



Forord

Denne mastergradsoppgaven er skrevet som avslutning av min 2-årige mastergrad i fornybar energi ved Instituttet for naturforvaltning, ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.

Mastergradsoppgaven har en kobling opp mot forskningsprosjektet BioValueChain der Follo Ren er med. BioValueChain har som hovedmål å utvikle og tilrettelegge for effektive verdikjeder for biogass, og å beskrive hvordan nasjonale og europeiske virkemidler og reguleringer påvirker aktørene i biogassens verdikjede.

Jeg vil rette en stor takk til min veileder Ole Jørgen Hanssen som har hjulpet meg gjennom hele mastersoppgaveskrivingen. Vil også rette en takk til Østfoldforskning og Kari-Anne Lyng som har stilt tiden sin til rådighet og gitt meg en innføring i SimaPro. Til slutt vil jeg takke Astri Thomassen Ekroll i Follo Ren og Robert Lundgren i Västblekinge Miljö AB. Disse har vært til stor hjelp med innsamling av data.

Sammendrag

Matavfall representerer en viktig ressurs både som jordforbedringsmiddel og ikke-fossil energiressurs, og det har dermed blitt et økt fokus i samfunnet med tanke på håndtering og utnyttelse av dette på en god måte. Studier har vist at det finnes et stort potensiale i reduksjon av klimagassutslipp ved å utnytte ressursen til produksjon av biogass. Norge ligger langt bak i satsningen av biogassproduksjon fra våtorganisk avfall sammenlignet med resten av Europa, men flere biogassanlegg er under planlegging og bygging i Norge. Follo Ren planlegger å bygge et nytt sorterings- og biogassanlegg på Vestby av typen Mechanical Biological Treatment (MBT) med en tørr biogassprosess som det første anlegget i Norge.

En livsløpsvurdering (LCA) med modelleringsverktøyet SimaPro er gjort for det planlagte MBT-anlegget til Follo Ren, og sammenlignet med dagens avfallsløsning og andre biogassteknologier som eksisterer. Resultater fra studien viser en positiv klimapåvirkning for det planlagte MBT-anlegget til Follo Ren sammenlignet med dagens avfallsløsning på henholdsvis -159,72 og 10,00 kg CO₂-ekvivalenter/tonn TS matavfall. Sammenlignet med andre biogassteknologier styrker dette resultatet seg med at det er en trend som viser at biogassproduksjon av matavfall kommer bedre ut rent klimamessig enn det å energigjenvinne matavfall sammen med restavfall.

Litteraturstudiet viser at det å blande ulike substrater kan gi et høyere biogassutbytte enn om substratene skulle råtne i et råtnekammer hver for seg. Hva som er optimal blanding mellom ulike substrater er vanskelig å konkludere med gjennom et litteraturstudie.

Abstract

Food waste represents an important resource both as a fertilizer and a renewable energy resource, and it has therefore been an increased focus in ways of handling and using this in the best manner. Studies have shown that there is a great potential in reducing emissions from greenhouse gasses by using this resource for production of biogas. Norway are far behind compared to Europe in production of biogas from organic waste, but several biogas plants are under planning and construction in Norway. Follo Ren are planning to build a new mechanical-biological treatment (MBT) plant at Vestby with a dry biogas process. This is the first plant in Norway with this kind of technology.

A life cycle assessment (LCA) approach has been used, and modelled in the modelling tool SimaPro. The Scenario of the new waste solution has been compared against the current waste solution and other biogas technologies on the market. Results from the study showed a reduction of climate change for the new MBT-plant compared to the current waste solution. Compared to other biogas technologies this result also shown that it is better to produce biogas out of food waste.

The literature study shows that mixing different substrates can provide a higher biogas yield than if the substrates are anaerobic digested separately. What is the optimal mix between different substrates is difficult to conclude through the literature review.

Innholdsfortegnelse

Forord.....	ii
Sammendrag.....	iii
Abstract.....	iv
Innholdsfortegnelse	v
1 Innledning	1
2 Mål med oppgaven og problemstilling	3
2.1 Mål med oppgaven	3
2.2 Problemstilling	4
3 Metodikk, datagrunnlag og studieobjekt.....	5
3.1 Metodikk.....	5
3.2 Datagrunnlag.....	8
3.3 Studieobjekt.....	9
3.3.1 Follo Ren.....	9
3.3.2 Kretsløp Follo	10
4 Kunnskapsgrunnlag om utvikling av biogassproduksjon og substrater i biogassprosessen.....	17
4.1 Miljømodellen.....	17
4.2 Utvikling av biogass-sektoren i Norge og Norden.....	17
4.3 Biogassutbytte fra ulike substrattypene i biogassproduksjon.....	21
4.3.1 Husdyrgjødsel.....	24
4.3.2 Matavfall	25
4.4 MBT-teknologi.....	27
4.4.1 Mekanisk sortering	28
4.4.2 Biologisk behandling	30
5 Beskrivelse av MBT-anlegg, datagrunnlag for miljømodellen i SimaPro og parameterverdier....	31
5.1 Beskrivelse av det planlagte MBT-anlegget til Follo Ren.....	31
5.2 Parameterverdier for matavfall som substrat fra husholdninger.....	32
5.3 Beskrivelse av hver livsløpsfase og parameterverdier for scenarioene for biogass.....	33
5.3.1 Transport av matavfall til behandling.....	33
5.3.2 Forbehandling av matavfall.....	33
5.3.3 Biogassproduksjon	34
5.3.4 Oppgradering	35
5.3.5 Avvanning.....	36
5.3.6 Erstattet (biogass).....	37

5.3.7	Erstattet (biorest).....	38
6	Resultater.....	39
6.1	Sammenstilling av datagrunnlaget for MBT-prosessen til Follo Ren's nye avfallssystem	39
6.2	Follo Ren's nye avfallsløsning (Scenario 1) sammenlignet med dagens avfallshåndtering (referansesystemet).....	42
6.3	Follo Ren's nye avfallsløsning (Scenario 1) sammenlignet med andre biogasteknologier .	43
7	Diskusjon.....	45
7.1	Sammenstilling av datagrunnlaget for MBT-prosessen til Follo Ren's nye avfallssystem	45
7.2	Follo Ren nye avfallsløsning sammenlignet med dagens avfallsløsning.....	45
7.3	Follo Ren nye avfallsløsning sammenlignet med andre biogasteknologier	48
7.4	Begrensninger og generaliserbarhet	50
8	Konklusjon.....	51
9	Referanseliste	52

1 Innledning

EUs fornybardirektiv har fastsatt et 20-20-20-mål, dette innebærer at innen år 2020 skal EU redusere CO²-utslippene med 20 %, kutte 20 % av energiforbruket og øke andelen fornybar energi til 20 % (European Union 2009). Som en del av dette har Norge og Sverige gått inn for ett felles mål om å bygge ut til sammen 26,4 TWh fornybar energi innen 2020, dette omtales også som «grønne sertifikater» eller «elsertifikater» (NVE 2014). Innenfor transportsektoren ligger det også et mål om å øke fornybardelen til 10 % innen 2020. Dette tilsier bare et bruk av 0,7 TWh med biogass. Regjeringen har også fastsatt et mål om at 30 % av husdyrgjødsel innen 2020 skal brukes som substrat i biogassproduksjon (Miljøverndepartementet 2013; Sletten & Maass 2013; St.meld. nr. 39 (2008-2009)).

I 2009 var det 28 biogassanlegg i drift i Norge, deponigassanlegg, industrianlegg og gårdsanlegg er ikke medregnet (Nedland 2011). Av disse var det kun 6 anlegg som tok imot matavfall. Til sammen hadde disse 28 biogassanleggene en samlet totalproduksjon på 192 GWh i 2009. Tall fra 2010 viser at samlet produksjon av biogass i Norge var omtrent 0,5 TWh (Sletten & Maass 2013). De aller fleste anleggene er slamanlegg som ikke utnytter biogassen eller bruker den internt til strøm og varme. Mange av disse anleggene ble bygget før det kom investeringsstøtte fra Enova og Transnova som nå ligger mellom 5 og 30 %. I motsetning til Sverige har investeringsstøtte for biogassanleggene lenge ligget på ca. 20-30 % av kostnadene.

Follo Ren planlegger å bygge et nytt sorterings- og biogassanlegg på Vestby av typen Mechanical Biological Treatment (MBT) som skal ta imot restavfall der matavfall blir sortert ut og brukt som substrat til biogassproduksjon. Follo Ren er et interkommunalt selskap der Frogn kommune, Nesodden kommune, Oppegård kommune, Ski kommune og Ås kommune er deltakere. Selskapet skal på vegne av kommunen sørge for innsamling, transport og forsvarlig behandling av avfall etter Forurensningsloven (Follo Ren 2009). Dagens avfallhåndtering i Follo er at forbruker kildesorter avfallet hjemme i to avfallsdunker. Papp og papir går i den ene dunken, mens restavfallet går i den andre. Med restavfall menes matavfall, plast og annet ufarlig avfall. Annet avfall som klær og tekstiler, glass og metallemballasje, farlig avfall og elektrisk- og elektronisk avfall (EE-avfall), grovavfall og hageavfall skal bringes til kommunens egne gjenvinningsstasjoner. Etter sortering går

avfallet ut på anbud. Her blir avfallet enten sendt til energiutnyttelse eller materialgjenvinning

Follo Ren står bak Kretsløp Follo som skal være et helhetlig konsept for avfallshåndtering. Dette innebærer både kildesortering i hjemmet og sentralsortering ved et sorterings- og biogassanlegg. Tanken bak er at restavfallet som samles opp i restavfallsbeholderen skal videre til behandling i et sorterings- og biogassanlegg av typen MBT. Denne typen anlegg har hatt en stor utvikling i Europa med hele 330 installerte anlegg frem til i 2011 (ecoprog 2011). Fordelen med MBT anleggene er at biologisk nedbrytbare fraksjoner raskt blir separert og stabilisert fra restavfallet. Disse har som regel en integrert løsning med kombinasjon av brenselproduksjon, biologisk stabilisering av våtorganisk avfall før deponering og/eller produksjon av biogass og jordprodukter.

Det som skiller det kommende MBT anlegget til Follo Ren sammenlignet med andre MBT anlegg er at dette baserer seg på tørre metanprosesser. Disse har gjerne et tørrstoffinnhold på 25-35 % (Syversen 2010), og passer til substrater som kildesortert matavfall og energivækster. Tørre biogassprosesser har et mye mindre vannbehov, og dermed slipper man å håndtere store mengder med vandig biorest etter biogassproduksjon. Ulempen er at biogassutbyttet kan være lavere, og at man sitter igjen med en biorest som ikke kan erstatte mineralgjødsel, men som må komposteres eller bli brukt til jordforbedringsmiddel. I Norge stilles det strengere krav til deponering enn det ellers gjør i Europa. Derfor kan det være vanskelig å tilfredsstille krav til total organic carbon (TOC) og glødetap for stabilisert sikterest (Borge-Skar & Syversen 2012).

Matavfall representerer en viktig ressurs både som jordforbedringsmiddel og ikke-fossil energiressurs, og det har dermed blitt et økt fokus i samfunnet med tanke på håndtering og utnyttelse av dette på en god måte. Studie av Møller et al. (2012) har det vist at det finnes et stort potensiale i reduksjon av klimagassutslipp ved å utnytte ressursen til produksjon av biogass.

2 Mål med oppgaven og problemstilling

2.1 Mål med oppgaven

Denne oppgaven er avgrenset til å finne svar på hvilke valg som kan gjøres knyttet opp mot biogassproduksjon av våtorganisk avfall for å redusere utslipp av klimagasser og energibruk. Den løsningen som gir et best resultat i et klimaperspektiv gir nødvendigvis ikke den minste miljøbelastningen når man legger til andre relevante miljøpåvirkninger som forsurening, økotoksitet, partikkelformasjon mm.

Målet med denne oppgaven er å sammenstille tilgjengelig datagrunnlag og dokumentere netto klimanytte og energieffektivitet for den planlagte løsningen for avfallsbehandling til Follo Ren sammenlignet med dagens løsning for avfallsbehandling, og sammenliknet med andre tekniske løsninger som finnes for behandling av våtorganisk avfall og produksjon av biogass. To ulike scenarioer har blitt analysert. Det opereres med et referansesystem som er dagens løsning for Follo Ren, og som blir sammenlignet med det planlagte avfallssystemet til Follo Ren og andre biogassløsninger.

Referansesystem: Dagens løsning i Follo med avfallsdata fra referanseåret 2012. Matavfall sammen med restavfall fra husholdningen blir hentet hos forbruker av Follo Ren.

Energigjenvinningsetaten i Oslo (EGE) kjøper restavfallet og energigjenvinner (forbrenner) det. Restavfallet erstatter fjernvarmeproduksjon eller elektrisetsproduksjon.

Scenario I: Matavfallet blir hentet sammen med restavfallet fra husholdningen hos forbruker, transportert til sorterings- og biogassanlegget på Vestby. Alt utsortert organisk avfall (matavfall) går til biogassproduksjon. Bioresten erstatter torvproduksjon og biogassen erstatter fossilt drivstoff. Det vil også være en utsortering av plast og metall som blir materialgjenvunnet. Dette går utenfor systemgrensene. De resterende avfallsfraksjonene utgjør restavfall, og blir sendt til EGE til energigjenvinning, også utenfor systemgrensene.

Mer spesifikt skal det igjennom denne oppgaven modelleres en annen prossteknologi for Follo Ren sitt planlagte biogassanlegg enn det som tidligere er modellert av Østfoldforskning for andre biogassanlegg. Fokuset vil være å se på dagens avfallsløsning for Follo Ren og

sammenligne den med den planlagte avfallsløsningen og andre biogassløsninger med MBT-teknologi for å finne ut om det vil være en klimagevinst.

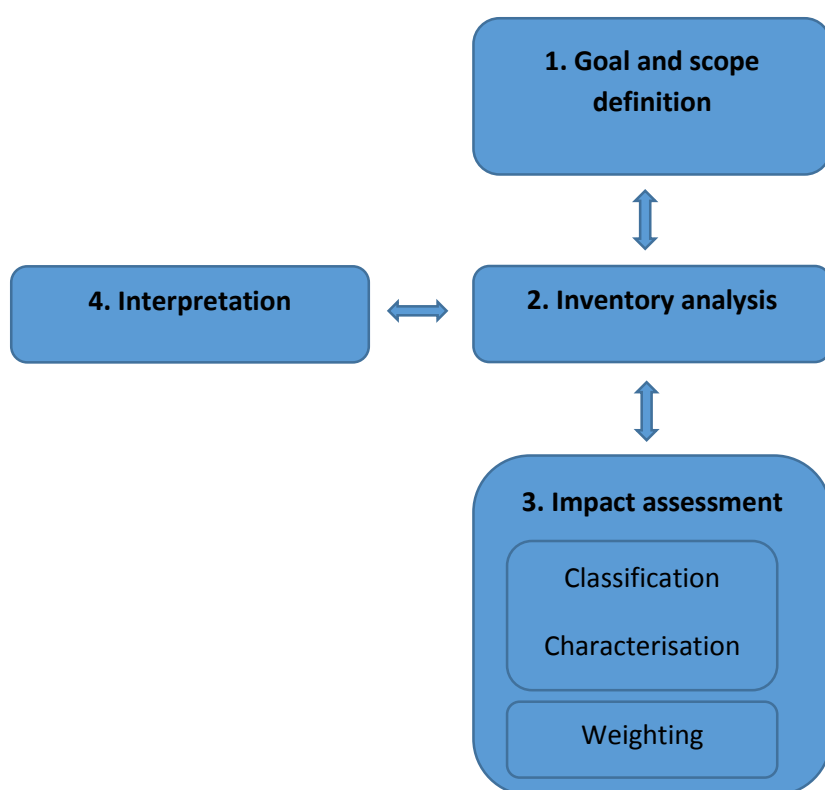
2.2 Problemstilling

- Hva er datagrunnlaget for MBT-prosessen som planlegges bygget ved Follo Ren's nye avfallssystem ut fra kjent litteraturdata og ut fra de substrater som planlegges å inngå i prosessen?
- Hva er netto klimanytte og energigevinst av den (fornybare andelen) ved å implementere den nye avfallsløsningen til Follo Ren sammenlignet med den eksisterende løsningen med forbrenning av avfallet?
- Hva er netto klimanytte og energigevinst av den (fornybare andelen) ved å implementere den nye avfallsløsningen til Follo Ren sammenlignet med andre biogassteknologier?

3 Metodikk, datagrunnlag og studieobjekt

3.1 Metodikk

Livsløpsvurdering (LCA) er et eget metodisk verktøy, der en kan se på miljø- og ressurspåvirkninger gjennom hele livsløpet av et eller flere produkter, fra «vugge til grav». Med hele livsløpet til et bestemt produkt menes fra uttak av råvarer til transport, produksjon, bruk og avfallshåndtering. LCA-analyser er internasjonalt standardisert gjennom ulike serier (ISO 14040-14044) (Baumann & Tillman 2004). Analysen kan deles inn i fire hovedfaser.



Figur 3-1: Viser de fire hovedfasene i en livsløpsvurdering

Funksjonell enhet

For at resultatene skal kunne sammenliknes mellom ulike løsninger tas det utgangspunkt i en felles funksjonell enhet. Det er en enhet som har en definert kvantifiserbar størrelse som produktene eller tjenestene som analyseres kan sammenliknes ut fra i et verdikjedeperspektiv. I modellen blir den definert som håndtering av 1 tonn tørrstoff (TS) våtorganisk avfall for det respektive substratet og kan enkelt skaleres opp til årlig mengde

for en region eller et anlegg. I denne oppgaven vil 1 tonn TS våtorganisk matavfall være funksjonell enhet.

Miljø- og ressurseffekter

I denne oppgaven er det kun sett på global oppvarming slik at klassifiseringen av data fra Life Cycle Inventories (LCI) blir CO₂, NO₂, N₂O, CH₄ og CFC_s. Alle klimabelastninger regnes om til CO₂-ekvivalenter.

Systemgrenser

Systemgrenser skilles mellom et for- og bakgrunnsystem. Et forgrunnsystem omfatter alle de prosesser som blir direkte påvirket av beslutningene gjort på grunnlag av LCA-analysen. Et bakgrunnsystem er de prosesser som påvirkes indirekte av beslutninger som blir gjort på grunnlag av LCA-analysen. Disse blir påvirket i større eller mindre grad enn prosessene i forgrunnsystemet. Systemutvidelse blir gjort for produsere sluttprodukter som:

- Elektrisitet og varme fra energigjenvinning av restavfall erstatter nordisk el-miks eller fjernvarme
- Biorest erstatter jordforbedringsmiddel
- Biodrivstoff erstatter fossilt drivstoff

For denne oppgaven starter analysen i det matavfallet oppstår hos forbruker og inkluderer alle livsfaser i verdikjeden til substratet blir til biorest og biogass, og effekten av det produktene erstatter alternative produkter. Alle økonomiske aspekter blir utelatt, det vil si at alle kapitalkostnader av nødvendig infrastruktur ikke medregnes. Det er klart at økonomiske aspekter er viktige når det kommer til beslutning for Follo Ren, men fokuset ligger på å gi ett grunnlag for klimaaspektet. Menneskelig innsats blir heller ikke medregnet, det blir derfor ikke tatt høyde for i beregningen.

Cut-off

Cut-off er en ressursrelatert metode, f.eks. å ekskludere deler av livssyklusen grunnet mangel på tid, data eller finansielle midler (Baumann & Tillman 2004). Dette blir gjort for å ikke gjøre analysen så omfattende.

Avgrensning av miljøpåvirkning

Som nevnt vil denne analysen kun fokusere på energibruk og klimagasser.

Biogassproduksjon er en energikrevende prosess, men biogassen og bioresten kan erstatte fossil energi i form av fornybar energi. Konsekvenser av ressursbruk samt andre miljøpåvirkninger som forsuring, eutrofiering og annen lokal forurensing fra prosessene beskrevet i analysen er ikke inkludert. Siden miljømodellen kun er bygget opp med tanke på energibruk og klimagasser, blir disse utelatt.

Tid

Det er vanlig å bruke et tidsperspektiv på 100 år når det opereres med klimagasser, og Global Warming Potensial (GWP) blir gitt som mål når klimabelastningen omtales. I denne oppgaven vil tidsperspektivet omhandle en årlig mengde avfall, og dermed strekke seg over et år.

Geografisk avgrensning

Analysen er avgrenset geografisk til Follo-området, men siden klimagassutslipp er å regne med som globale, vil disse virke inn på den globale forurensningen.

Allokeringsmetoder og systemutvidelse

Siden prosesser ofte leverer flere produkter er det viktig at innsatsfaktorer og utslipp blir fordelt/allokert mellom produktene. Det eksisterer ulike tilnærminger til allokering.

Masseallokering allokeres fysisk på grunnlag av produktets masse (kg), energiallokering allokeres fysisk på grunnlag av produktets energiinnhold (kWh) og Økonomisk allokering allokeres på grunnlag av produktets verdi (NOK) (Baumann & Tillman 2004).

Allokeringsproblemer oppstår når det er flere produkter som deler den samme prosessen. For avfallsbehandling som har input bestående av flere produkter, men bare en output f.eks. deponi. Hvor mye av lekkasjen fra deponiet skal matavfall ha «skylda» for? Et annet problem oppstår når et produkt blir resirkulert til flere produkter. Derfor er ikke allokering bestandig den beste løsningen på problemet. En alternativ løsningen er systemutvidelse. Systemutvidelse brukes for å erstatte et produkt med et liknende produkt slik at det kan oppfylle den samme systemfunksjonen (Haug & Solli 2011).

3.2 Datagrunnlag

Mye av datagrunnlaget er basert på litteraturstudie der relevant og tilgjengelig litteratur er hentet inn for å fremskaffe kunnskap på området. Grunnlaget for oppgaven er studier som er gjennomført av Østfoldforskning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) og Bioforsk på verdikjedeffektivisering for biogassproduksjon fra våtorganisk avfall.

Denne oppgaven er ikke basert på feltarbeid i den forstand at det skulle gjøres målinger og fremskaffe nye data. Det er kun brukt tilgjengelig data basert på tilgjengelig litteratur. Når de nødvendige data er samlet inn, skal de brukes til å bygge opp en ny prosessmodell som skal testes og sammenliknes med tilgjengelige løsninger for å vurdere netto klimanytte sammenliknet med eksisterende teknologi. Miljømodellen som er bygget opp i SimaPro fungerer som en nettomodell. Den beregner utslipp ved produksjon og utnyttelse av biogass som et alternativ til konvensjonell behandling av avfall og gjødsel, og gjennom hele verdikjeden til biogassen. Ved at annen behandling erstattes med biogassproduksjon oppnås en besparelse av klimagassutslipp og erstatning av fossile energiresurser. På den måten kan modellen brukes til å ta beslutninger om hvilken måte det er mest hensiktsmessig å håndtere det våtorganiske avfallet på med tanke på reduksjon av klimagassutslipp og erstatte fossile energiresurser. Resultatene vil komme som netto miljønytte. Direkte utslipp + indirekte utslipp – unngåtte utslipp (det det erstatter) = netto miljønytte.

Hensikten har vært å bygge videre på og komplettere miljømodellen som Østfoldforskning har laget for hele verdikjeden, fra innsamling av matavfall og husdyrgjødsel til biogassproduksjon og behandling av biorest med MBT-løsningen. Denne modellen kan dermed brukes til å analysere den type teknologi og løsninger som planlegges i avfallsløsningen til Follo Ren. Modellen har blitt testet ut på dagens løsning til Follo Ren og sammenliknet med det planlagte avfallssystemet til Follo Ren der det vil være andre forutsetninger/ny teknologi knyttet opp til biogassprosessen og sammensetning av avfallet og substrat.

For oppbygning av modellen har utgangspunktet vært tilgjengelige modeller og data, og innhenting av nye data for relevante biogassanlegg fra ulike kilder. Siden det ikke eksisterer noen driftsdata fra selve anlegget er litteratordata og rapporter fra planleggingen av det nye

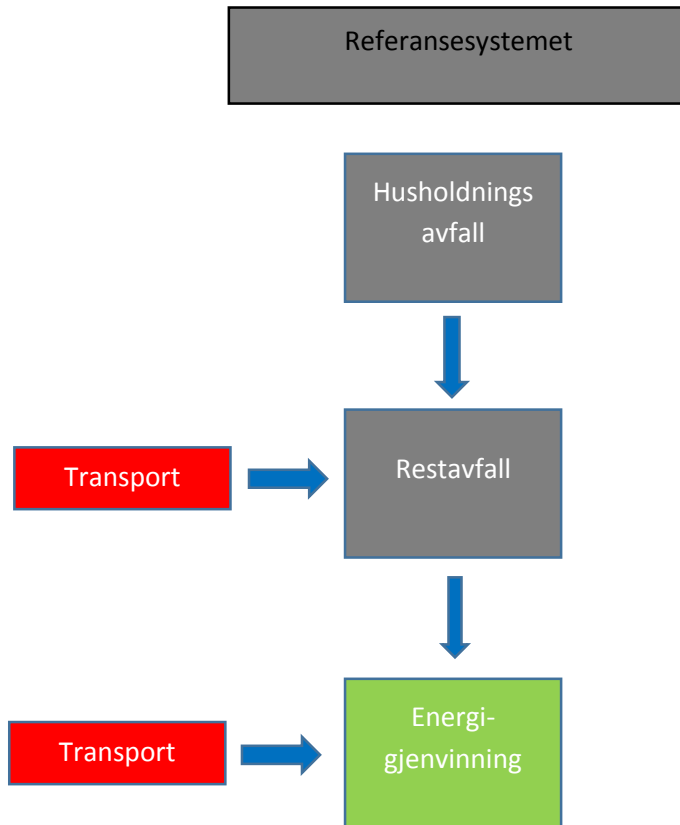
anlegget, plantegninger, skisser og hvordan anlegget er tenkt vesentlig for studien. Dette har blitt fremskaffet gjennom møter med Follo Ren.

3.3 Studieobjekt

3.3.1 Follo Ren

Studieobjektet har vært Follo Ren som er et interkommunalt selskap der Frogn kommune, Nesodden kommune, Oppegård kommune, Ski kommune og Ås kommune er deltakere. Det er kommunenes ansvar å håndtere avfallet fra innbyggerne, og de fem kommunene nevnt ovenfor har gått sammen i et samarbeid om avfallhåndteringen i Follo-distriktet. Som nevnt innledende er det forbruker som kildesorter avfallet hjemme i to avfallsdunker. Papp og papir går i den ene dunken, mens restavfallet går i den andre. Med restavfall menes matavfall, plast og annet ufarlig avfall. Annet avfall som klær og tekstiler, glass og metallemballasje, farlig avfall og EE-avfall, grovavfall og hageavfall skal bringes til kommunens egne gjenvinningsstasjoner. Dermed utgjør husholdningsavfallet restavfall/bioavfall og papp/papir som blir kildesortert hos forbruker. Det eksisterer også en egen bringeordning for plastemballasje som går til Grønt Punkt via Ragn Sell's anlegg på Lørenskog, men dette går utenfor systemgrensen. Plasten utgjorde i 2012, 500 tonn. Etter sortering går restavfallet ut på anbud. Her blir restavfallet sendt til energigjenvinning hos EGE. I 2012 utgjorde husholdningsavfallet 19 000 tonn og alt gikk til forbrenning hos EGE og erstatter elektrisitetsproduksjon eller fjernvarme (Melbye 2013).

Referansesystemet som er analysert er dagens avfallshåndtering i Follo Ren med avfallsdata fra 2012. Flytskjemaet under viser avfallsløsningen til Follo Ren.



Figur 3-2: Flytskjema for avfallsløsningen Follo Ren 2012

3.3.2 Kretsløp Follo

Kretsløp Follo som Follo Ren står bak, planlegger å bygge et nytt sorterings- og biogassanlegg av typen MBT, der tanken bak hele avfallsløsningen er at restavfallet som samles opp i restavfallsbeholderen hjemme hos forbruker skal transporteres til behandling på anlegget i Vestby. Her blir husholdningsavfallet mekanisk sortert der de utsorterte fraksjonene vil være våtorganisk avfall, plast, magnetisk metall og restavfall. På anlegget vil anaerob nedbryting av våtorganisk avfall produsere biogass og biorest. Biogassen blir oppgradert til transportkvalitet og erstatter fossilt drivstoff. Summen av kompost og biovann utgjør bioresten som skal brukes til jordforbedringsmidler og erstatter torvproduksjon.

Avfallsmengden til behandling på anlegget er 188,9 kg/år/innbygger i år 2011. Dette vil stige med 1,2% pr. år. Befolkningstall på 103 416 med en økning på 1,6% pr. år. Dette vil tilsvare frem mot år 2025 en økning i avfallsmengden på 25%. I tabell 1 kan en se at ved planlagt dritstart i 2015 vil avfallsmengden økes fra ca. 21 800 tonn/år til nesten 29 000 tonn/år i

2025. Anlegget er dimensjonert for forventet avfallsmengde i 2025 på nesten 29.000 tonn. Det ligger til grunn en befolkningsvekst på 1,6 % og vekst i avfallsmengde per innbygger tilsvarende 1,2 %. Anleggets biogassdel dimensjoneres for 15.000 tonn avfall per år.

	A	B	C	D	E	F
1	pos nr.		Enhet	2012	2015	2025
2	1	Forutsetninger, avfall				
3	1,1	mengde avfall pr. innbygger økt med 1,2% pr. år	tonn/år/innbygger	191,2	198,2	223,3
4	1,2	antall innbyggere befolkningsvekst 25% til 2525	innbyggere	105 071	110 195	129 152
5	1,3	mengde avfall, befolkningsvekst 25% til 2525	tonn/år	20 086	21 833	28 831
6	1,4	kapasitet	tonn/år	29 000	29 000	29 000
7	1,5	over kapasitet (ukesbasis)	%	10,00 %	10,00 %	10,00 %
8	1,6	revisjonsperiode	uke pr. år	1	1	1
9	1,7	behandlet avfall	tonn/år	19 700	21 413	28 276
10	1,8	restavfall til forbrenning (ut over kapasitet)	tonn/år	386	420	554

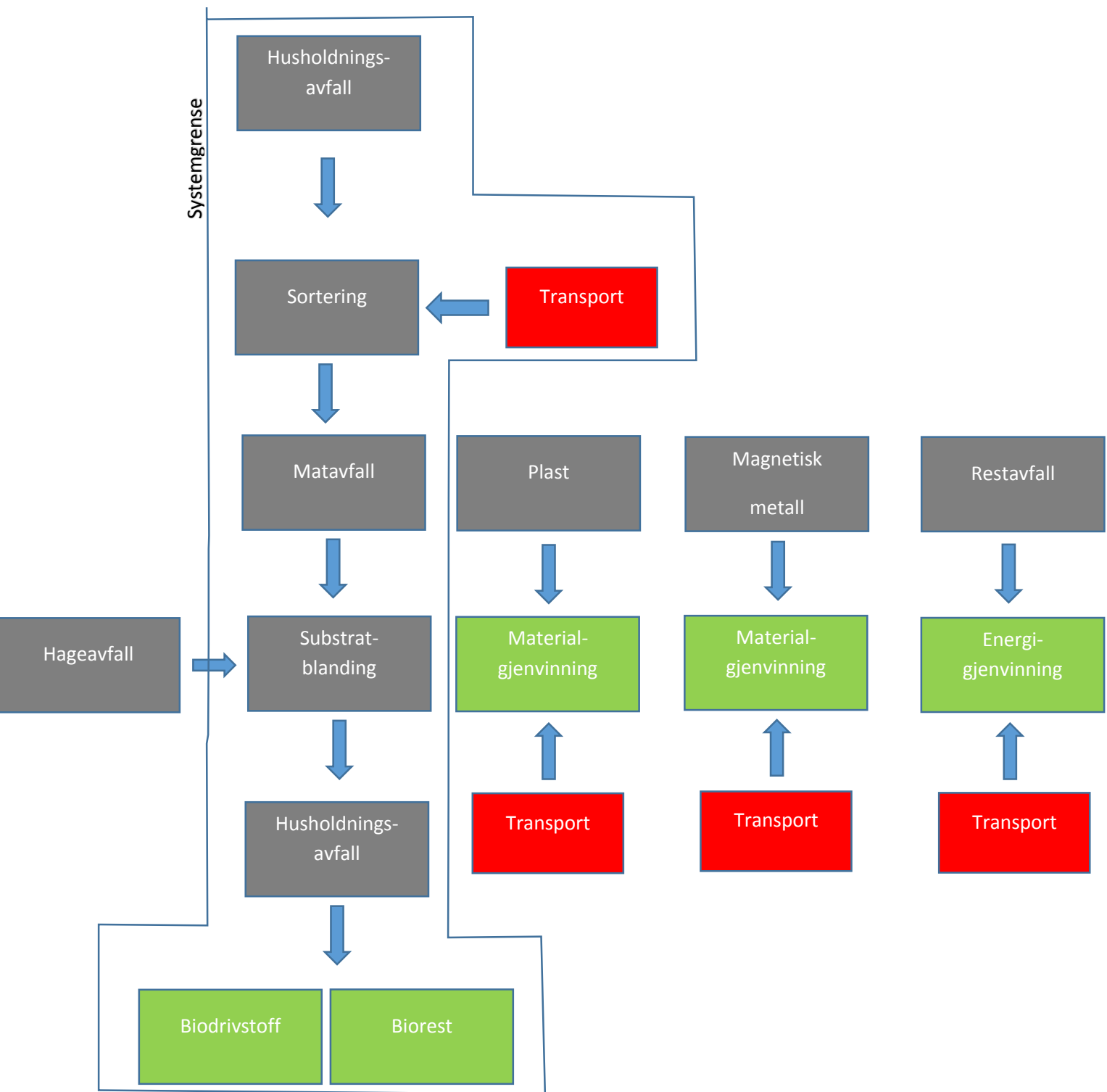
Figur 3-3: Viser avfallsmengder for Follo Ren i 2012, 2015 og 2025. Kilde: (Rambøll 2013a)

Anlegget har et mål om en minimum gjenvinningsgrad på 80% (materiale og energi), og minimum 60 % gjenvinning av plast. Ca. 80 % av matavfall videreføres til kompost/jordforbedring. Innen 2020 skal det være 50 % materialgjenvinningsgrad av plast, papp/papir, glass og metall. Den forventete utsorteringsgraden skal ligge på 7,5 % for plast, 1,7 % for metall og 30-40 % matavfall til biologisk behandling. 46-56 % restavfall sendes til forbrenning (Rambøll 2013b).

Til biogassreaktoren sendes 14 500 tonn substrat i året. Det medregnes 50 % innhold av våtorganisk avfall, at det utsorteres 80 % til organisk fraksjon og 25 % tilført hageavfall. Komposten utgjør 30 % av tildelt restavfall avhengig av forbruket av hage- og parkavfall. Nominelt regnes et TS-innhold på 38 % fra avvanning som tilsvarer 8 500 tonn/år. Utsortert plast er estimert til 60 % av gjenbrukbar plast fra innkommende avfall. Dette tilsvarer ca. 2 100 tonn/år. Det utsorteres ca. 50 % av restavfallet til forbrenning, som tilsvarer ca. 14 000 tonn/år. Mengden metall utgjør 1-2 % av restavfallet og tilsvarer ca. 400tonn/år. Mengden biogass produsert forventes på nesten 2,5 Nm³/år med et metaninnhold på 55 %. Mengden biovann vil ligge på ca. 4000 tonn/år. Ved en oppgradering av biogass til biodrivstoff kan betydelige mengder metan slippe ut sammen med utskilt CO₂. Denne mengden metan uten rensing tilsvarer i størrelsesorden 1-2 % av den oppgraderte gassmengden, eller 2-5 Nm³/h ren metan i gjennomsnitt. Returstrømmen kan også inneholde svovelforbindelser, som kan være luktende (H₂S). Utslippet av svovel er innenfor utslippskravet, men ytterligere rensing

med kullfilter kan forhindre dette. Metan kan renses i et katalytisk renseanlegg eller brennes i biogasskjelen til varmforsyning (Rambøll 2013b).

Husholdningsavfallet blir hentet hos forbruker og transportert til det nye sorterings- og biogassanlegget i Vestby. Anlegget sorterer ut våtorganisk avfall, plast, magnetisk metall og restavfall. Det utsorterte våtorganiske avfallet sendes til biogassproduksjon for produksjon av biogass og biorest. Biogassen blir oppgradert til drivstoffkvalitet og bioresten blir brukt som jordforbedringsmiddel. Flytskjemaet under viser avfallsløsningen til Kretsløp Follo med systemgrense.

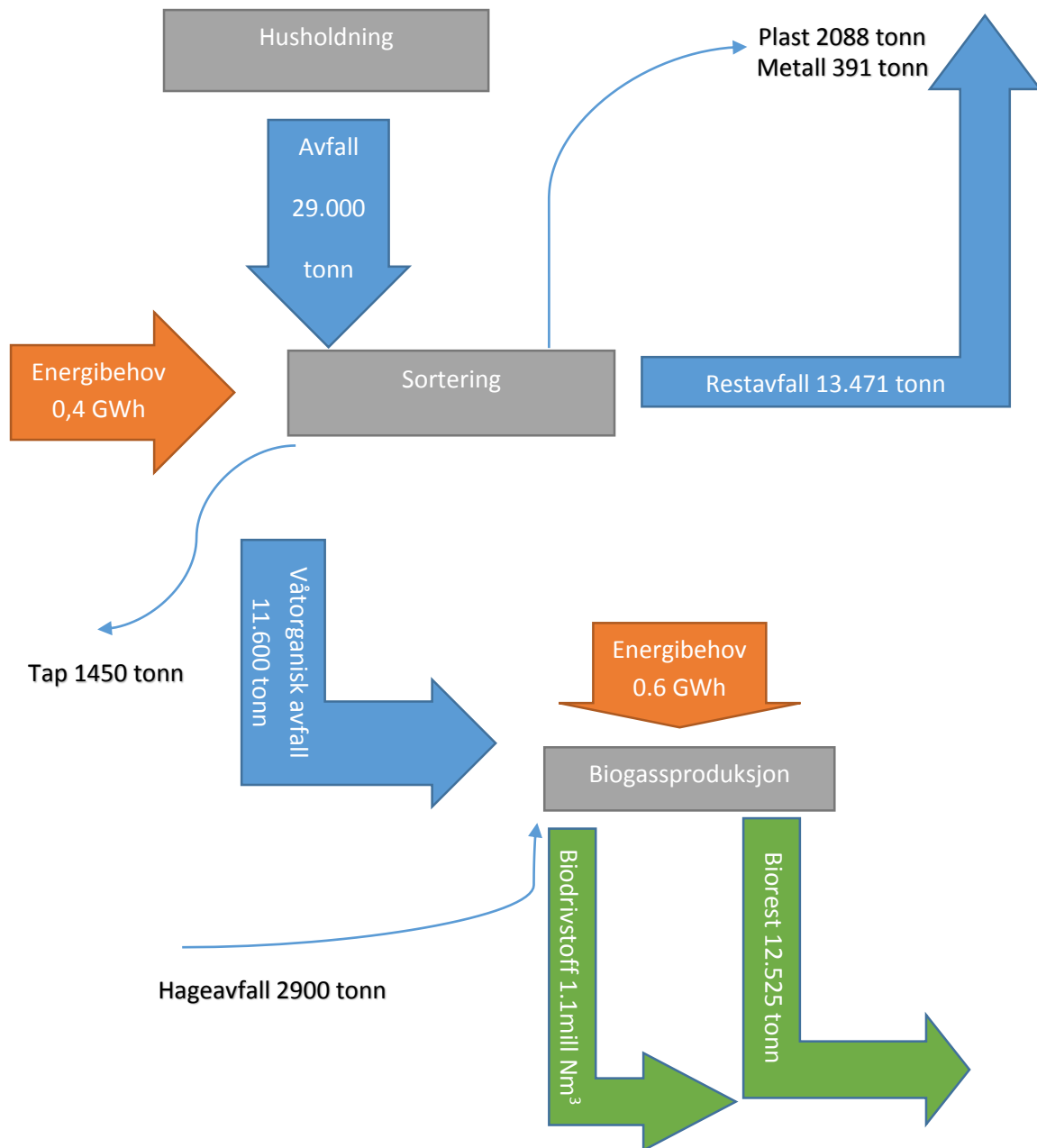


Figur 3-4: Flyttdiagrammet viser avfallsløsningen til Kretsløp Follo

Plast og magnetisk metall går utenfor systemgrensene. Den gjenværende fraksjonene som utgjør restavfallet blir sendt på EGE til forbrenning. I referansesystemet utgjør denne fraksjonen 93 % av det analyserte avfallet, men med den nye avfallsløsningen vil restavfallet bli redusert til 46 % (Melbye 2013).

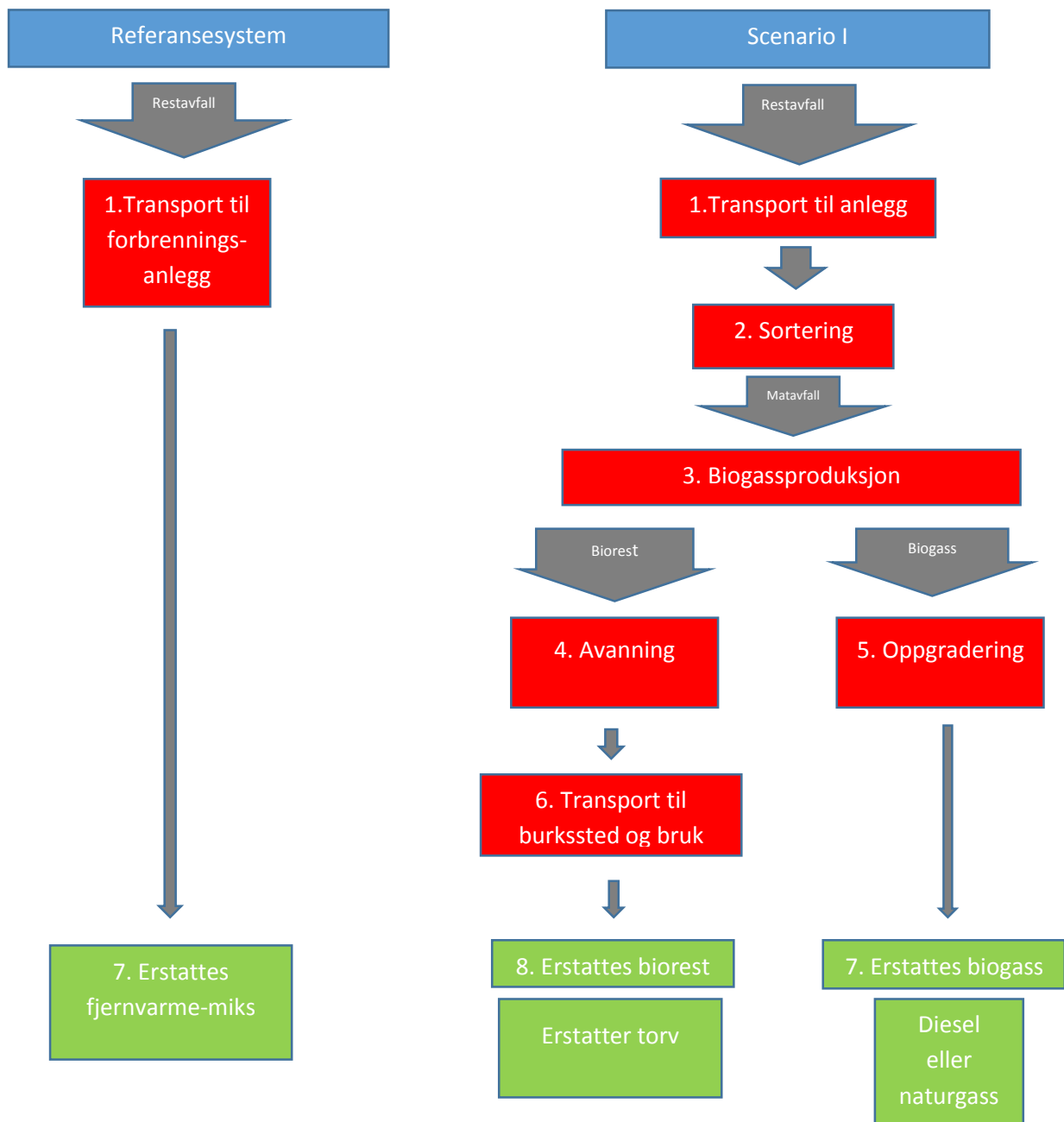
I rapporten «Kretsløp Follo – Livsløpsanalyse (LCA)» laget av Rambøll opereres det med et klimagassutslipp på 73 gram CO₂ per kWh levert kunde i Oslo for produksjon av varme (Hafslund 2012).

Fra forbruker der avfallet oppstår til sorteringsanlegget vil det være et transportbehov. Avstanden er 19km (Melbye 2013). Siden sorteringsanlegget ligger sammen med biogassanlegget vil det ikke være noe behov for videre transport av det våtorganiske avfallet. Innsamlet restavfall i 2025 vil ligge på 29 000 tonn. Etter sortering vil restavfallsfraksjonen være på 13 471 tonn, som blir sendt til forbrenning på EGE. Den våtorganiske fraksjonen ligger på 11 600 tonn, pluss 2900 tonn hageavfall som blir blandet inn. Det er disse fraksjonene som går til biogassproduksjon. De utsorterte plast- og metallfraksjonene blir sendt til materialgjenvinning, men blir ikke tatt hensyn til her. Det vil ligge et tap på 1450 tonn under sorteringen. Energibehovet under sortering ligger på 0,4 GWh. Den planlagte biogassproduksjonen vil ligge på 1.1 mill Nm³ biodrivstoff og 12 525 tonn bioest. Det er knyttet et energibehov til biogassproduksjonen på 0,6 GWh, samt et varmetap på 30 %. Totalt et energibehov på 1 GWh (Rambøll 2013b). Figur 3-5 viser massestrømmen for Kretsløp Follo.



Figur 3-5: Viser massestrømmen for Kretsløp Follo. Kilde:(Melbye 2013)

Flytskjemaet under viser avfallsbehandlingen for Referansesystemet og Scenario 1.



Figur 3-6: Flytskjemaet viser avfallshåndteringen for de to scenarioene

4 Kunnskapsgrunnlag om utvikling av biogassproduksjon og substrater i biogassprosessen

4.1 Miljømodellen

Den første versjonen av miljømodellen for biogassproduksjon av våtorganisk avfall og gjødsel som substrat stod ferdig i 2011. Hovedformålet var å utvikle en klimamodell og en økonomimodell for hele verdikjeden fra innsamling og biogassproduksjon til behandling av biorest. Modellen skulle bidra til å øke produksjon av biogass i Norge ved en effektiv og klimarik utnyttelse av gjødsel og avfall. Modellen står forklart i (Lyng et al. 2011). I 2012 ble miljømodellen videreutviklet med mulighet for analyse av forsureffekter, i tillegg til oppdaterte klimadata for lagring av gjødsel og biorest. Den oppdaterte modellen har en videreutviklet miljømodell og en økonomimodell for hele verdikjeden for produksjon av biogass og behandling av biorest. Den skal føre til et bedre beslutningsgrunnlag ved planlegging av nye biogassanlegg i Norge, og står bedre forklart i (Møller et al. 2012).

Mataavfall representerer en viktig ressurs både som jordforbedringsmiddel og ikke-fossil energiressurs. Det er en ressurs med økt fokus i samfunnet, og kommer til å være vesentlig i fremtiden med tanke på håndtering og utnyttelse på en god måte. Måten vi velger å håndtere ressursen på, påvirker klimaregnskapet både for avfallssektoren, landbruket og samferdselssektoren med at det slippes ut ulike mengder av klimagasser. En måte å håndtere avfallet på er å lage biogass av det. Fra tidligere prosjekter på biogassproduksjon av våtorganisk avfall har det vist seg at det finnes et stort potensiale i reduksjon av klimagassutslipp (Lyng et al. 2011; Møller et al. 2012). Ved å oppgradere biogassen til drivstoffkvalitet utnytter man ressursen som en høyverdig form for energi og kan erstatte bruk av fossilt brensel.

4.2 Utvikling av biogass-sektoren i Norge og Norden

Som et resultat av prosjektet «Utvikling av biogass II» publiserte Avfall Norge en rapport ved utgangen av 2011. Prosjektet har hatt som mål å forbedre rammebetingelsene for biogass i Norge (Nedland 2011). Det har vært til dels dårlige rammebetingelser og strategier for biogassproduksjon i Norge, og de aller fleste anleggene som ble bygget på daværende

tidspunkt baserte seg enten på slam fra renseanlegg eller deponigass, og før det eksisterte noe form for investeringsstøtte.

Tabell 4-1: Viser antall biogassanlegg og GWh biogass produsert i Norge, Sverige og Danmark

Land	GWh produsert/år	Antall biogassanlegg	År
Norge	500	30	2010
Sverige	1 589	242	2012
Danmark	1 200	167	2008

I en rapport fra Energigas Sverige sammen med Avfall Sverige, Lantbrukarnas Riksförbund og Svensk Vatten har det blitt gjort en utredning på produksjon og anvendelse av biogass i Sverige frem til i 2012. Det var allerede da bygget 242 produserende biogassanlegg i Sverige. Dette er 9 flere anlegg jamført med 2011. Norge hadde i 2010 30 biogassanlegg som til sammen produserte 500 GWh/år (Sletten & Maass 2013). Sammenlignet med Sverige hadde de svenske anleggene en totalproduksjon på 1 589 GWh, noe som er en økning med 116 GWh fra 2011 (Energigas Sverige 2013). De fleste anleggene er basert på avløpsslam, og i 2009 fantes det 136 anlegg av denne typen, 57 deponianlegg, 12 gårdsanlegg, 4 industrianlegg og 21 «samrøtningsanlegg», som bruker husdyrgjødsel og matavfall som substrat. I 2012 gikk over halvparten (53 %) av biogassproduksjonen i Sverige til oppgradering til drivstoff, mens bare 33 % til varmeproduksjon. Oppgradering til biodrivstoff øker stadig, mens varmeproduksjon minker. Sverige regnes som ledende når det kommer til bruk av biogass i transportsektoren. Dette er fordi rammebetingelsene er gode i Sverige for oppgradering av biogassen i motsetning til varmeproduksjon som har dårlige rammebetingelser. Resterende av biogassen går til fukling (10 %) og til el.produksjon (1 %) (Energigas Sverige 2013).

Satsningen på biogass i Sverige har vært stor, og i februar 2013 stod et unikt biogassanlegg klart til drift i Sverige. Dette anlegget var det første i Skandinavia med tørrrøtningsteknologi der matavfall inngår som substrat. Dette anlegget som drives av Västblekinge Miljö AB (VMAB) er kommunalt og eies av kommunene Karlshamn, Sölvesborg og Olofström. Denne nye metoden med tørrrøtning innebærer at matavfallet råtner i den konsistensen som avfall

kommer inn som. Dette gir en mer stabil drift som ikke forstyrres av fremmedlegeme som f.eks. papirposer eller plast. Fordelen med denne metoden er at tørre avfallstyper kan råtne mer energieffektivt, driftssikkert og gir et mer fleksibelt sluttprodukt (VMAB).

Erfaringer på tørre biogassprosesser i Skandinavia er begrenset. Ifølge mepex (2013) antas det at denne prosessen ikke skulle gi et lavere biogassutbytte enn den mer tradisjonelle våtprosessen. Det ligger heller ingen grunn til at dårligere råstoffet skal påvirke kvaliteten på biogassen. Denne teknologien har fordeler med at det er relativt små væskemengder som sirkulerer og dermed mindre dimensjoner på rør og pumper, noe som fører til et lavere energibruk (Jarvis & Schnürer 2009). Lagring og transport av substrat og råtnerester blir mer effektive ettersom vanninnholdet er lavere. En annen fordel med en tørre prosesser er at metanproduksjonen ikke er så følsomme for forstyrrelser som våte prosesser, men det er viktig at vanninnholdet ikke blir for lavt. Et vanninnhold på minst 65 %, eller 35 % tørrsubstans er egnet for å opprettholde en bra mikrobiell aktivitet (Jarvis & Schnürer 2009).

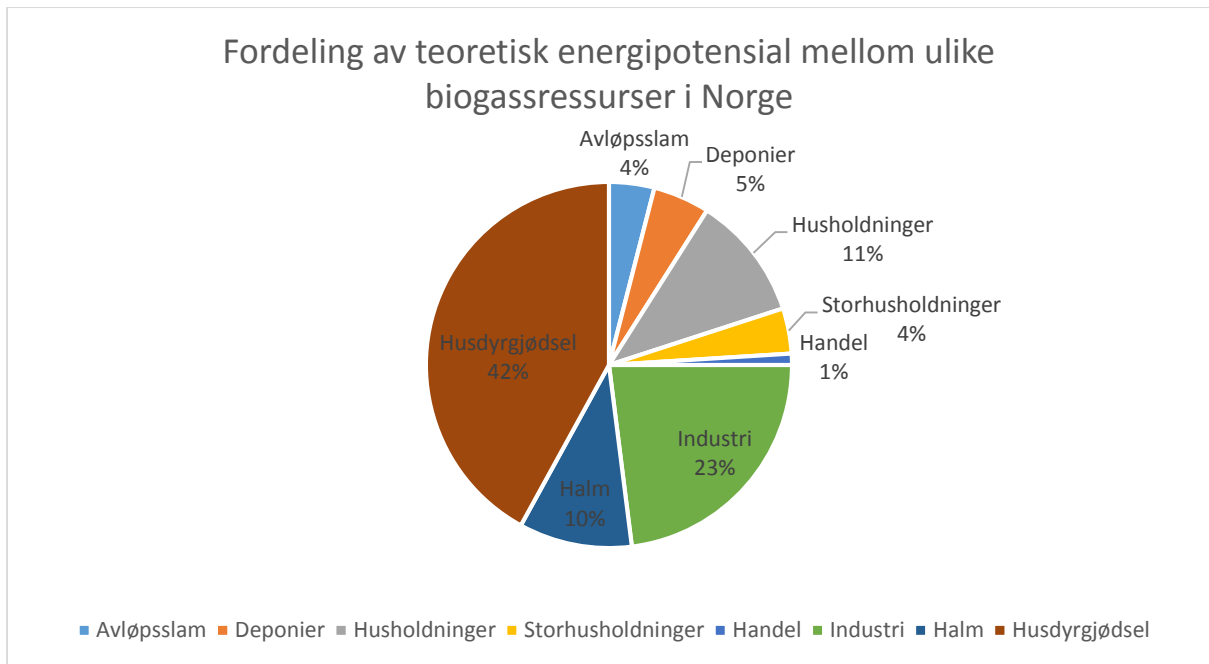
I Danmark fantes det i 2008 167 biogassanlegg som til sammen produserte ca. 1,2 TWh. Dette tilsvarte under 1 % av det totale energiforbruket i landet, men av EU-landene produserte Danmark femte mest biogass per innbygger (Nedland 2011). Som i Sverige, er det også i Danmark mange anlegg basert på avløpsslam og deponigass, men det er først og fremst gårdsanlegg og biogassfellesanlegg (tilsvarer de svenske samrøtningsanleggene) som mottar matavfall. Mange av disse anleggene er gamle, men under utvidelse. I Danmark er det gode rammebetingelser for biogassproduksjon, og disse har fått mellom ca. 20-40 % investeringstilskudd. I Danmark blir gassen sendt ut på fjernvarmenettet som varme eller til strømproduksjon som gir gode rammer ved salget.

Dette viser til at det er store forskjeller mellom Norge, Sverige og Danmark i satsningen av biogass, men ulike juridiske og økonomiske virkemidler er fastsatt i Norge for å øke energiutnyttelse fra avfall. Miljøverndepartementet fastsatte «Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall» (avfallsforskriften) med ikrafttredelse 01.07.2004, 02.02.2009 (Avfallsforskriften 2008). Med hjemmel i produktkontrollen og forurensningsloven skal denne forskriften sikre at blant annet deponering og forbrenning av avfall skjer på en forsvarlig og kontrollert måte, slik at skadevirkningen på miljøet og menneskers helse forebygges eller reduseres så langt det er mulig (Avfallsforskriften). Deponiforbudet av

våtorganisk avfall som ble innført på 90-tallet, og senere i 2009 et forbud mot deponering av nedbrytbart avfall, førte til en mer eller mindre avvikling av deponering som behandlingsmetode. Som et resultat av forbudene ble kildesortering av våtorganisk avfall og forbrenning med energiutnyttelse vektlagt.

I Norge er kommunene pålagt å samle inn husholdningsavfall, og innbyggerne i kommunen må betale et avfallsgebyr for tjenesten kommunen utfører som er avgrensa til «selvkostprinsippet. Dette betyr at gebyret ikke skal overstige de faktiske kostnadene kommunen har av avfallshåndteringen (Forurensningsloven). Måten kommune velger å håndtere avfallet på er regulert etter forurensningsloven som har som formål å verne det ytre miljøet mot forurensning og å redusere eksisterende forurensning. Videre i loven står det at mengden avfall skal reduseres og det skal fremmes en bedre behandling av avfall. På den måten sikrer loven en forsvarlig miljøkvalitet, slik at forurensninger og avfall ikke fører til helseskader, går utover trivsel eller skader naturens evne til produksjon og selvfornyelse (Forurensningsloven).

Østfoldforskning og NMBU gjorde i 2008 et studie om potensial for biogass i Norge. Denne studien var et oppdrag fra Enova SF med mål om å dokumentere teoretiske energipotensialer fra biogassressurser i Norge, samt belyse muligheter for økt produksjon, distribusjon og bruk av biogass. Ifølge (Raadal et al. 2008) er det teoretiske energipotensialet fra biogassressurser beregnet til å være nærmere 6 TWh/år. Kan se av figur 4-1, at det er husdyrgjødsel som bidrar til det største potensialet med 42 %, mens matavfall fra husholdninger, storhusholdinger og handel bidrar til sammen med 16 %. Det ligger et stort potensial fra industri som er nest størst (23 %).



Figur 4-1: Viser fordeling av det teoretiske energipotensialet mellom ulike biogassressurser i Norge. Kilde: (Raadal et al. 2008)

Det er anslått at det realistiske potensialet for biogassproduksjon i Norge mot 2020 vil ligge rundt 2,3 TWh/år. Dagens produksjon ligger på 0,5 TWh/år. På kort sikt vil biogassproduksjon fra våtorganisk avfall dominere med underkant av 1 TWh/år og husdyrgjødsel med ca. 0,7 TWh/år (Raadal et al. 2008).

4.3 Biogassutbytte fra ulike substrattyper i biogassproduksjon

Mengden tørrstoff (TS) angir et materiale innhold av øvrige forbindelser når vanninnholdet fordampes ved 105 °C (Carlsson & Uldal 2009). Et høyt TS-innhold (>10-15 %) trenger ofte å vannes ut for å fungere i mottakssystem, pumper og omrøring. Dette gjelder ikke alle substrater. Fettrike substrater kan eksempelvis ha et høyt TS-innhold, men er fortsatt pumpbare. Materialer med lav TS-innhold (<10 %) kan brukes til å vanne ut tykkere substrater og på den måten forbedre de mekaniske prosessene (Carlsson & Uldal 2009).

Volatile solids (VS) er det engelske begrepet for glødetap. Denne parameteren angir materialets innhold av brennbar substans ved 550 °C, og brukes til å beregne substratets organiske innhold (Carlsson & Uldal 2009). Generelt så innebærer et høyt VS-innhold en høy

transporteffektivitet, det vil si et høyt gassutbytte per transportenhet siden det er eneste denne organiske andelen av TS som kan brytes ned i råtnekammeret og bidra til biogassproduksjon. Dette gjelder ikke for alle substrater, f.eks. plast og lignin inneholder en del VS, men brytes ikke ned. Derfor er det viktig å bestemme TS og VS for hvert enkelt substrat og utrede hvordan disse påvirker TS og VS i blandingen i et samråtningsanlegg (Carlsson & Uldal 2009).

Chemical oxygen demand (COD) angir mengden oksygen som kreves for å bryte ned en viss mengde organisk materiale. Denne metoden brukes for beregning av et substrats organisk innhold, og på samme måte som for VS gir en høy konsentrasjon av COD en høy transporteffektivitet (Carlsson & Uldal 2009).

Energiinnholdet i ulike substrater bestemmes av andelen TS, andelen organisk materiale i TS, det organiske materialets sammensetning av fett, karbohydrater og protein, samt det organiske materialets evne til nedbrytning (Persson 2007). Sammensetningen av råstoff er avgjørende for gassutbyttet, se tabell 4-3 og 4-4. Fett gir det høyeste gassutbyttet, mens proteiner har en høy andel av metan. Kildesortert matavfall gir det høyest gassutbyttet, mens svinegjødsel gir et lavere gassutbytte.

Tabell 4-2: Biogassutbytte og metaninnhold fra substratkomponenter. Kilde: (Carlsson & Uldal 2009)

Substrat	Biogassutbytte i Nm ³ /kg VS	Metaninnhold i %
Fett	1,37	70
Protein	0,64	80
Karbohydrater	0,84	50

Tabell 4-3: Biogassutbytte og metaninnhold i biogassen avhengig av substrattypen. Kilde: (Carlsson & Uldal 2009)

Substrat	% TS	% VS	Metaninnhold i gassen i %	m ³ CH ₄ /tonn VS	Biogassutbytte i m ³ /tonn våtvekt
Avløpsslam	-	-	65	-	15
Kildesortert matavfall	33	85	63	461	204
Slakteavfall	-	-	63	-	93
Svinegjødsel	8	80	65	268	26
Sorfegjødsel	9	80	65	213	22

I Follo blir matavfallet hentet sammen med restavfallet og dermed kan mengden matavfall variere mye. Dette avhenger om kildesortering av matavfall er innført eller ikke og mengden matavfall i restavfall kan variere fra 25-50 % (Borge-Skar & Syversen 2012). Matavfall har lav brennverdi, og det å finne en eksakt beregning av brennverdien for restavfall er vanskelig å forutsette hvis man ikke kjenner til de kjemiske sammensetningene i avfallet. Ifølge (Maniatis 2003) settes det en brennverdi for restavfall til (8-12 MJ/kg eller 2,2-3,3 kWh/kg), og ifølge (Marthinsen et al. 2008) har blandet restavfall en brennverdi som ligger i området 2,8-3,1 MWh/tonn eller 2,8-3,3 kWh/kg.

I en studie gjennomført av IEA Bioenergy, vises det til at de totale CO₂-utslipp med konvensjonelle systemer for restavfallsbasert energigjenvinning (forbrenning) er på 1100 kg/tonn restavfall og 1833 g/kWh (Maniatis 2003). 20-40 % av karbonet i restavfallet stammer fra fossile kilder, og resten fra biomasse som kan betraktes som en fornybar ressurs. Den ikke-fornybare del av utslippet blir dermed på ca. 367g CO₂/kWh som utgjør 20 % av det totale utslippet på 1833 g CO₂/kWh. Det er ikke tatt hensyn til at unngåtte utslipp som følge av energigjenvinning av avfallet. 1 tonn restavfall gir 600 kWh el. og et utslipp på 1100 kg CO₂ (Dette fordeles mellom 220 kg fossilt og 880 kg biologisk). Forbrenning av kull som tilsvarer 600 kWh el. gir et utslipp på 592 kg CO₂. Deponering av 1 tonn restavfall uten gassutnyttelse gir et utslipp på 1610 kg CO₂ (Maniatis 2003).

Hafslund, som kjøper varmen fra EGE hadde i 2013 et klimagassutslippet på 62 gram per kWh levert kunde i Oslo (Hafslund 2013). Dette er en nedgang sammenlignet med 2012, da

utslippene var på 72 gram kWh levert kunde i Oslo. Energibruk og utslipp til luft blir dominert av konsernets varmeproduksjon, men en høyere andel restavfall og annen fornybar energi i innsatsfaktorene bidrar til at utslippene er lavere i forhold til mengden produsert energi. I tillegg erstatter fjernvarme i stor grad eldre oljekjeler (Hafslund 2013).

Tabell 4-4: Viser klimautslipp fra fjernvarmeproduksjon levert til kunde i Oslo. Kilde: (Hafslund 2013)

År	Gram klimagassutslipp/kWh levert kunde
2012	72
2013	62

4.3.1 Husdyrgjødsel

I følge stortingsmelding nr.39 (2008-2009) skal landbruket bidra til å redusere egne utslipp. Ved at 30 % av husdyrgjødsel skal brukes som substrat i biogassproduksjon innen 2020, vil dette gi en reduksjon av klimagasser med 0,5 millioner tonn CO²-ekvivalenter (St.meld. nr. 39 (2008-2009)). Det har vist seg i tidligere studier at bruk av husdyrgjødsel er gunstig som substrat i biogassproduksjon, selv om biogassutbyttet er lavere for husdyrgjødsel enn matavfall (Sørheim et al. 2010). Grunnen til dette er at mye av energipotensialet i gjødsel hos drøvtyggere er tatt ut etter den anaerobe nedbrytinga i dyrevomma (Møller et al. 2012). Husdyrgjødsel inneholder et bredt spekter av næringsstoffer og organismer som gir prosessen stabilitet, og hos storfe gir mikroorganismene som stammer fra fordøyelsen en «startbegasje» som gjør at prosessen kommer fort i gang. Gjødsel fungerer som et utmerket basis-substrat i råtneprosessen grunnet den allsidige sammensetningen, og dermed gir prosessen stabilitet (Carlsson & Uldal 2009). Gjødsel inneholder en lav andel fett, noe høyere andel proteiner, men karbohydrater er hovedkomponenten (Steffen et al. 1998). Husdyrgjødsel kan inneholde spor av tungmetaller (Sletten & Maass 2013). Disse stoffene kan komme fra foret dyra spiser, f.eks. tungmetaller i kraftforet eller forurensninger av grovforet (Serikstad et al. 2012). Gjødselveriforskriften regulerer dette, og setter krav til innhold av tungmetaller. Gjødselproduktene blir inndelt i kvalitetsklasse 0, 1, 2 og 3 etter mengde innhold av tungmetaller, der klasse 0 kan benyttes i ubegrenset mengde, kun begrenset av gjødselverdien (Marthinsen et al. 2008). De resterende klassene har begrensinger knyttet opp mot mengde og bruk. Når deler av tørrstoffet tas ut som biogass

anrikes tungmetallene og bioresten som er igjen kan få et høyere innhold av tungmetaller. Selv om gjødselvarens gjødselverdi (innhold av nitrogen, fosfor, kalium etc.) ikke endres nevneverdig i en biogassprosess kan mengden tungmetaller øke (Marthinsen et al. 2008). Dette kan bli et problem når husdyrgjødselen utgjør en stor del av substratet inn i anlegget (Møller et al. 2012).

4.3.2 Matavfall

Kildesortert matavfall fra husholdning krever som oftest en form for forbehandling før det kan det kan gå videre i biogassprosessen. Ofte en slags form for finfordeling, utvanning og utsortering av plast og metall. Grunnet høyt biogassutbytte egner matavfall seg godt som substrat i biogassprosessen, selv om utbyttet av biogass kan variere stort avhengig av sorteringskvalitet og forbehandlingsmetode. Sortert matavfall inneholder en stor andel biologisk nedbrytbar organisk fraksjon, noe som kan medføre en fare for synkende pH samt akkumulering av fettsyrer (VFA) i råtneskammeret grunnet den raske fermentering som skjer under nedbrytningen av denne typen avfall (Capela et al. 2007). Ved å bland inn storfe gjødsel som substrat i en biogassprosess fungerer gjødsel som en buffer ved at den har en høyere pH-verdi enn matavfall. Biogassproduksjon foregår innenfor et pH-område på 6,5-8,5 (Møller et al. 2012). Skulle pH-verdien bli for lav, vil mikroorganismene slutte å produsere gass. Ved å blande forskjellige substrater kan en oppnå et høyere biogassutbytte enn å summere resultatene fra hvert substrat. Dette kalles sambehandling. Dersom et substrat skulle gi et galt forhold mellom C og N, kan sambehandling med forskjellige substrater rette opp dette (Sørheim et al. 2010).

Tabell 4-6 viser spesifikk metanproduksjon ved å blande ulike substrater under biogassproduksjon. Tabellen viser at metanproduksjonen øker når prosentvis mengde matavfall blir større i forhold til storfe gjødsel og andre substrater.

Tabell 4-5: Viser spesifikk metanproduksjon ved sambehandling av ulike substrater. Kilde: (Capela et al. 2008) *våtvekt

% blanding av hvert substrat				Prosess	Spesifikt metanproduksjon (m ³ /tonn ⁻¹)
Matavfall	Storfegjødsel	Industrislam TS	Biologisk slam TS		
25	25	50		Våtprosess	87
25	50	25		Våtprosess	116
75	12,5	12,5		Våtprosess	250
90	5	5		Våtprosess	245
82	12		6	Tørrprosess	750
90	10*			Tørrprosess	630

Mengden TS i kildesortert matavfall etter fjerning av «reject» kan variere mye. I modellen er det brukt en basisverdi for kildesortert matavfall på 33 % TS (Møller et al. 2012). Norgaard og Sørheim (2004) gjennomførte forsøk på 5 norske behandlingsanlegg (HRA, IR, IRS, RKR og Sørir). Resultater fra analysen viser at TS-innholdet varierer fra 34,1 % til 41 % med en snittverdi på 37% fra de målte anleggene. Berglund og Börjesson (2003); (Carlsson & Uldal 2009) opererer med TS-innhold på 30 % for kildesortert matavfall. Biogassanlegget i Västblekinge i Sverige har for kildesortert matavfall et TS-innhold mellom 30-35 % og for hageavfall et TS-innhold mellom 50-60 % (Lundgren 2014). Hageavfall har 60 % TS (Carlsson & Uldal 2009). For beregninger i miljømodellen brukes et TS-innhold på 33 % for matavfall.

Biogassutbytte kan også variere stort for kildesortert matavfall. I den svenske substrathåndboken for biogassproduksjon (Carlsson & Uldal 2009) brukes et biogassutbytte på 461 m³ metan per tonn VS og 204 m³ biogass/tonn våtvekt. Biogassanlegget i Västblekinge i Sverige har for kildesortert matavfall et biogassutbytte på ca. 220 m³/tonn våtvekt og en metankonsentrasjon på 55 % (Lundgren 2014). Ifølge Jarvis og Schnürer (2009) er det et spenn mellom 400-600 m³ metan/tonn VS. Dette viser til at det kan være store variasjoner i biogassutbytte fra kildesortert matavfall. Biogassutbyttet for hageavfall ligger rundt 100 m³/tonn våtvekt, men kan variere kraftig (Lundgren 2014). Ifølge Carlsson og Uldal (2009) gir hageavfall 250 m³ metan/tonn VS. En normalkubikkmeter (Nm³) naturgass

tilsvarende 0,948 standardkubikkmeter (Sm^3). Sm^3 måles ved 15°C og 1,01325 bar. Opereres det med Nm^3 , finner man Sm^3 ved å multiplisere med 1,0549 (Energilink 2014). For beregninger i miljømodellen brukes 600 Nm^3 per tonn TS for kildesortert matavfall.

4.4 MBT-teknologi

MBT brukes som en felles betegnelse for blandet restavfall som gjennomgår en kombinasjon av mekanisk og biologisk behandling (Syversen 2010). Formålet med prosessen er at avfallet blir mekanisk sortert i ulike fraksjoner, foretatt en form for behandling og senere stabilisert. Derfor blir ikke denne teknologien regnet som en sluttbehandling av avfallet, men de ferdige produktene etter behandlingen kan gå til materialgjenvinning, brensel, eller energiutnyttelse og en stabilisert bioresst til deponi evt. som lavverdig jordprodukt (Syversen 2010).

MBT-teknologien stammer så langt tilbake som tidlig 90-tallet i Europa. Grunnet ny avfallspolitikk med fokus på gjenvinning og redusert mengde til deponi vokste denne formen for avfallsbehandling raskt. I løpet av de siste 15-20 årene har behandlingsskapasiteten for MBT økt til minst 20 milliarder tonn pr. år (Syversen 2010). Det er i hovedsak Italia, Tyskland, Spania og Frankrike som topper antall anlegg og behandlingsskapasitet i Europa.

Avfall Norge har gjennomført praktiske demonstrasjonsforsøk med mekanisk-biologisk avfallsbehandling i Norge i fullskala. Prosjektet hadde som formål å demonstrere MBT-teknologi i Norge og gi avfallsselskap grunnlag for å kunne utvikle denne type løsninger. Dette prosjektet omfatter forsøk med restavfall fra 5 ulike kommuner/regioner der det ble utført mekanisk forbehandling, kompostering og forbrenningsforsøk. For å kunne dokumentere et vurderingsgrunnlag av stabilisering av organisk restfraksjon for mulig deponering, ble omfattende prøvetakninger, målinger og analyser gjennomført (Borge-Skar & Syversen 2012). Siden Norge foreløpig ikke har egne MBT-anlegg, ble det nødvendig å bruke både faste installasjoner og mobilt utstyr for å gjennomføre testforsøk. Det finnes flere anlegg i Norge som produserer brensel og har utstyr for kverning og sikting av avfall. I fremtiden kan mobilt utstyr være aktuelt for mindre anlegg ved forbehandling av restavfall (Borge-Skar & Syversen 2012).

4.4.1 Mekanisk sortering

Mekanisk sortering har ulike funksjoner i en MBT-prosess, og vil inngå både før og etter det biologiske trinnet (mepex 2013). I et typisk MBT-anlegg vil det være flere trinn og ulike typer av utstyr. En poseåpner/kvern fungerer for åpning av poser og sekker. Poseåpneren behandler avfallet på en skånsom måte og kan være første delen av en trommelsikt. Inneholder avfallet mye sekker vil en kvern være nødvendig. En trommelsikt separerer avfallet i to eller flere fraksjoner, og det vil ofte være flere trommelsikter med ulike hulldiameter. Her vil fraksjoner <60 eller <40 mm gå videre til biologisk behandling og omtales som tungfraksjoner. Valget av hulldiameter avgjør hvor mye matavfall som går til det biologiske trinnet og hvor omfattende ettersorteringen må være (mepex 2013). En magnet/ virvelstrøm separator skiller ut magnetiske og ikke-magnetiske metaller. En Luftseparator skiller lette og tunge fraksjoner, mens optisk sortering vil skille ut ulike plasttyper og drikkekartonger. For å gjøre mellomfraksjonene (40-80 mm) mer tilgjengelig for biologisk behandling, går fraksjonene gjennom en homogeniseringstrummel som også bryter ned papp/papir.

Etter det biologiske trinnet må glass, stein og gjenværende plastbiter fjernes. For å sikre at komposten kan anvendes innenfor regelverket uten for mye fremmedlegemer blir trommelsikter med en hullåpning på 10-20 mm og vindsikter brukt.

I en rapport gjennomført av Rambøll har to teknologier blitt undersøkt. Det skilles mellom Ludvika-prosessen og Angers-prosessen. Ludvika-prosessen gir et mindre biogassutbytte enn Angers-prosessen. Mye skyldes at den siste sikten i Ludvika-prosessen er mindre, og dermed går mindre av det organiske materialet til råtnetanken. Antagelsen om at 80 % av det organiske materialet går til råtnetanken er basert på sorteringsforsøk med avfall fra Follo Ren på Ludvika-anlegget (Rambøll 2013d). Dermed oppfyller Angers-prosessen formålet bedre om å produsere biogass fra husholdning. Angers-prosessen krever en større råtnetank og komposteringsareal, men Ludvika-prosessen har større omkostninger på sorteringsbiten.

Tabell 4-6: Viser en sammenligning av Ludvika- og Angers-prosessen. Kilde: (Rambøll 2013d)

Anleggskomponent	Ludvika-prosessen	Angers-prosessen
Forbehandling	Siste sikt på <10mm. 80 % organisk materiale	Siste sikt på <60 mm. 99 % organisk materiale
Råtnetank	11 600 tonn/år inn samt 3000 tonn/år hageavfall. 3000 tonn biovæske. 21 dagers oppholdstid med 1020m ³	24 00 tonn/år inn samt 3000 tonn/år hageavfall. 3000 tonn biovæske. 21 dagers oppholdstid med 1730m ³
Gassutbytte	Ca. 1 980 000 m ³ /år	Ca. 2 415 000 m ³ /år
Separasjon		Øker i samsvar økende mengde behandlet avfall i råtnetank
Behandling av biovann	Ca. 4000 tonn/år	Ca. 2200 tonn/år
Kompostering	8500 tonn/år	21 700 tonn/år
Raffinering av kompost	8500 tonn/år samt strukturmateriale	21 700 tonn/år samt strukturmateriale

Rambøll som utførte teknologi screeningen for Follo Ren anbefaler at de baserer design på basis av anvendelse på Ludvika-prosessen for sortering av avfall. Denne anbefalingen baserer seg på forsiktighetsprinsipp vedrørende hygienisering av avfall. EU-avfallsdirektiv viser til krav om hygienisering av avfall om at partikler ikke skal være <12 mm. for å sikre materialet blir effektivt varmet gjennom behandlingsprosessene. Komponenter som inneholder tungmetaller vil ved Ludvika-prosessen bli frasortert, og dermed en større sikkerhet for at både komposten og biovæsken har minimert innhold av tungmetaller.

Valg av rett teknologi er viktig. Det er avgjørende at teknologivalget baserer seg på velutprøvde teknologier. Her står Ludvika-anlegget i Sverige sentralt. Dette anlegget har samme forsortering som Follo Ren planlegger, og med mange driftstimer er dette en høyaktuell teknologi. Det vektlegges at avfallet behandles skånsomt og at forurensningskilder ikke blir spredt i den organiske fraksjonen som går til utråtning. Utråtningprosessen skal i utgangspunktet være en tørr utråtning prosess og skal følge krav til hygienisering ved at input i råtnetanken ikke blandes med output, og at et optimalt gassutbytte og gasskvalitet.

4.4.2 Biologisk behandling

Dette trinnet vil være kompostering eller biogass. Biologisk tørking kan gjøres for å få et tørt brensel eller som en normal komposteringsprosess med produksjon av kompost.

Biogasstrinnet kan enten være en tørrprosess (15-20 % TS) eller en våtprosess (5-15 % TS).

Produktene fra en MBT-prosess vil dermed bestå av biogass, utsorterte fraksjoner til materialgjenvinning og kompost. Normalt går fraksjoner <40 mm til biologisk behandling noe som innebærer at tungfraksjoner vil inneholde det meste av avfallet (mepex 2013). Opp mot 80 % av matavfallet vil kunne ligge i denne fraksjonen, men avhenger av hvor omfattende forbehandlingen det legges opp til, og størrelse på hullåpning på siste sikt. Follo Ren legger opp til en siste sikt på 10 mm, men det har blitt undersøkt muligheter for en siste sikt på 12 mm. (Rambøll 2013c).

5 Beskrivelse av MBT-anlegg, datagrunnlag for miljømodellen i SimaPro og parameterverdier

5.1 Beskrivelse av det planlagte MBT-anlegget til Follo Ren

Rambøll har gjennomført en teknologiscreening for Follo Ren sitt MBT-anlegg. Dette dokumentet er bare gjort prinsipielt, men baserer seg på velutprøvd teknologi og optimalisering både økonomisk og miljømessig (Rambøll 2013d). Disse kriteriene for anlegget har blitt lagt til grunn:

- Valg av løsning skal være enkel og brukervennlig
- Løsning skal være fleksibel med tanke på en videre utvikling på avfallsområdet samt oppfylle fremtidige nasjonale og internasjonale krav om standarder.
- Ved driftsstop skal denne være på under to døgn
- Anlegget skal være luktfritt
- Samfunns – og driftsøkonomisk lønnsomt
- Salgbare sluttprodukter
- Oppfylle krav til akseptabelt arbeidsmiljø
- Mulighet for utvidelse av anlegget med flere sorterings – og gjenvinningsmuligheter

Avfallet blir levert til Follo Ren sitt anlegg ved hjelp av avfallsbiler. Fra mottakshallen blir avfallet transportert på bånd til en poseåpner. Her blir plast- og papirposer skånsomt åpnet slik at mesteparten av avfallet fortsatt er intakt. Dette fører til at f.eks. feilsorterte batterier ikke «forgifter» det øvrige avfallet i påfølgende prosesser, og at avfallet senere kan skilles lettere. Fra poseåpneren blir avfallet transportert til homogenisering hvor alt blir blandet til en homogen fiberholdig masse. Massen har en oppholdstid på 9-13 timer før det blir videre sendt til sortering. Magneter sørger for at magnetiske fragmenter blir sortert ut, før en trommelsikt på 350 mm. sorterer ut større fragmenter, f.eks. matter, madrasser o.l. som kan blokkere senere sorteringstrinn (Rambøll 2013c). Hovedstrømmen utgjør fragmenter som faller igjennom siktehullet (accept), den andre avfallsstrømmen er fragmenter som ikke faller igjennom (reject). «Rejecten» utgjør fragmenter som ikke forventes å forkomme i avfallet. Dette blir sendt til forbrenning, mens «accepten» går til videre sortering. En trommelsikt på 80 mm foretar en ny sortering der fragmenter >80 mm blir skilt ut (reject). Fragmenter <80 mm (accept) fortsetter som hovedstrøm til videre sortering. En Near Infra

Red detector (NIR-detektor) registrerer materialstrømmen og gir informasjon til et trykkluftsmunnstykke som blåser bort plastfragmenter. Disse samles opp og blir sendt til forbrenning. Resterende fragmentene fortsetter på bånd til en ballistisk sikt på 60 mm. Denne sikten heller en anelse «motstrøms» slik at tyngre plastfragmenter blir transportert oppover i sikten. Resterende fragmenter (<60 mm) ledes tilbake til hovedstrømmen som ble akseptert av trummelsikten med en diameter på 80 mm. Den siste sikten på 10 mm vil ta bort alle fraksjoner <10 mm. Fra buffertanken går det biologiske materialet til en råtnetank med utgangspunkt i at utråtningsprosessen skal være en tørrprosess. Den utråtnede biomassen pumpes til en separasjonsenhet hvor biomassen separeres til biovann og føres til lager, fiberfraksjonene føres til kompostering. Biovannet kan utnyttes som gjødsel eller som et alternativ bli separert i et renseanlegg til vann og gjødselsvæske.

Gassystemet i prosessen består av en gassfakkel som brenner overskuddsgass, et gassbehandlingsanlegg for å fjerne hydrogensulfid og et gasslager. En mulighet for utnyttelse av biogassen er å bruke en gassmotor, men Follo Ren ønsker å oppgradere biogassen til drivstoffkvalitet.

5.2 Parameterverdier for matavfall som substrat fra husholdninger

Tabell 5-1: Parameterverdier for substrater for matavfall fra husholdninger

Parameterverdi	Verdi	Beskrivelse
M_substrat_TS	0,33	TS-innhold matavfall husholdninger. Basisverdi: 0,33
M_Nm3_per_tonn_TS	600	(Nm ³ /tonn TS) Biogasspotensialet (55 % metan) per tonn TS matavfall. Basisverdi 600 m ³ /tonn TS
M_metaninnh_biogass	0,55	Andel metan i produsert biogass i anlegget fra matavfall. Kilde: (Lundgren 2014). Basisverdi: 0,55
M_substrat_mengde_C	400	(kg C/tonn TS matavfall) Karboninnholdet per tonn TS substrat fra matavfall. Kilde: (Møller et al. 2012). Basisverdi: 400
M_substrat_mengde_N	23	(kg N/tonn TS matavfall) Nitrogeninnhold per tonn TS substrat fra matavfall. Kilde (Møller et al. 2012)

Det antas at innholdet i sikterest fra forbehandling er restavfall, modellen inkluderer behandling og erstatning. Ifølge Møller et al. (2012) er det viktig å inkludere behandling av sikterest for å synliggjøre hvor viktig renheten og kvaliteten på substratet har for det totale resultatet.

5.3 Beskrivelse av hver livsløpsfase og parameterverdier for scenarioene for biogass

5.3.1 Transport av matavfall til behandling

Transport til sorterings- og biogassanlegget omfatter alle klimagassutslipp knyttet til transport av substrat til biogassanlegget. For matavfall gjelder transport til innsamling hos forbrukerne og transport frem til biogassanlegget

Tabell 5-2: Parameterverdi for transport til behandling av matavfall som biogasssubstrat

Parameternavn	Verdi	Beskrivelse
M_T1	19	(km) Husholdning til sorterings- og biogassanlegg i Vestby. Kilde: (Melbye 2013). Antas renovasjonsbil 21 tonn.
M_T2	19	(km) Husholdning til omlossing i Ski . Antar samme distanse som i M_T1 og med renovasjonsbil 21 tonn
M_T3	50	(km) Omlossingsstasjon til energigjenvinning. Antar samme distanse som for Kretsløp Follo (Melbye 2013). Euroklasse 5, 7,5-16 tonn.

Under transport tas det høyde for at det per tonn TS av hvert substrat transporteres også en mengde vann. Denne mengden beregnes fra parameterverdiene som er lagt inn for hvert substrat. Det er antatt at egenvekten til substratet er 1 tonn/m³ for matavfall.

5.3.2 Forbehandling av matavfall

For at matavfall skal få en homogen masse, at utråtningsprosessen skal fungere optimalt og for å fjerne fremmedlegemer kreves det en forbehandling. Denne livsløpsfasen omfatter energibruk knyttet til forbehandling og behandling av eventuell sikterest. Det er ikke forbundet noe transport til dette siden anlegget er lokalisert på samme sted som biogassanlegget.

Tabell 5-3: Parameterverdi for forbehandling av matavfall

Parameternavn	Verdi	Beskrivelse
M_forbeh_el	40	(kWh/tonn TS matavfall) Forbruk av el. under forbehandling av matavfall. Totalt elforbruk er 200 000kWh. 15 000 tonn matavfall mottatt med TS-innhold på 33 %. $200\ 000\text{kWh}/(15\ 000*0,33)= 40$ kWh/tonn TS. Kilde: (Lundgren 2014)
M_forbeh_and_egenprod_el	0	Andel el. brukt i forbehandling som er egenprodusert
M_forbeh_sikterest	0,07	Tonn TS sikterest per TS tonn inn i forbehandlingsanlegget. Som en basis antas 7% som representerer ny teknologi. Kilde: (Møller et al. 2012)

Mengden sikterest i forbehandling avhenger av kvaliteten på kildesorterte matavfallet (mengden fremmedlegemer) og teknologi (Møller et al. 2012).

I modellen er det forutsatt at sikteresten sendes til forbrenning og at den har samme egenskaper som gjennomsnittlig restavfall. Innholdet i sikteresten har stor betydning for belastning fra forbrenning av sikterest. Det er i resten av verdikjeden tatt hensyn til at sikteresten ikke følger med inn i biogassproduksjonen (Møller et al. 2012).

5.3.3 Biogassproduksjon

Denne livsløpsfasen omfatter utråtning av substrat til biogass. Det er knyttet miljøpåvirkning fra energibruk til denne prosessen.

Tabell 5-4: Parameterverdi for biogassproduksjon

Parameternavn	Verdi	Beskrivelse
Biogassanlegg_elforbruk	75	(kWh/tonn TS) Elforbruk i biogassanlegget per tonn TS inn i anlegget. Basisverdi: 75. Kilde: (Møller et al. 2012), basert på verdier fra (Bernstad & Jansen 2011)
Biogassanlegg_varmeforbruk	250	(kWh/tonn TS) Varmeforbruk i biogassanlegget per tonn TS inn i anlegget. Basisverdi: 250. Kilde: (Møller et al. 2012), basert på verdier fra (Bernstad & Jansen 2011)
Biogassanlegg_reelt_utbytte	0,7	Andel av den teoretiske energimengden som anlegget klarer å utnytte. Basisverdi: 0,7. Kilde: (Møller et al. 2012)
Biogassanlegg_and_fjernvarme	1	Andel varme konsumert til råtneprosess som kommer fra fjernvarme. Basisverdi: 1. Kilde: (Møller et al. 2012)
Biogassanlegg_e_virkngrad	0,35	Virkningsgrad elektrisitetsgenerering. Basisverdi: 0,35. Kilde: (Møller et al. 2012)
Biogassanlegg_v_virkngrad	0,75	Virkningsgrad for varmeproduksjon. Basisverdi: 0,75. Kilde: (Marthinsen et al. 2008)
Biogassanlegg_e_leveringsgrad	1	Mengde solgt energi dividert på mengde produsert energi. For elektrisitet antas det at 100% av generert el leveres. Basisverdi: 1. Kilde: (Møller et al. 2012)
Biogassanlegg_v_leveringsgrad	0,72	Mengde solgt energi dividert på mengde produsert energi. Basisverdi: 0,72. Kilde: (Møller et al. 2012)
M_nedbrytn_biogassanl	0,7	Andel nedbrytning av matavfall i biogassanlegget. Basisverdi: 0,7. Kilde: (Møller et al. 2012)

Mengden biogass som blir produsert i anlegget beregnes på grunnlag av biogasspotensialet til substratet og virkningsgraden til anlegget.

Det er knyttet mye usikkerhet til utslipp fra selve prosessen. Det er ikke tatt hensyn til at det kan forekomme utslipp. I følge (Michel et al. 2010) som viser til Ecoinvent, et metanutslipp på 1,8 % av gassproduksjonen. 1 % vil trolig være mest relevant i forhold til fremtidig teknologi (Møller et al. 2012).

5.3.4 Oppgradering

Fra oppgraderingsprosessen vil det være klimagassutslipp både fra energibruk og utslipp i form av metantap. Mengden biogass produsert fra 1 tonn TS avhenger av substrattype (Møller et al. 2012).

Tabell 5-5: Parameterverdi for oppgradering av biogass til drivstoffkvalitet

Parameterverdi	Verdi	Beskrivelse
Oppgradering_elforbruk	0,25	(kWh/Nm ³) Forbruk av el. inn til oppgradering. Basisverdi: 0,25. Kilde: (Møller et al. 2012)
Oppgradering_metantap	0,015	Andelen tap av metan i oppgraderingsprosessen. Avhengig av valg av teknologi, men ligger mellom 1-2 %. Basisverdi: 0,015. Kilde: (Rambøll 2013b)

Det kan forekomme utslipp av aminer under enkelte oppgraderingsprosesser som kan ha påvirkning på andre miljøindikatorer som toksisitet. Dette vil ikke gi utslag på klimaregnskapet og er derfor ikke inkludert her. Det er forutsatt at oppgraderingen bruker en nordisk produksjonsmiks (Møller et al. 2012).

5.3.5 Avanning

Ved avanning av bioresten kan den brukes som jordforbedringsmiddel.

Vannfasen blir sendt til renseanlegg, rensingen medfører lystgassutslipp. Enkelte steder settes det ikke krav til rensing, noe som kan føre til at nitrogenet følger vannet og gir nitrogenutslipp til vann. Dette påvirker ikke miljøindikatoren global oppvarming, men fører til eutrofiering (Møller et al. 2012).

Transport til lagring og lagring av flytende biorest viste så små verdier at de har blitt utelatt. Disse ville ikke ha påvirket resultatet nevneverdig.

Ved kompostering antas det at den avvannede bioresten gir lystgass- og metanutslipp. I tillegg energibruk ved kompostering. Vannfasen går til kommunalt renseanlegg, der det er lagt inn COD, P og N, i tillegg til N₂O fra renseanlegget (Møller et al. 2012).

Tabell 5-6: Parameterverdier for avvanning av biorest

Parameterverdi	Verdi	Beskrivelse
Avvanning_elbruk_per_tonn_subs	6,03	Elforbruk for avvanningsprosess. Basisverdi: 6,03. Kilde: (Møller et al. 2012)
Avvanning_and_egenprod_el	0	Andel el konsumert i avvanningsprosess som kommer fra egenprodusert biogass. Basisverdi: 0
Avvanning_toerr_biorest_per_tonnTS	0,16	[tonn] biorest/tonn substrat-TS inn i biogassanlegget. Basisverdi: 0,16. Kilde: (Møller et al. 2012)
Avvanning_vatfase_Nandel	0,75	Andel N i bioresten som følger den våte fasen. Basisverdi: 0,75. Kilde: (Møller et al. 2012)
Avvanning_vannrensing_N2O	0,01	Lystgassutslipp fra rensing av våtfase. Basisverdi: 0,01. Antagelser gjort etter (Møller et al. 2012)
Avvanning_kompostering_CH4	2,4	Spesifikke verdier for hvert substrat gjort etter (Møller et al. 2012)
Avvanning_kompostering_m_N2O	0,2	
Avvanning_kompostering_m_NH3	6,1	
Avvanning_kompostering_NMVOC	1	
Utslipp CH4	0	
Avvanning_vatfase_som_gjodsel_M_N2O	$2,9 \cdot 10^{-5}$	75 % av spredning av uavvannet biorest. Anslag ut fra andel N som følger våt fase etter (Møller et al. 2012). Basisverdi $2,89 \cdot 10^{-5}$
Avvanning_vatfase_som_gjodsel_M_NH3	2,66	90 % av spredning av uavvannet biorest. Anslag ut fra innhold av ammoniakk etter (Møller et al. 2012)

5.3.6 Erstattet (biogass)

Denne livsløpsfasen omfatter en gevinst ved at biogassen som produseres erstatter energibæreren drivstoff. Hvor mye som erstattes avhenger av mengden produsert biogass per tonn TS inn i anlegget. Ved at egenprodusert energi (elektrisitet eller varme) kan brukes inn i egen produksjon reduseres belastningen for energibruk under produksjonsprosessen, men dette vil føre til en lavere gevinst for erstattet energibærer siden mengden energi reduseres ut av anlegget.

Tabell 5-7: Parameterverdier for biogass som erstatter drivstoff

Parameterverdi	Verdi	Beskrivelse
Andel_erst_diesel	1	Andel av oppgradert biogass som erstatter diesel i kjøretøy. Basisverdi: 1. Kilde: (Møller et al. 2012)

Modellen beregner automatisk at oppgradering av biogass erstatter diesel. Mengde diesel som blir erstattet er avhengig av det teoretisk potensiale i substratet, virkningsgrad i biogassreaktor, metantap under oppgradering og differanse i virkningsgrad for gass- og dieselmotor (Møller et al. 2012).

5.3.7 Erstattet (biorest)

I denne livsløpsfasen erstatter den avvannede bioresten torvproduksjon. Bioresten som lagres i jorda vil inneholde en del karbon. Det er antatt at det er det lett nedbrytbare karbonet som omdannes til metan i biogassanlegget. Også ved avvanning av bioresten kan vannfasen brukes som gjødselprodukt og erstatte mineralgjødsel (Møller et al. 2012).

Tabell 5-8: Parameterverdier for utnyttelse av flytende biorest

Parameterverdi	Verdi	Beskrivelse
M_substrat_utnyttb_and_N	0,6	Andel N som er utnyttbar for plantene
M_substrat_lagringsstabil_C	0,2	Lagringsstabil mengde C til jord for flytende biorest fra matavfall

Mengden erstattet mineralgjødsel beregnes ut ifra nitrogen i bioresten og hvor stor andel av nitrogenet plantene kan utnytte. I følge (Møller et al. 2012) antas det at andelen av mineralsk nitrogen øker ved biogassbehandling, og at bioresten da vil kunne gi en større erstatningsverdi av mineralgjødsel enn ubehandlet gjødsel.

I modellen er data for sparte utslipp fra produksjon og bruk av mineralgjødsel hentet fra (Yara 2010a) og spredning av mineralgjødsel (N, K, P-gjødsel) (Yara 2010b). Utslipp fra produksjon av mineralgjødsel er noe endret fra 3,6 kg CO₂ ekv./tonn N (Yara 2010b) til 3,1 kg CO₂ ekv./tonn N (Møller et al. 2012).

6 Resultater

I dette kapitlet vil resultatene som er kommet frem til under studien fremvises. Tabell 6-1 viser scenarioene som er analysert.

Tabell 6-1: viser scenarioene som er analysert

Scenario 1	Biogassproduksjon av matavfall: drivstoffproduksjon og avvanning av biorest, hvor avvannet biorest komposteres og erstatter torvproduksjon
Referansesystem	Forbrenning av matavfall sammen med restavfall.

6.1 Sammenstilling av datagrunnlaget for MBT-prosessen til Follo Ren's nye avfallssystem

Hva er datagrunnlaget for MBT-prosessen som planlegges bygget ved Follo Ren's nye avfallssystem ut fra kjent litteraturdata og ut fra de substrater som planlegges å inngå i prosessen?

En viktig del av oppgaven har vært å sammenstille det som finnes av kjent litteratur. I dette avsnittet vises en kort oppsummering av de viktigste resultatene som det er kommet frem til under litteraturstudiet.

Follo Ren sitt MBT-anlegg er dimensjonert for å behandle forventet avfallsmengde for år 2025 på 29 000 tonn restavfall. Av dette blir det utsortert 11 600 tonn våtorganisk avfall som substrat til biogassproduksjon. Det blir innblandet 2 900 tonn hageavfall for å gi substratblandingen et egnet TS-innhold for en tørr biogassprosess. Matavfall har et typisk TS-innhold på 30-35 % og hageavfall et TS-innhold på 50-60 % (Lundgren 2014).

Biogassutbytte og metaninnhold på biogassen kan variere stort. Sammensetningen av råstoff er avgjørende for gassutbyttet, se tabell 6-2 og 6-3. Fett gir det høyeste gassutbyttet, mens proteiner har en høy andel av metan. Kildesortert matavfall gir det høyeste gassutbyttet, mens svinegjødsel gir et lavere gassutbytte.

Tabell 6-2: Biogassutbytte og metaninnhold fra substratkomponenter. Kilde: (Carlsson & Uldal 2009)

Substrat	Biogassutbytte i Nm ³ /kg VS	Metaninnhold i %
Fett	1,37	70
Protein	0,64	80
Karbohydrater	0,84	50

Tabell 6-3: Biogassutbytte og metaninnhold i biogassen avhengig av substrattype. Kilde: (Carlsson & Uldal 2009)

Substrat	Biogassutbytte i m ³ /tonn våtvekt	Metaninnhold i gassen i %
Avløpsslam	15	65
Kildesortert matavfall	204	63
Slakteavfall	93	63
Svinegjødsel	26	65

Grunnen til at svinegjødsel ikke gir et høyere biogassutbytte er fordi mye av energipotensialet i gjødsel er tatt ut etter den anaerobe nedbrytinga i dyrevomma. Selv om svinegjødsel eller annen husdyrgjødsel har et lavere biogassutbytte enn matavfall, gir dette substratet stabilitet i prosessen og nedbrytningen kan starte tidligere.

Andelen VS av TS er spesielt viktig for biogassutbyttet siden det er eneste denne organiske andelen av TS som kan brytes ned i råtneskammeret og bidra til biogassproduksjon. Det samme gjelder for COD, der en høy konsentrasjon av COD gir et høyt biogassutbytte.

Ved sambehandling kan gassutbyttet bli større enn hva som er forventet ut ifra de enkelte substratene. Tabell 6-4 viser at utråtning av bladet til sukkerroe gir et metanutbytte på 2,1 m³/kg VS, og for potet et metanutbytte på 2,5 m³/kg VS. Ved å blande disse to substratene vil metanutbyttet øke til 3,9 m³/kg VS (Jarvis & Schnürer 2009). Dette er en økning på nesten 60 %.

Tabell 6-4: viser metanutbytte ved samr tning av potet og sukkerroerblad. Kilde: (Jarvis & Schnürer 2009)

Blanding (VS %)		Metanutbytte m ³ /kg VS
Sukkerroerblad	Potet	
100	-	2,1
-	100	2,5
33	67	3,9

Forklaringen på dette er at en blanding av ulike substrater har en større forutsetning for å inneholde alle de komponentene som er viktige for mikroorganismens vekst (Jarvis & Schnürer 2009).

Ved å blande inn hageavfall til biogassproduksjon kan en oppnå et egnet substrat til tørr, anaerob nedbrytning. Hageavfall som substrat vil på en annen side ha et lavere biogassutbytte enn kildesortert matavfall. Tabell 6-7 viser biogassutbyttet for de to substratene. For biogassanlegget i Västblekinge i Sverige har hageavfall et biogassutbytte på ca. 100 m³/tonn våtvekt, men kan variere kraftig (Lundgren 2014).

Tabell 6-5: Viser biogassutbytte fra kildesortert matavfall og hageavfall. Kilde: (Carlsson & Uldal 2009) * kilde hentet fra (Lundgren 2014).

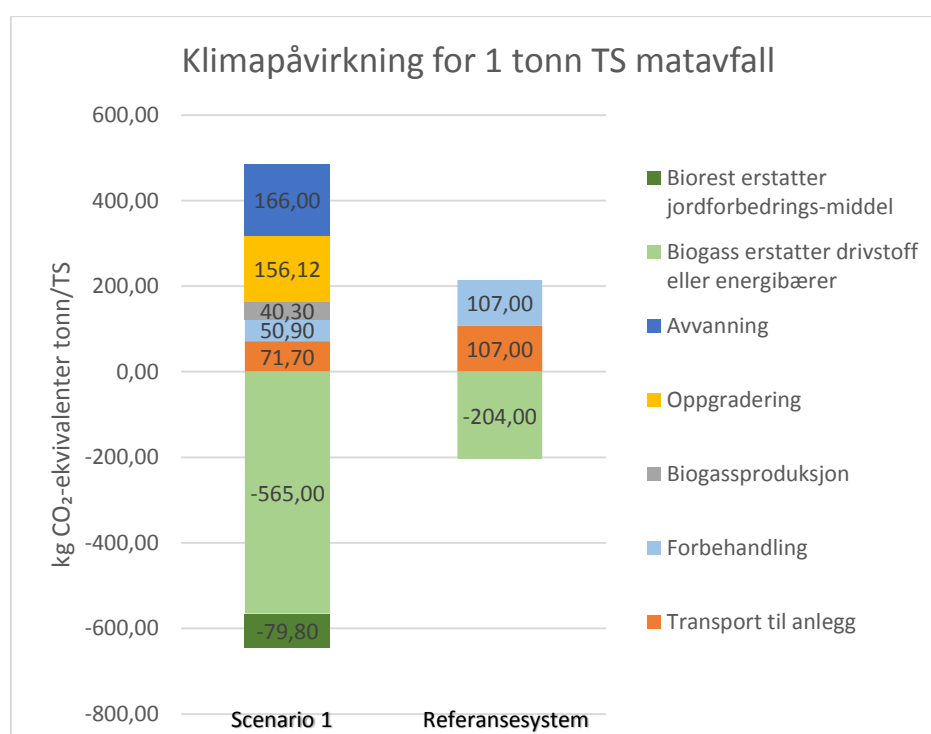
Substrat	m ³ CH ₄ /tonn VS	m ³ biogass/ tonn våtvekt
Kildesortert matavfall	461	220*
Hageavfall	250	100*

Det har igjennom litteraturstudiet antatt at biogassutbyttet vil ligge på 600 Nm³ per tonn TS med et metaninnhold på 55 % for kildesortert matavfall. Det har blitt antatt at total mengde produsert biodrivstoff vil ligge 1.1 mill Nm³ (Melbye 2013).

6.2 Follo Ren's nye avfallsløsning (Scenario 1) sammenlignet med dagens avfallshåndtering (referansesystemet)

Hva er netto klimanytte og energigevinst av den (fornybare andelen) ved å implementere den nye avfallsløsningen til Follo Ren sammenlignet med den eksisterende løsningen med forbrenning av avfallet?

I dette avsnittet vises resultatene per tonn TS for matavfall. Resultatene viser hvilke livsløpsfaser som gir størst bidrag til miljøpåvirkning, og hvilket scenario som er mest gunstig ut fra en miljømessig betraktning. Figur 6-3 viser resultater for de analyserte scenarioene for matavfall per tonn TS, fordelt på hver livsløpsfase.

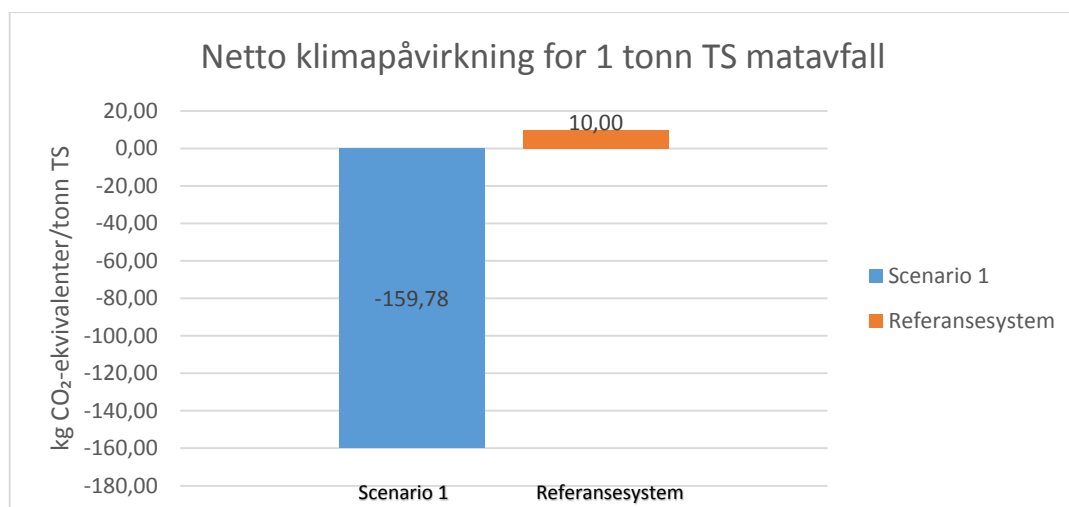


Figur 6-1: Resultater for klimapåvirkning fra håndtering av 1 tonn TS matavfall fordelt på livsløpsfasene

For referansesystemet viser resultatene for 1 tonn TS matavfall i figur 6-3 at forbrenning av sikterest (forbehandling) og transport til energigjenvinning gir størst utslipp. Erstatning av energibærer gir en gevinst på 204 kg CO₂-ekvivalenter/tonn TS. For scenario 1 er den største klimagevinsten å oppgradere biogassen til drivstoffkvalitet slik at den erstatter diesel.

I figur 6-4 kommer det klart frem en klimagevinst ved at Follo Ren innfører den nye avfallsløsningen. Figuren viser netto klimapåvirkning fra de analyserte scenarioene. Det gir

en større gevinst å produsere biogass av matavfallet enn å energigjenvinne matavfall sammen med restavfall.



Figur 6-2: Resultater for netto klimapåvirkning fra håndtering av 1 tonn TS matavfall

Det er forutsatt at lagring av bioresten skjer i tette tanker og dermed ikke har noe utslipp av metan og lystgass (Møller et al. 2012). Det er derfor ikke tatt med i beregningene.

6.3 Follo Ren's nye avfallsløsning (Scenario 1) sammenlignet med andre biogassteknologier

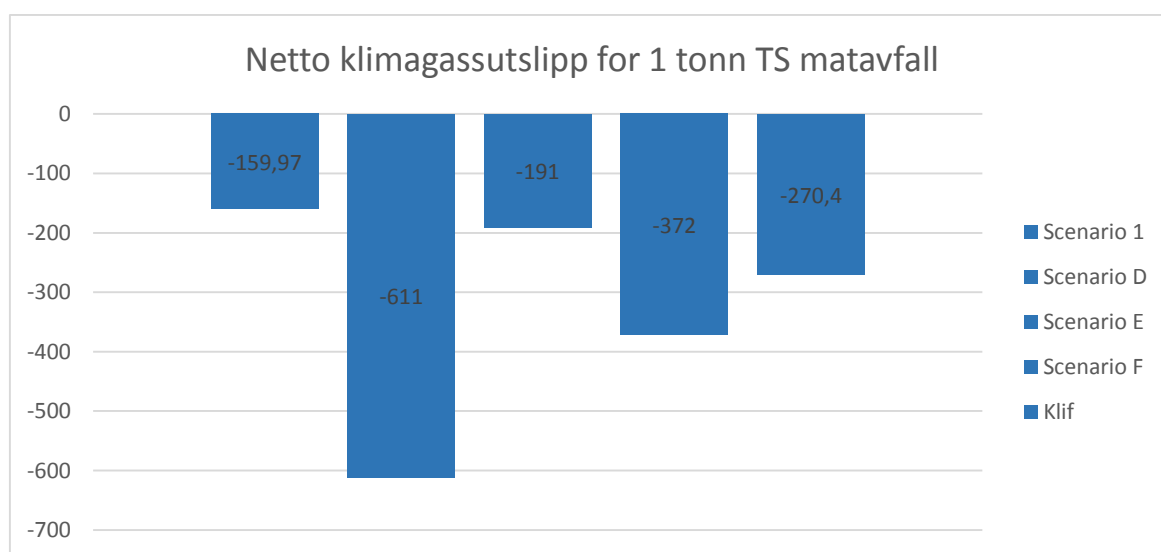
Hva er netto klimanytte og energigevinst av den (fornybare andelen) ved å implementere den nye avfallsløsningen til Follo Ren sammenlignet med andre biogassteknologier?

Dette avsnittet viser resultater for Follo Ren's nye avfallsløsning sammenlignet med andre biogassteknologier. I tabell 6-8 vises Scenario 1 som er Follo Ren's nye avfallsløsning og det analyserte scenarioet. Dette har blitt sammenlignet med andre teknologier som finnes. Tabellen viser 5 ulike scenarioer som har blitt sammenlignet med hverandre.

Tabell 6-6: Viser oversikt over analyserte scenarier

Scenario 1	Biogassproduksjon av matavfall: drivstoffproduksjon og avvanning av biorest, hvor avvannet biorest komposteres og erstatter torvproduksjon
Scenario D	Biogassproduksjon av matavfall: drivstoffproduksjon og flytende biorest erstatter mineralgjødning
Scenario E	Biogassproduksjon av matavfall: drivstoffproduksjon og avvanning av biorest, hvor avvannet biorest komposteres og vannfasen går til renseanlegg for nitrogenrensing
Scenario F	Biogassproduksjon av matavfall: drivstoffproduksjon og avvanning av biorest, hvor avvannet biorest komposteres og vannfasen brukes som gjødning
Miljødirektoratet	Biogassproduksjon av matavfall: drivstoffproduksjon og avvanning av biorest, hvor avvannet biorest komposteres og vannfasen brukes som gjødning

Scenario 1 er sammenlignet med ulike scenarier (D, E og F) i biogassmodellen til Østfoldforskning og med en utredning Statens forurensningstilsyn (SFT) (nå Miljødirektoratet) har gjort på energiutnyttelse fra nedbrytbart avfall. I figur 6-2 vises klimagassutslipp i kg CO₂-ekvivalenter/tonn TS matavfall behandlet. For Scenario 1 er det en reduksjon i netto klimapåvirkning på 159,78 kg CO₂-ekvivalenter/tonn TS matavfall. Scenario D, E og F viser henholdsvis en reduksjon på 611, 191 og 372 kg CO₂-ekvivalenter/tonn TS matavfall (Møller et al. 2012). Utredningen til Miljødirektoratet viser en reduksjon på 270,4 kg CO₂-ekvivalenter/tonn TS matavfall (Marthinsen et al. 2008). Scenario D viser tydelig den mest positive reduksjonen i klimagassutslipp.



Figur 6-3: resultater for netto klimapåvirkning fra håndtering av 1 tonn TS matavfall

7 Diskusjon

7.1 Sammenstilling av datagrunnlaget for MBT-prosessen til Follo Ren's nye avfallssystem

Det eksisterer lite kunnskap om hageavfall som substrat i en biogassproduksjon, og hvorvidt dette substratet bidrar til økt biogassproduksjon er vanskelig å si. Hageavfall virker positivt i den retningen at det er med på gi substratet i en tørr biogassprosessen et ønsket TS-innhold. Dette bidrar positivt slik at behandling av vandig biorest reduseres.

Gjennom litteraturstudiet i oppgaven har det vist seg at det å blande inn storfegjødsel som substrat øker biogassutbyttet gjennom sambehandling. I miljømodellen til Østfoldforskning eksisterer det en parameter for dette som kan skrues av og på. Det er i denne oppgaven gått ut ifra at sambehandling ikke gir en økt biogassproduksjon. Dette kunne ha slått positivt ut på biogassutbyttet.

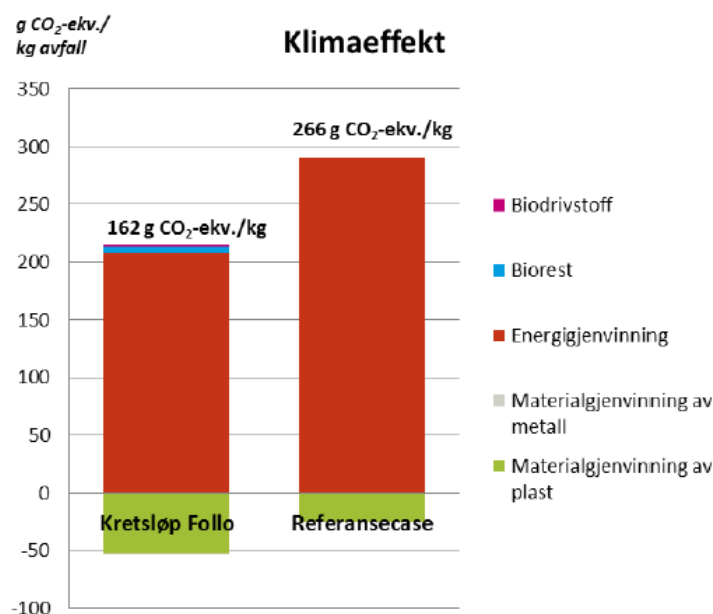
Gjødselproduktene blir inndelt i kvalitetsklasse 0, 1, 2 og 3 etter mengde innhold av tungmetaller, der klasse 0 kan benyttes i ubegrenset mengde, kun begrenset av gjødselverdien (Marthinsen et al. 2008). Gjødselverdiforskriften setter krav til innhold av tungmetaller i bioresten. Når deler av tørrstoffet tas ut som biogass anrikes tungmetallene og bioresten som er igjen kan få et høyere innhold av tungmetaller. Selv om gjødselverdens gjødselverdi (innhold av nitrogen, fosfor, kalium etc.) ikke endres nevneverdig i en biogassprosess kan mengden tungmetaller øke (Marthinsen et al. 2008). Dette kan bli et problem når husdyrgjødselen utgjør en stor del av substratet inn i anlegget (Møller et al. 2012). Ved at Follo Ren ikke bruker storfegjødsel som substrat og at bioresten blir brukt som jordforbedringsmiddel i hager/parkanlegg og vegskråninger og ikke et gjødselprodukt unngår de dette problemet.

7.2 Follo Ren nye avfallsløsning sammenlignet med dagens avfallsløsning

Resultatene fra analysen viser en positiv klimagevinst ved å innføre den nye avfallsløsningen til Follo Ren. Den livsløpsfasen som bidrar mest positivt er oppgradering av biogassen til drivstoffkvalitet. Selv om dette er en energikrevende prosess og anleggskomponentene er svært dyre. Oppgraderingsanlegget er prissatt til 21 300 000 kr (Rambøll 2013a). Dette er ca. tre ganger dyrere enn gassmotoranlegget som er en alternativ måte å bruke biogassen til.

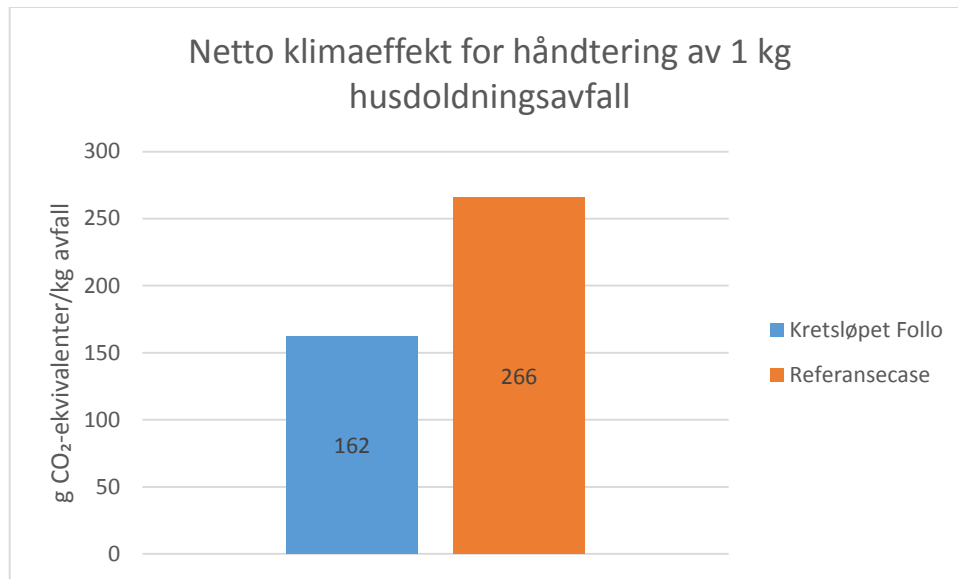
De totale investeringskostnadene for hele sorterings- og biogassanlegget er budsjettert til 252 100 000 kr med en reserve på 30 000 000 kr. Det opprinnelige investeringsbudsjettet ble anslått til 170 000 000 kr i 2009 (Rambøll 2013a).

Rambøll har gjort en LCA-analyse for Follo Ren. Analysen av Kretsløp Follo sammenligner dagens avfallsløsning (referansecaset) med et nytt Kretsløp Follo. Resultatene av analysen fremstilles i figur 7-2. Resultatene viser hele avfallssystemet og ikke bare for våtorganisk avfall. Resultatene er vist i gram CO₂-ekvivalenter/kg avfall.



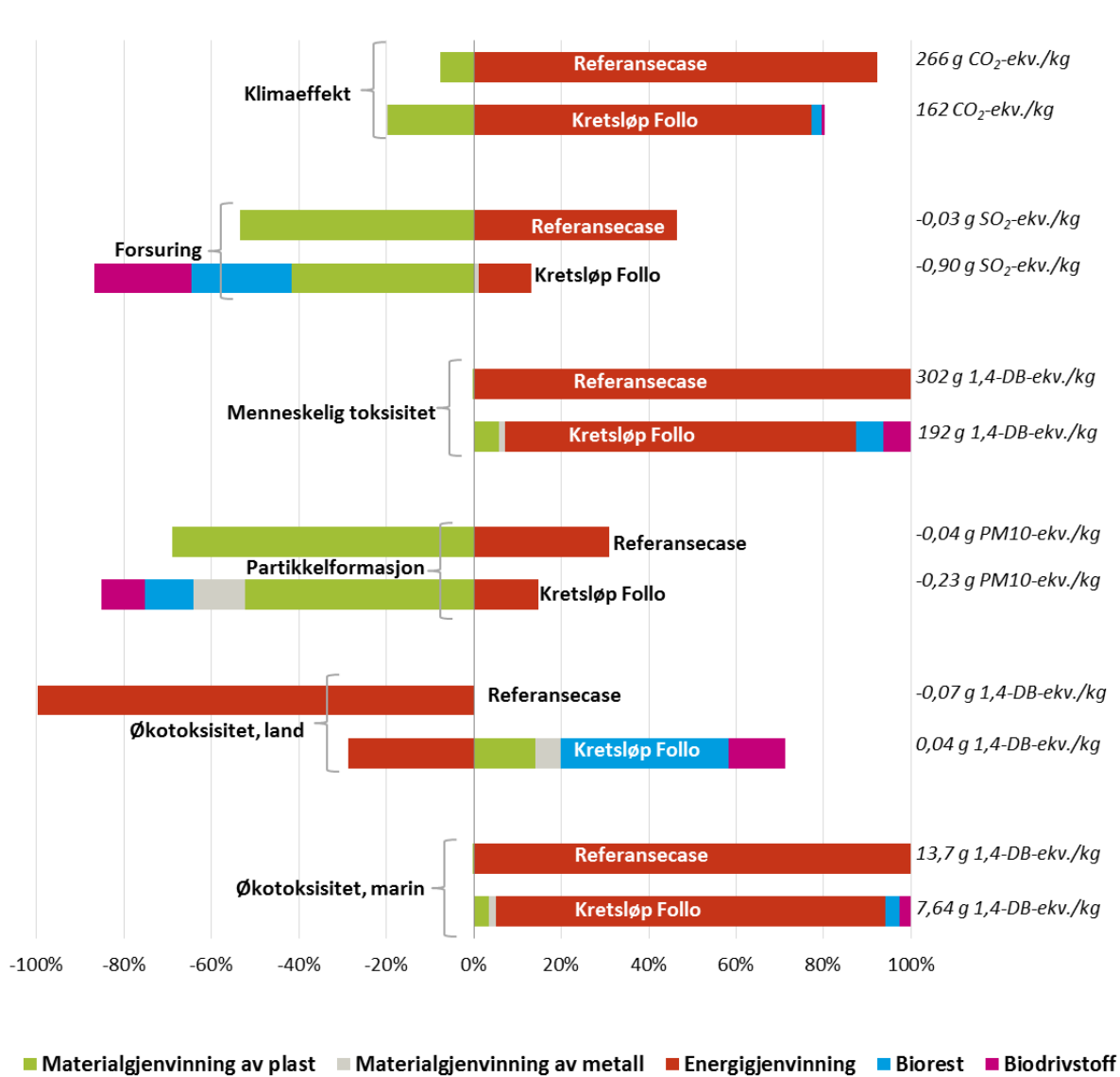
Figur 7-1: Viser resultater for klimapåvirkning for håndtering av 1 kg husholdningsavfall fordelt på livsløpsfasene. Kilde:(Melbye 2013)

Ved innførelse av Kretsløp Follo vil klimaeffekten positivt reduseres med 39% sammenlignet med referansecaset. Referansecaset vil ha et utslipp på 266g CO₂-ekv. /kg mens Kretsløp Follo vil ha et utslipp på 162g CO₂-ekv. /kg. Dette er en besparelse av 266g CO₂ ekv./kg – 162g CO₂ ekv./kg = 104g CO₂ ekv./kg. Dette tilsvarer en positiv reduksjon i klimaeffekt for det nye avfallsløsningen på $104g \text{ CO}_2\text{ekv./kg} / 266 \text{ CO}_2 - \text{ekv./kg} * 100 = 39 \%$. Figur 7-3 viser netto klimaeffekt for behandling av 1 kg husholdningsavfall. Hovedårsaken til den positive reduksjonen i klimaeffekt er en økt andel utsortert plast og redusert mengde restavfall som går til energigjenvinning (Melbye 2013)



Figur 7-2: Resultater for netto klimaeffekt fra håndtering av 1 kg husholdningsavfall. Kilde: (Melbye 2013)

Masteroppgaven min er basert på å analysere behandling av våtorganisk avfall innenfor miljøkategorien klimapåvirkning, og ikke hele avfallssystemet med flere miljøkategorier. Er klar over at det å kun se på det våtorganiske avfallet utelukker store mengder behandlet avfall og resultatene ville ha vist noe helt annet. Også ved å kun se på klimapåvirkning blir andre viktige bidrag, enten i form av reduserte utslipp og/eller bidrag til utslipp. I figur 7-4 vises resultatene for Kretsløp Follo og referansecaset for de 6 analyserte miljøkategoriene. Resultatene er normalisert, og viser de de ulike prosessenes bidrag til de totale utslippene (Melbye 2013). Kretsløp Follo slår positivt ut for alle de miljøkategoriene unntatt økotoksisitet på land. Erstattet elektrisitet slår gunstig ut på denne miljøkategorien, men siden energigjenvinning av restavfall reduseres slår dette negativt ut.



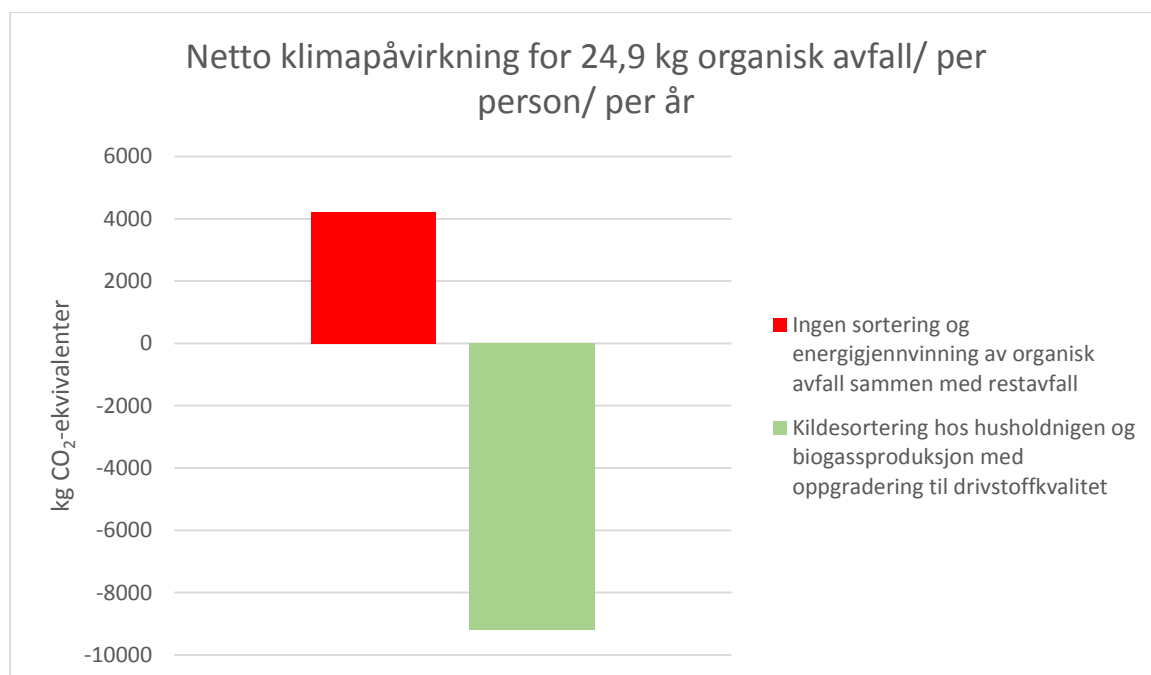
Figur 7-3: Sammenligner resultater for Kretsløp Follo og referansecaset i gram CO₂-ekvivalenter/kg avfall. Kilde: (Melbye 2013)

7.3 Follo Ren nye avfallsløsning sammenlignet med andre biogastechnologier

Follo Ren's nye avfallsbehandling viser den samme trenden som for andre biogastechnologier. Det er en positiv klimagevinst ved å produsere biogass av matavfall.

I en studie gjennomført av Bernstad og Jansen (2011) for behandling av organisk husholdningsavfall viser en svært positiv klimagassreduksjon ved å kildesortere husholdningsavfall og produksjon av biogass med oppgradering til drivstoffkvalitet. Den funksjonelle enheten var 24,9 kg organisk avfall/per person/per år. Resultatene viser en gevinst på 9199,2 kg CO₂-ekvivalenter sammenlignet med et utslipp på 4230,1 kg CO₂-

ekvivalenter for det scenarioet med ingen kildesortering hos husholdningen og alt organisk avfall sammen med restavfallet ble sendt til energigjenvinning.



Figur 7-4: Viser resultater for netto klimapåvirkning for behandling av 24,9 kg organisk avfall/per person/ per år. Kilde: (Bernstad & Jansen 2011)

Valg av rett teknologi og spesielt teknologi som er velutprøvd er viktig for ha et best mulig datagrunnlag. Kunnskapen med MBT-teknologi som avfallshåndtering er begrenset i Norge. MBT-anlegget i Västblekinge i Sverige er det eneste biogassanlegget i Skandinavia med en tørr prosess som bruker matavfall som substrat. Dette anlegget ble satt i drift i februar 2013. Under 2013 fikk anlegget lekkasje i begge reaktorenes varmesystem, og ble dermed nødt til å tømme råtneskammeret og bytte ut hele varmesystemet. På grunn av dette har det ikke vært mulig å fremskaffe driftsdata fra dette anlegget som er anvendbare for en LCA-analyse (Lundgren 2014). Spesifikke driftsdata fra dette anlegget ville ha ført til et sterkere grunnlag for å kunne dra en sammenligning av andre biogassteknologier som brukes for avfallshåndtering. For Follo Ren har et av kriteriene for planleggingen av det nye avfallssystemet vært at det skal basere seg på velutprøvede teknologier og her har Ludvika-anlegget i Sverige stått sentralt.

Erfaringer med MBT-prosessen i Norge basert på resultater fra praktiske demonstrasjonsforsøk av restavfall fra norske husholdninger viser at sluttproduktet etter biologisk behandling kan få problemer med å møte strenge krav til stabilisering før deponering (Borge-Skar & Syversen 2012). I Norge stilles det strengere krav til deponering enn det ellers gjør i Europa. Derfor kan det være vanskelig å tilfredsstille krav til TOC og glødetap for stabilisert sikterest. Dette kan påvirke mulighetene for å oppnå full effekt av å erstatte gjødsel i landbruket andre steder. Skulle tilfellet være at sikteresten ikke møter kravene som er satt vil dette redusere effekten av å kunne erstatte gjødsel. En mulig lovendring som tilsvarer det som praktiseres i Østerrike og Tyskland kan muliggjøre deponering.

Follo Ren har basert mye av datagrunnlaget sitt etter MBT-anlegget i Ludvika. Dette anlegget som omtales som «Ludvikametoden» har gjennomført en prøvesortering av avfallet til Follo Ren. Etter sortering viste det seg at den faste prøven viste kvalitetsklasse 1 for kobber og sink, ellers klasse 0 for resten av tungmetallene (kadmium, krom, kvikksølv, nikkel og bly). Selv om dette er lave verdier, vil disse oppkonsentreres når disse er utgangsmateriale for en våt biogassprosess. Tungmetallinnholdet bør være innenfor kvalitetsklasse 0 med god margin for å være sikker på at innholdet av tungmetaller etter uttak av biogass er innenfor kvalitetsklasse II (Briseid et al. 2010).

7.4 Begrensninger og generaliserbarhet

Det største usikkermomentet i oppgaven er avvanning av bioresten. Grunnet mangel på spesifikke data knyttet til avvanning av bioresten etter tørre biogassprosesser er resultatet fra denne livsløpsfasen usikker. Vil anta at denne prosessen vil ha hatt et lavere utslipp enn det som kommer frem i oppgaven siden fordelene med tørre biogassprosesser er at det er mindre mengder vann i bioresten som trengs å avvannes.

Når det kommer til generaliserbarhet av mine funn i oppgaven er det ikke så mye å utsette. Resultatene mine stikker seg ikke noe nevneverdig ut av hva som finnes av tilgjengelig litteratur, men det har blitt gjort en del antagelser og mange verdier er basisverdier for et typisk biogassanlegg. Med et mer nøyaktig datagrunnlag ville også resultatene bli mer korrekte for den spesifikke teknologien.

8 Konklusjon

Hovedmålet med denne oppgaven har vært å svare på om en MBT-prosess med en tørr biogassproduksjon ville slå positivt ut for Follo Ren rent klimamessig sammenlignet med dagens avfallsløsning som er forbrenning og energigjenvinning av matavfall sammen med restavfall. Ved hjelp av en livsløpsvurdering og de forutsetningene som lagt til grunn i analysen viser resultatene en positiv klimagevinst.

Ved å blande ulike substrater optimalt kan en få et økt biogassutbytte. Hvor mye av hvert enkelt substrat som er optimalt er vanskelig å konkludere med gjennom et litteraturstudie, men bør testes gjennom labstudier og pilotstudier. Det som er klart er at biogassutbytte og mengden metaninnhold i biogassen er viktig for lønnsomheten i prosjektet.

Den nye avfallsløsningen til Follo Ren sammenlignet med andre biogassteknologier som eksisterer viser den samme trenden, at oppgradering av biogassen til drivstoffkvalitet gir store positive utslag i reduksjon av klimagasser ved at biogassen erstatter bruk av diesel som er en fossil energikilde, selv om prosessen er energikrevende og har store investeringskostnader. Den nye avfallsløsningen som Follo Ren planlegger er en teknologi som er lite utbredt i Norden med bare et anlegg i drift i Sverige. Ved at Follo Ren får gjennomslag og biogassanlegget blir bygget vil dette anlegget være et gjennomslag for denne type teknologi i Norge, og kan være med på å forandre måten vi velger å håndtere avfall på.

9 Referanseliste

- Avfallsforskriften. (2008). *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall av 1. juni 2004 nr. 930*. Tilgjengelig fra: <http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930> (lest 15.02.2014).
- Baumann, H. & Tillman, A.-M. (2004). *The Hitch Hiker's Guide to LCA - An orientation in life cycle assessment methodology and application*. Lund, Sverige: Studentlitteratur AB.
- Berglund, M. & Börjesson, P. (2003). *Energianalys av biogassystem*, 44. Lund, Sverige: Lunds Tekniska Högskola.
- Bernstad, A. & Jansen, J. I. C. (2011). A life cycle approach to the management of household food waste – A Swedish full-scale case study. *Waste Management*, 31 (8): 1879-1896.
- Borge-Skar, M. & Syversen, F. (2012). Fullskala demonstrasjonsforsøk med mekanisk - biologisk avfallsbehandling i Norge. I: Lystad, H. (red.). *Rapport: Utredning av muligheter for bruk av MBT-teknologi*, 5/2012. Oslo: Avfall Norge. 87 s.
- Briseid, T., Haraldsen, T. K. & Morken, J. (2010). Bioest basert på avfall sortert etter "Ludvikemetoden" til landbruksformål. *Rapport: Bioenergi og ressurser*, 39/10. 16 s.
- Capela, I., Rodrigues, A., Silva, F., Nadais, H. & Arroja, L. (2007). Impact of industrial sludge and cattle manure on anaerobic digestion of the OFMSW under mesophilic condition, 32. Aveiro, Portugal. 7 s.
- Capela, I., Rodrigues, A., Silva, F., Nadais, H. & Arroja, L. (2008). Impact of industrial sludge and cattle manure on anaerobic digestion of the OFMSW under mesophilic conditions. *Biomass and Bioenergy*, 0961-9534. 245-251 s.
- Carlsson, M. & Uldal, M. (2009). *Substrathåndbok för biogasproduktion*. I: Held, J. (red.). *Rapport: Substrathåndbok*: Svensk Gasteknisk Center. 37 s.
- ecoprog. (2011). *Market Study MBT - The European Market for Mechanical Biological Treatment Plants*. *Rapport: studie av MBT-anlegg i Europa*, 1/2011. Cologne. 12 s.
- Energigas Sverige. (2013). *Produktion och användning av biogas år 2012*. *Rapport: statistikk om produksjon og bruk av biogass i Sverige* Statens energimyndigheten.
- Energilink. (2014). *NORMALKUBIKKMETER (Nm3)* Tilgjengelig fra: <http://energilink.tu.no/leksikon/normalkubikkmeter%20nm3.aspx> (lest 09.06.2014).
- European Union. (2009). *Directives*. *Rapport: Lov om bruk av energi fra fornybare kilder*, 1/2009: EU. 47 s.
- Follo Ren. (2009). *Selskapsavtale for Follo Ren IKS*. Ås. 7 s.
- Forurensningsloven. (1983). *Lov om vern mot forurensninger og om avfall av 13. mars nr. 6*. Tilgjengelig fra: <http://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6> (lest 15.02.2014).

- Hafslund. (2013). *Årsrapport 2013*. Tilgjengelig fra: <http://2013.hafslund.no/styrets-beretning/> (lest 07.05.2014).
- Haug, C. & Solli, C. (2011). Livsløpsvurdering av ulike alternativer for bruk av våtorganisk avfall i Trondheim. *Rapport: avfallshåndtering*. Trondheim. 42 s.
- Jarvis, Å. & Schnürer, A. (2009). Mikrobiologisk handbok for biogasannleggninger, Rapport SGC 207. Malmö.
- Lundgren, R. (2014). *Innsamling av data* (e-post til Robert Lundgren 27.05.2014).
- Lyng, K.-A., Modahl, I. S., Morken, J., Briseid, T., Vold, B. I., Hanssen, O. J. & Sørby, I. (2011). Modeller for beregning av klimanytte- og verdikjedeøkonomi for biogassproduksjon - Matavfall og husdyrgjødsel. *Rapport: utvikling klimamodell og en økonomimodell for hele verdikjeden fra innsamling og biogassproduksjon til behandling av bioest*, OR.25.11. Kråkerøy: Østfoldforskning. 97 s.
- Maniatis, D. K. (2003). Restavfall og dets rolle i bærekraftig utvikling - Et posisjonsdokument utarbeidet av IEA Bioenergy. *Rapport behandling av restavfall: IEA Bioenergy*. 20 s.
- Marthinsen, J., Skogesal, O., Thobeck, J. & Briseid, T. (2008). Energipotensial i nedbrytbart avfall i Norge. I: Marthinsen, J. (red.). *Rapport: behandlingsløsninger for papir, trevirke, tekstiler og våtorganisk avfall*, 2475. Oslo: SFT. 97 s.
- Melbye, A. M. (2013). KRETSLØP FOLLO- LIVSLØPSANALYSE (LCA). *Rapport: LCA-rapport, som en del av prosjektet Follo Ren – nytt sorterings- og biogassanlegg*, 2918. Skøyen: Rambøll. 24 s.
- mepex. (2013). Avfallsplan for Bærum - Prosjektnotat D: Sortering og gjenvinning av matavfall. 35 s.
- Michel, J., Weiske, A. & Möller, K. (2010). The effect of biogas digestion on the environmental impact and energy balances in organic cropping systems using the life-cycle assessment methodology. *Renewable Agriculture and Food Systems: 25 (3): 204-218*.
- Miljøverndepartementet. (2013). Fra avfall til ressurs - Avfallsstrategi. *Rapport: Avfallspolitik, 1/2013*.
- Møller, H., Arnøy, S., Modahl, I. S., Morken, J., Briseid, T., Hanssen, O. J. & Sørby, I. (2012). Miljønytte og verdikjedeøkonomi for biogassproduksjon - Matavfall og husdyrgjødsel. I: Møller, H. (red.). *Rapport: videreutvikling av miljømodell og økonomimodell for hele verdikjeden for biogassproduksjon*, OR.34.12. Kråkerøy: Østfoldforskning. 81 s.
- Nedland, K. T. (2011). Utvikling av biogass i Norge – kostnader ved biogassproduksjon i Norge, Sverige og Danmark. *Rapport: utvikling av biogass II, 6/2011: Avfall Norge*. 72 s.

- Norgaard, E. & Sørheim, R. (2004). Tiltak for å sikre rask etablering av varmkompostering ved behandling av bioavfall.
- NVE. (2014). *Elsertifikater*. Tilgjengelig fra: <http://www.umb.no/biblioteket/artikkel/litteraturliste-endnote-og-word-harvard-stil-for-masteroppgaver> (lest 05.02.2014).
- Persson, A. L. (2007). Produksjon av biogas från fjäderfägödsel. I: Litorell, O. (red.). *Rapport: utvinne energi fra fjærkregjødsel*. Skara: Fjäderfä Centrum.
- Raadal, H. L., Schakenda, V. & Morken, J. (2008). Potensialstudie for biogass i Norge. I: Rønning, A. (red.). *Rapport: dokumentere teoretiske energipotensialer fra biogassressurser i Norge*, OR 21.08: Enova SF. 55 s.
- Rambøll. (2013a). Follo Ren - økonimo. *Rapport: økonomi*: Rambøll. 20 s.
- Rambøll. (2013b). Follo Ren, Designbasis. *Rapport: Beskrivelse av anleggets forutsetninger*, 1/2013. 24 s.
- Rambøll. (2013c). Follo Ren, forbehandling og biogas. *Rapport: Teknologisk mbt-anlegg*, 1/2013. 12 s.
- Rambøll. (2013d). Follo Ren, Teknologi Screening. *Rapport: teknologi screening*: Rambøll. 18 s.
- Serikstad, G. L., McKinnon, K. & Eggen, T. (2012). Uønskete stoffer i husdyrgjødsel. Konvensjonell husdyrgjødsel brukt i økologisk drift – er det problematisk? I: Wibe, A. (red.). *Rapport: bruk av husdyrgjødsel i økologisk drift*, 28. Tingvold: Bioforsk. 56 s.
- Sletten, T. M. & Maass, C. (2013). Underlagsmaterieell for tverrsektoriell biogass-strategi. *Rapport: kostnader og nytteeffekter for produksjon og anvendelse av biogass fra husdyrgjødsel og våtorganisk avfall*, 3020/2013. Oslo: Klif. 245 s.
- St.meld. nr. 39 (2008-2009). *Klimautfordringene – landbruket en del av løsningen*. Oslo: Det Kongelige Landbruks- og Matdepartement. 177 s.
- Steffen, R., Szolar, O. & Braun, R. (1998). *Feedstocks for Anaerobic Digestion*. Vienna. 29 s.
- Syversen, F. (2010). MBT - prosjekt 2009: Internasjonal status og mulige løsninger i Norge. I: Jentoft, H. (red.). *Avfall Norge – Samarbeidsforum for avfallshåndtering*, 05/2010: Avfall Norge. 100 s.
- Sørheim, R., Briseid, T., Haraldsen, T. K., Linjordet, R., Wittgens, B., Hagen, Ø., Josefsen, K. D., Horn, S. J., Morken, J., Hanssen, J. F., et al. (2010). Biogass - Kunnskapsstatus og forskningsbehov. I: Vethe, Ø. (red.). *Rapport: kunnskapsstatus og forskningsbehov knyttet til utnyttelse av biogass i landbruket*, 16/2010: Bioforsk. 52 s.
- VMAB. *Biogas - Allmänt*. Tilgjengelig fra: <http://vmab.se/biogas/> (lest 23.05.2014).
- Yara. (2010a). Calculation of Carbon Footprint of Fertilizer Production.

Yara. (2010b). Klimaavtrykk - Klimapåvirkning ved gjødsling og mulige tiltak.



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Postboks 5003
NO-1432 Ås
67 23 00 00
www.nmbu.no