarades i kylrum (4°C) tills de bereddes för analys, vilket skedde inom 24 h efter ankomst till laboratoriet.

Rejekt från anläggning A var extremt heterogent med stora bitar av såväl matavfall som föroreningar och klipptes därför ner med sax till maximalt 2 cm partikelstorlek. Rejekt från anläggning B var mer homogen med mindre partikelstorlek och endast ett fåtal större bitar av mjukplast (Figur 33).

Figur 33. Rejektfraktioner från anläggning A (överst) före nerklippning (vänster) och efter nerklippning (höger) och från anläggning B (nederst).

Figure 33. Reject fractions from Plant A (top) before cutting (left) and after cutting (right) and from Plant B (bottom).

Prover till BMP-tester togs ut utan vidare behandling. BMP utfördes i enighet med riktlinjer beskrivna i *Handbok metanpotential* (Carlsson & Schnürer 2011) i 1 000 ml flaskor (triplikat), med belastningen 2,2 g VS/l och substrat/ymp-förhållandet 0,5 på VS-basis. Gasproduktionen mättes med trycklåst spruta och gaskromatograf (TCD).

Prover till analyser av totalhalter homogeniserades i en Blendtec Xpress Blender ES3. Vid behov späddes materialet med 1-2 delar vatten under homogeniseringen. Prover till analyser av lösta halter filtrerades genom glasfiberfilter med 1,6 µm porstorlek, antingen direkt (acceptfraktioner) eller efter föregående spädning med 2 delar vatten och en timmes urlakning vid 4°C (rejektfraktioner). Analysprogram och metoder presenteras i Tabell 11.

Tabell 11. Analysprogram och metoder för karakterisering av matavfallsfraktioner

Table 11. Analytical program and methods used for characterization of food waste fractions.

	Accept		**Rejekt**		**Metod**
	Total	Löst	Total	Löst	
TS/VS	X		X		SS 028113-1
COD	X	X	X		Hach Lange LCK 114
BOD	X	X	X		SS-EN 1899-1:1998
VFA		X		X	GC-FID
Kjeldahl-N	X	X	X		SS-EN 25663, utg. 1
NH4-N		X		X	SS-EN ISO 11732:2005
P-tot	X		X*		SS-EN ISO 15681-1:2005
TOC	X		X*		SS-EN 1484, utg. 1
S	X		X		SS-EN 15289
C,H,N	X		X		SS-EN 15104
Protein	X		X		Beräknas
Fett	X		X		SS 028211-1
Lignin	X		X		Tappi T 222
HVV	X		X		SSS-EN 14918
ADF	X		X		AOAC 973. 18, mod.
NDF	X		X		ISO/CD 16472
Synl. Föror	X				BGK II:10 1998:4

C.2 Metod för förbehandling och karakterisering av hästgödsel och vallensilage

Hästgödsel hämtades från närliggande stall och transporterades till laboratoriet inom en timme. Vall skickades från Svensk Växtkraft i Västerås utan kylning. Proverna förvarades i kylrum (4°C) tills de bereddes för analys, vilket skedde inom 24 h efter ankomst till laboratoriet.

Hästgödseln innehöll en stor andel halm, vissa bitar 5-10 cm långa och klipptes därför ner med häcksax till mer hanterbar partikelstorlek.

Prover till BMP-tester samt till analys av totalhalter av obehandlat material togs ut utan vidare behandling. BMP utfördes i enighet med riktlinjer beskrivna i *Handbok metanpotential* (Carlsson & Schnürer 2011) i 1 000 ml flaskor (triplikat), med belastningen 1,7 g VS/l och substrat/ymp-förhållandet 0,5 på VS-basis. Gasproduktionen mättes med trycklåst spruta och gaskromatograf (TCD). Prover till analyser av lösta halter filtrerades genom glasfiberfilter med 1,6 µm porstorlek efter föregående spädning med vatten i samma storleksordning som tillsattes vid förbehandlingen och en timmes urlakning vid 4°C.

Till förbehandling användes 48 bar, 410°C överhettad ånga och behandlingsförhållandena var 180°C, ~9 bar, 10 min. Proverna späddes för att få ner i dem reaktorn, späddes ytterligare av ångan och slutligen genom att utrustningen sköljdes en gång med vatten efter behandling för att få ut allt material. Två omgångar av vardera substrat med nedanstående vattentillsatser kördes och samtliga utflöden blandades:

0,5 kg vallensilage+1kg vatten+ånga+1kg vatten till sköljning
0,7 kg hästgödsel+1kg vatten+ånga+2kg vatten till sköljning

Figur 34 visar hästgödsel och vall före och efter förbehandling.

Figur 34. Hästgödsel (överst) före (vänster) och efter (höger) förbehandling och vall (nederst) före (vänster) och efter (höger) förbehandling.

Figure 34. Horse manure (top) before (left) and after (right) pre-treatment with steam explosion and ley crop silage (bottom) before (left) and after (right) pre-treatment with steam explosion.

Prover till BMP-tester samt till analys av totalhalter av behandlat material togs ut utan vidare behandling. BMP utfördes i enighet med riktlinjer beskrivna i *Handbok metanpotential* (Carlsson & Schnürer 2011) i 1 000 ml flaskor (triplikat), med belastningen 1,7 g VS/l och substrat/ymp-förhållandet 0,5 på VS-basis. Gasproduktionen mättes med trycklåst spruta och gaskromatograf (TCD). Prover till analyser av lösta halter filtrerades genom glasfiberfilter med 1,6 µm porstorlek. Analysprogram och metoder presenteras i Tabell 12.

Tabell 12. Analysprogram och metoder för karakterisering av vallensilage och hästgödsel före och efter förbehandling

Table 12. Analytical program and methods used for characterization of ley crop silage and horse manure before and after pre-treatment.

	Total	Löst	Metod
TS/VS	X		SS 028113-1
COD	X	X	Hach Lange LCK 114
BOD	X	X	SS-EN 1899-1:1998
VFA/EtOH		X	GC-FID
Kjeldahlkväve	X	X	SS-EN 25663, utg. 1
NH4-N		X	SS-EN ISO 11732:2005
P-tot	X		SS-EN ISO 15681-1:2005
TOC	X		SS-EN 1484, utg. 1
C,H,N	X		SS-EN 15289
Protein	X		Beräknas
Fett	X	X	SS 028211-1
Lignin	X		Tappi T 222
HVV	X		Instrument IKA C200
ADF	X		AOAC 973. 18, mod.
NDF	X		ISO/CD 16472

D Resultat från Tester och analyser

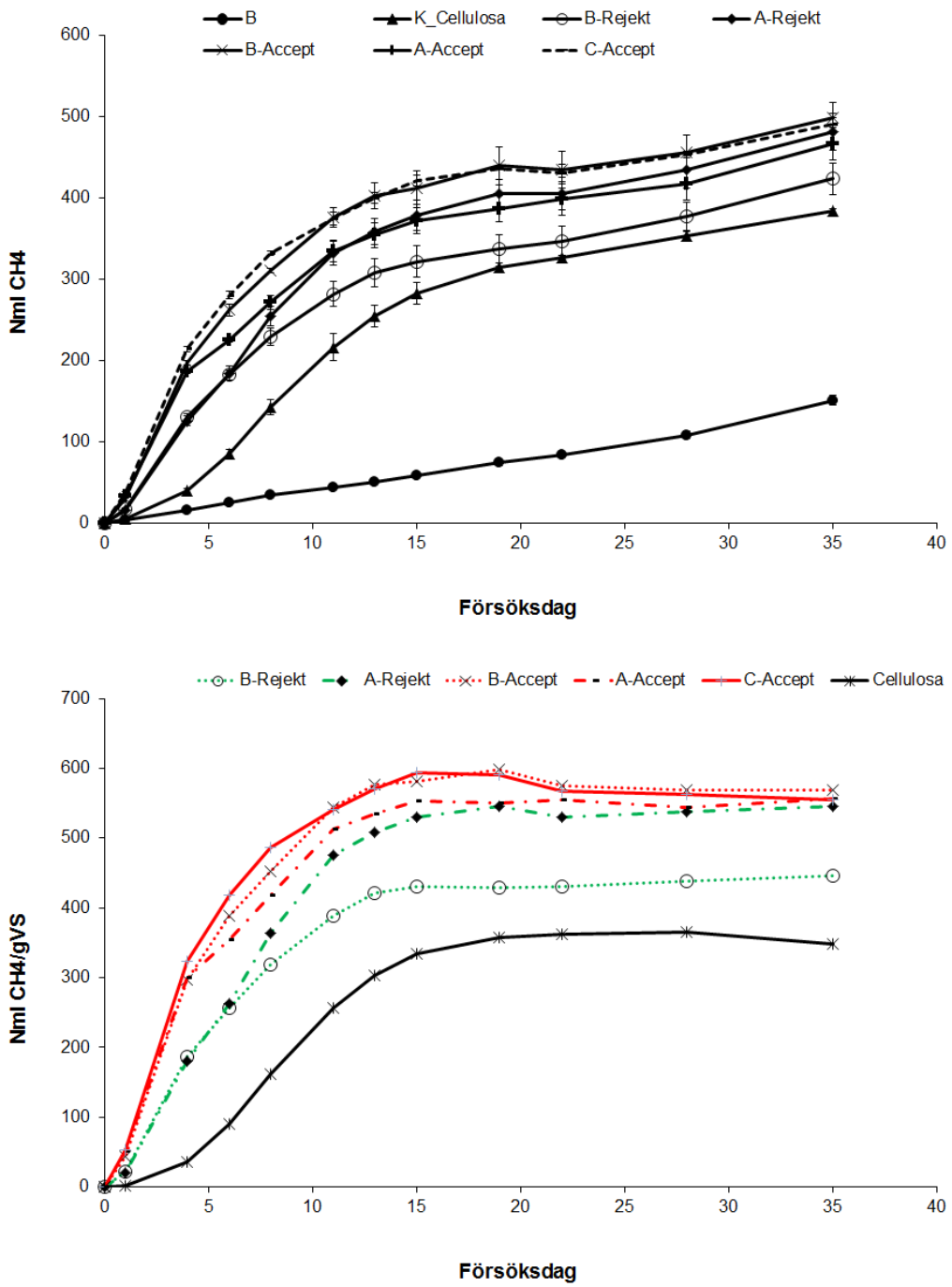
D.1 Resultat från karakterisering av matavfall

Tabell 13. Analysresultat från karakterisering av matavfallsfraktioner

Table 13. Analytical results from characterization of food waste fractions.

Anläggning		**A**		**B**		**C**
Fraktion		**Accept**	**Rejekt**	**Accept**	**Rejekt**	**Accept**
TS	%	9,04%	33,07%	11,79%	44,63%	19,48%
VS	%	7,65%	30,27%	10,70%	40,75%	17,97%
VS	%avTS	84,62%	91,53%	90,75%	91,31%	92,25%
Askhalt	%avTS	15,38%	8,47%	9,25%	8,69%	7,75%
TS	g/kg vv	90,4	330,7	117,9	446,3	194,8
VS	g/kg vv	76,5	302,7	107,0	407,5	179,7
COD	g/kg vv	120	350	160	496	250
BOD	g/kg vv	53	140	82	200	-
BOD/COD		0,44	0,40	0,51	0,40	-
Kjeldahl-N	g/kg vv	4,1	9,2	3,3	16	6,7
Kjeldahl-N	%avTS	4,5%	2,8%	2,8%	3,6%	3,4%
P-tot	g/kg vv	0,35	-	0,41	-	0,6
P-tot	%avTS	0,4%	-	0,3%	-	0,3%
Svavel	%avTS	0,26%	0,17%	0,20%	0,17%	0,18%
Svavel	g/kg vv	0,2	0,6	0,2	0,8	0,4
Kol (Elementaranalys)	%avTS	45,6%	51,3%	50,1%	48,9%	49,6%
Kol (Elementaranalys)	g/kg vv	41,2	169,6	59,1	218,2	96,6
Väte (Elementaranalys)	%avTS	6,3%	7,1%	7,1%	6,7%	7,0%
Väte (Elementaranalys)	g/kg vv	5,7	23,5	8,4	29,9	13,6
Kväve(Elementaranalys)	%avTS	3,6%	1,9%	2,8%	2,5%	2,7%
Kväve(Elementaranalys)	g/kg vv	3,3	6,3	3,3	11,2	5,3
BMP (stdav)	Nl CH4/kg VS	556 (28)	545 (27)	568 (23)	445 (18)	555 (11)
BMP	Nl CH4/kg TS	471	499	515	406	512
BMP	Nm3/ton vv	43	165	61	181	100
Kalorimetriskt värmevärde vid konstant volym	MJ/kg TS	19,88	22,71	21,88	20,33	21,71
Effektivt värmevärde vid konstant tryck	MJ/kg TS	18,52	21,17	20,35	18,87	20,20
Metanhalt BMP	%	65%	64%	64%	62%	64%
Fett	g/kg vv	11,5	7	21	5	32

Anläggning		A		B		C
Fraktion		**Accept**	**Rejekt**	**Accept**	**Rejekt**	**Accept**
Fett	%avTS	13%	2%	17,8%	1,1%	16%
Fett	%avVS	15%	2%	20%	1%	18%
Protein	g/kg vv	17,5	52,5	19,5	99,1	39,8
Protein	%avTS	19%	16%	16,5%	22%	20%
Protein	%avVS	23%	17%	18,2%	24%	22%
Synliga föroreningar	%avTS	0,08%	-	0,12%	-	0,24%
Synliga föroreningar	%avVS	0,09%	-	0,13%	-	0,26%
Lignin	g/kg vv	22,6	95,9	23,6	102,6	40,9
Lignin	%avTS	25,0%	29,0%	20,0%	23,0%	21,0%
Lignin	%avVS	29,5%	31,7%	22,0%	25,2%	22,8%
Fibrer (ADF)	g/kg vv	24,4	165,4	27,1	178,5	33,1
Fibrer (ADF)	%avTS	27,0%	50,0%	23,0%	40,0%	17,0%
Fibrer (ADF)	%avVS	31,9%	54,6%	25,3%	43,8%	18,4%
Fibrer (NDF)	g/kg vv	26,4	178,9	32,5	249,0	43,6
Fibrer (NDF)	%avTS	29,2%	54,1%	27,6%	55,8%	22,4%
Fibrer (NDF)	%avVS	34,5%	59,1%	30,4%	61,1%	24,3%
Cellulosa	g/kg vv	1,8	69,4	3,5	75,9	-7,8
Cellulosa	%avTS	2,0%	21,0%	3,0%	17,0%	-4,0%
Cellulosa	%avVS	2,4%	22,9%	3,3%	18,6%	0,0%
Hemicellulosa	g/kg vv	2,0	13,6	5,4	70,5	10,5
Hemicellulosa	%avTS	2,2%	4,1%	4,6%	15,8%	5,4%
Hemicellulosa	%avVS	2,6%	4,5%	5,1%	17,3%	5,9%
VFA	g/kg vv	5,154	12,1	3,54	6,7	5,29
COD filt	g/kg vv	32	-	94	-	100
Kjeldahl-N filt	g/kg vv	1,9	-	1,1	-	2,3
NH4-N	g/kg vv	1,3	0,8	0,18	0,14	0,33
DOC	g/kg vv	12	-	18	-	19
Socker och stärkelse	g/kg vv	21,1	64,3	34,0	54,3	64,3
Socker och stärkelse	%avVS	28%	21%	32%	13%	31%



Figur 35. Resultatkurvor från BMP-test av matavfallsfraktioner med cellulosakontroll. Överst redovisas ackumulerad metanproduktion från testflaskor som medelvärde av triplikat med standardavvikelse inklusive blank. Nederst redovisas motsvarande metanutbyten per VS som medelvärde av triplikat korrigerade för ympens (blankens) bidrag.

Figure 35. Results from BMP-test with fractions of food waste and cellulose control. The top diagram demonstrates the accumulated methane production from the test bottles as average of triplicates with standard deviation, including blanks. The bottom diagram demonstrates the corresponding methane yields per VS added as average of triplicates with the methane production from inoculum (blanks) subtracted.

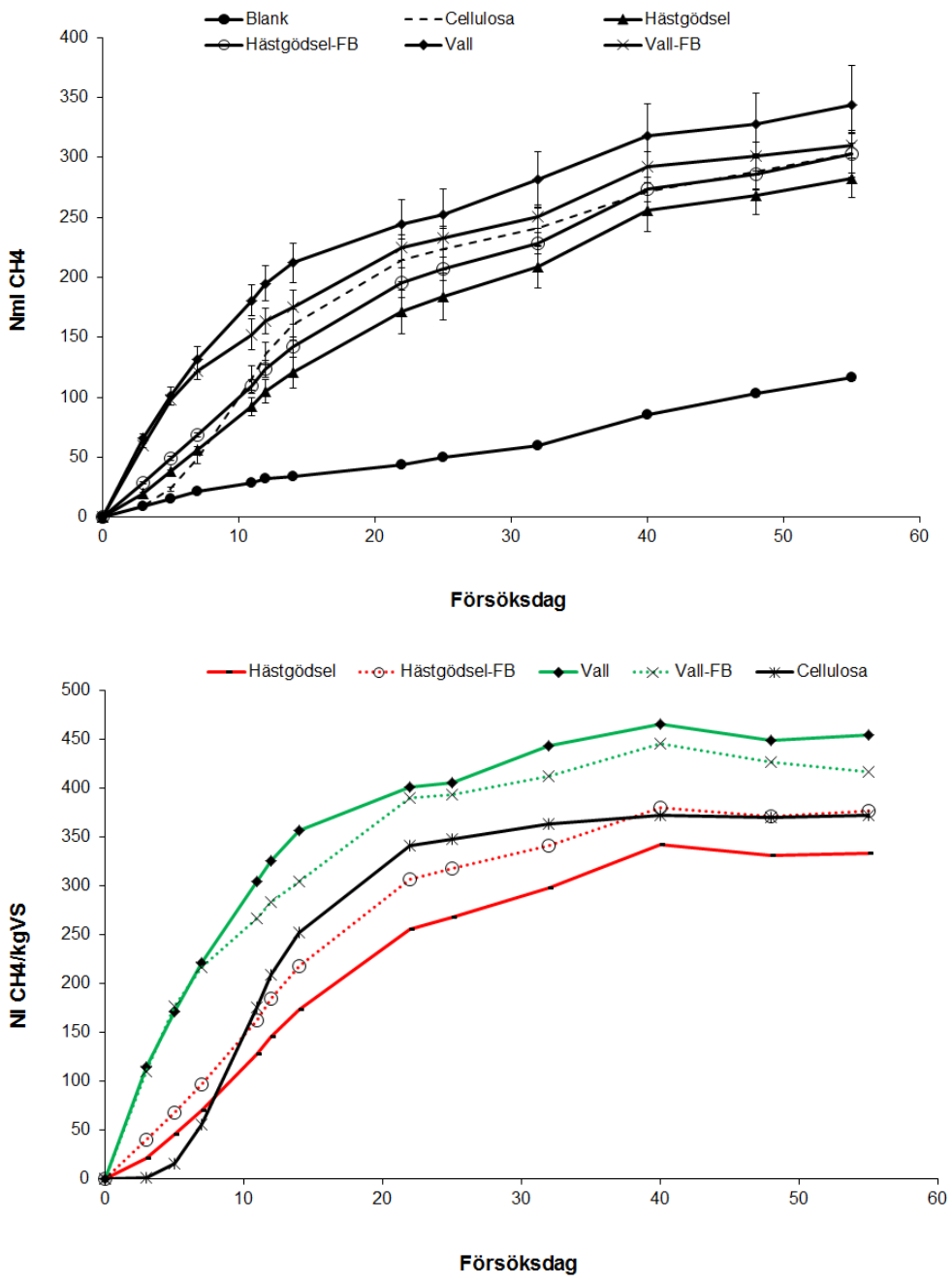
D.2 Resultat från förbehandling och karakterisering av hästgödsel och vallensilage

Tabell 14. Analysresultat från karakterisering av vallensilage och hästgödsel före och efter förbehandling

Table 14. Analytical results from characterization of ley crop silage and horse manure before and after pre-treatment.

		Hästgödsel		Vall	
		Obehandlat	**Behandlat**	**Obehandlat**	**Behandlat**
TS	%	19,90%	19,90%	35,30%	35,30%
VS	%	16,50%	16,50%	31,80%	31,80%
VS	%avTS	82,91%	82,91%	90,08%	90,08%
Askhalt	%avTS	17,09%	17,09%	9,92%	9,92%
TS	g/kg vv	199,0	199,0	353,0	353,0
VS	g/kg vv	165,0	165,0	318,0	318,0
Kjeldahl-N	g/kg vv	2,3	2,486	10	7,943
Kjeldahl-N	%avTS	1,2%	1,2%	2,8%	2,3%
P-tot	g/kg vv	0,56	0,497	1,1	0,993
P-tot	%avTS	0,3%	0,2%	0,3%	0,3%
Kol (Elementaranalys)	%avTS	43,7%	45,4%	46,8%	48,4%
Kol (Elementaranalys)	g/kg vv	87,0	90,3	165,2	170,9
Väte (Elementaranalys)	%avTS	5,3%	5,4%	5,7%	5,6%
Väte (Elementaranalys)	g/kg vv	10,5	10,7	20,1	19,8
Kväve(Elementaranalys)	%avTS	0,8%	0,8%	2,3%	2,3%
Kväve(Elementaranalys)	g/kg vv	1,7	1,5	8,0	8,2
C/N		52,7	59,7	20,7	20,9
BMP (stdav)	Nl CH4/kg VS	333 (20)	376 (23)	454 (41)	416 (12)
BMP	Nl CH4/kg TS	276	312	409	375
BMP	Nm3/ton vv	55	62	144	132
Kalorimetriskt värmevärde vid konstant volym	MJ/kg TS	16,70	17,20	17,90	19,40
Metanhalt BMP	%	61%	61%	62%	62%
Fett	g/kg vv	1	0	6	11
Fett	%avTS	1%	0%	1,7%	3,1%
Fett	%avVS	1%	0%	2%	3%
Protein	g/kg vv	12,6	14,6	59,3	42,7
Protein	%avTS	6%	7%	16,8%	12%
Protein	%avVS	8%	9%	18,7%	13%
Lignin	g/kg vv	51,7	53,7	63,5	74,1
Lignin	%avTS	26,0%	27,0%	18,0%	21,0%

		Hästgödsel		Vall	
		Obehandlat	**Behandlat**	**Obehandlat**	**Behandlat**
Lignin	%avVS	31,4%	32,6%	20,0%	23,3%
Fibrer (ADF)	g/kg vv	93,5	97,5	116,5	141,2
Fibrer (ADF)	%avTS	47,0%	49,0%	33,0%	40,0%
Fibrer (ADF)	%avVS	56,7%	59,1%	36,6%	44,4%
Fibrer (NDF)	g/kg vv	139,9	131,7	162,7	154,6
Fibrer (NDF)	%avTS	70,3%	66,2%	46,1%	43,8%
Fibrer (NDF)	%avVS	84,8%	79,8%	51,2%	48,6%
Cellulosa	g/kg vv	41,8	43,8	53,0	67,1
Cellulosa	%avTS	21,0%	22,0%	15,0%	19,0%
Cellulosa	%avVS	25,3%	26,5%	16,7%	21,1%
Hemicellulosa	g/kg vv	46,4	34,2	46,2	13,4
Hemicellulosa	%avTS	23,3%	17,2%	13,1%	3,8%
Hemicellulosa	%avVS	28,1%	20,7%	14,5%	4,2%
VFA	g/kg vv	4,2	4,1	13,7	13,7
Etanol	g/kg vv	0	0	3,9	1,7
COD filt	g/kg vv	9,6	43,095	143	198,563
BOD filt	g/kg vv	0,806	19,061	101,4	121,344
Kjeldahl-N filt	g/kg vv	0,586	1,16	3,12	4,633
NH4-N	g/kg vv	0,288	0,149	0,507	1,103
DOC	g/kg vv	3,84	14,918	57,2	79,425
VFA	%avCODfilt	0,0%	0,0%	6,2%	7,2%
COD filt	%avVS	5,8%	26,1%	45,0%	62,4%
BOD filt	%avCODfilt	8,4%	44,2%	70,9%	61,1%
Kjeldahl-N filt	%av Kjeldahl-N tot	25,5%	46,7%	31,2%	58,3%
Socker och stärkelse	g/kg vv	11,5	18,7	89,9	109,6



Figur 36. Resultatkurvor från BMP-test av vallensilage och hästgödsel med och utan förbehandling med ångexplosion (FB) plus cellulosakontroll. Överst redovisas ackumulerad metanproduktion från testflaskor som medelvärde av triplikat med standardavvikelse inklusive blank. Nederst redovisas motsvarande metanutbyten per VS som medelvärde av triplikat korrigerade för ympens (blankens) bidrag.

Figure 36. Results from BMP-test with ley crop silage and horse manure with and without pre-treatment by steam explosion (FB) plus cellulose control. The top diagram demonstrates the accumulated methane production from the test bottles as average of triplicates with standard deviation, including blanks. The bottom diagram demonstrates the corresponding methane yields per VS added as average of triplicates with the methane production from inoculum (blanks) subtracted.

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