

Biogassproduksjon

MULIGHETSSTUDIE – POTENSIAL FOR ETABLERING AV ANLEGG
FOR PRODUKSJON AV BIOGASS

Bjørn Berg
HORISONT MILJØPARK

FORORD

Det er gjennomført en vurdering av muligheten for etablering anlegg for å ta ut biogass fra husdyrgjødsel, grønnsaksavfall og talle. Prosjektet er styrt av en styringsgruppe bestående av representarer fra Østre Toten kommune og Østre Toten Eiendomsselskap AS. Gruppen har vært til stor hjelp med hensyn på blant annet fremskaffelse av tallgrunnlag fra landbruket.

Dialog med styringsgruppen har foregått via møter og utveksling av informasjon på epost. Det var i utgangspunktet planlagt befaringer til anlegg. Dette måtte imidlertid skrinlegges på grunn av en Force Majeure situasjon som oppstod i begynnelsen av mars 2020 og varte til ut i mai samme år.

Basert på en økonomisk modell utviklet ved Østfoldforskning er avfallsgrunnlaget fra kommunen satt inn i modellen for å vurdere om det er grunnlag for etablering av et sentralt biogassanlegg. Disse beregningene er gjennomført av Østfoldforskning.

INNHold

1. SAMMENDRAG	5
2. MÅLSETNING.....	7
2.1. Delmål	7
2.2. Hensikt.....	7
2.3. Tidsramme og organisering	7
3. LITTERATURSØK.....	8
4. BAKGRUNN.....	9
4.1. Biokjemiske prosesser	9
4.2. GWP gasser fra landbruket.....	11
4.3. Målsetninger i landbruket.....	12
4.4. Tradisjonell bruk av organisk avfall fra jordbruket i kommunen.....	13
4.4.1. Kims	13
4.4.2. Talle.....	14
4.4.3. Forbehandling og emballering av grønnsaker	14
5. TOTAL PRODUKSJON AV ORGANISK AVFALL I KOMMUNEN.....	17
5.1. Husdyrgjødsel	17
5.2. Grøntavfall.....	17
5.3. Matavfall.....	17
5.4. Hage og parkavfall.....	17
5.5. Kloakkslam	18
6. MULIGE VERDIKJEDER FOR ORGANISK MATERIALER I KOMMUNEN..	19
7. NOMINELL MENGDE BIOGASS TILGJENGELIG	20
7.1. Estimering av gasspotensiale.....	20
8. REELL MENGDE BIOGASS TILGJENGELIG	21
8.1. Måling av metan potensialet.....	21
8.2. Husdyrgjødsel	21
8.2.1. Storfegjødsel.....	21
8.2.2. Sau og geit.....	22
8.2.3. Gris	22
8.2.4. Høner	22
8.2.5. Hest.....	22
8.3. Grønnsaksavfall	22
8.3.1. Løkavfall	22
8.3.2. Kålavfall	23
8.3.3. Gulerotavfall.....	23
8.4. Talle.....	23
8.5. Matavfall.....	24
8.6. Kloakkslam	24
8.7. Hageavfall.....	24
8.8. Konklusjon.....	25
9. REELL MENGDE ORGANISK MATERIALE TILGJENGELIG	26
9.1. Grunnlag	26
10. PRODUKSJON AV FIBERREST	27
10.1. Grunnlag	27
10.2. Restprodukter	27
10.3. Spredareal.....	28
11. SENTRALANLEGG FOR PRODUKSJON AV BIOGASS	30
11.1. Prosess og design	30

11.2.	Forbehandling	31
11.3.	Hygienisering og termisk hydrolyse	32
11.4.	Organisk belastning	33
11.5.	Retensjonstid organisk materiale (SRT)	33
11.6.	Konsekvenser av redusert SRT	34
11.6.1.	Tilsetning av luft (oksygen)	34
11.6.2.	Syresetting av biogjødsel	34
11.6.3.	Endring i temperatur.....	34
11.7.	Lokalisering av sentralt biogassanlegg	35
12.	UTNYTTELSE AV SLUTTPRODUKTER FRA BIOGASSPRODUKSJON.....	37
12.1.	Utnyttelse av biogass	37
12.1.1.	Forbrenning av rågass	37
12.1.2.	Produksjon av El-energi	38
12.1.3.	Produksjon av drivstoff	39
12.2.	Utnyttelse av biorest	39
13.	ETABLERING OG DRIFT AV SENTRALT ANLEGG PÅ KRABY	
INDUSTRIOMRÅDE	41	
13.1.	Bakgrunn.....	41
13.2.	Mengdeinput i modellen	41
13.3.	Produsert mengde energi.....	41
13.4.	Kapitalkostnader	42
13.5.	Driftskostnader.....	42
13.6.	Transport kostnad.....	42
13.7.	Lagerkostnad.....	42
13.8.	Inntekter	42
13.8.1.	Tilskudd.....	42
13.8.2.	Salg av biogass	43
13.9.	Konklusjon.....	43
14.	LOKAL PRODUKSJON AV BIOGASS	44
14.1.	Gårdsanlegg – alternative anlegg.....	44
14.2.	Kostnader for gårdsanlegg	45
15.	ALTERNATIVE BEHANDLINGSANLEGG.....	47
15.1.	Behandlingsanlegg.....	47
15.2.	Presteseter	47
15.3.	Mjøsanlegget.....	48
15.4.	Behandlingsanlegg på Trollmyra.....	49
15.5.	Romerrike biogassanlegg (RBA).....	50
15.6.	Utnyttelse av restkapasitet på eksisterende anlegg	51
16.	ALTERNATIV UTNYTTELSE AV KARBONET I JORDBRUKSAVFALLET	52
16.1.	Energiutnyttelse	52
16.2.	Pyrolyse.....	52
17.	ALTERNATIVE METODER FOR REDUSERTE KLIMAGASSUTSLIPP.....	54
17.1.	Gjødselplanlegging og jordbearbeiding	54
17.2.	Etablering av biofilter	54
18.	OPPSUMMERING OG KONKLUSJON.....	56
19.	LISTE OVER ET UTVALG BEGREPER.....	57
20.	LISTE OVER ET UTVALG FORKORTINGER.....	58
21.	REFERANSER.....	59
VEDLEGG 1		

1. SAMMENDRAG

I motsetning til stabilisering av organisk avfall i en aerob prosess vil en anaerob prosess (utråtning) medføre omsetning til karbon i gassfase og dermed oppnå en reduksjon i mengde materiale. Hvor stor reduksjonen blir er avhengig av retensjonstiden i råtnetanken. Dess lengre oppholdstid, dess mindre karbon må håndteres i form av fast fase i ettertid. Dette innebærer at et karbon som i utgangspunktet ikke representerer et klimaproblem, blir et problem for klimaet på grunn av dannelsen av CH₄ i råtnetanken. I tillegg til CH₄ dannes også store mengder CO₂ som i et kort kretsløp ikke er en klimagass. I sum representerer dette et karbontap. En annen vesentlig forskjell mellom aerob og anaerob omsetning er kravet til en ytre energikilde. På grunn av energimessig lite effektiv omsetning så er utråtning en biologisk prosess som trenger tilførsel av energi. Når produksjonen av CH₄ er stabil brukes noe av biogassen for å tilføre energi til substratet i råtnetanken. Om lag 3 til 4 % av energiproduksjonen må avsettes til egenenergi.

De metanogene organismene er ikke bakterier, men arker (*Archaea*). De er blant annet følsomme overfor endringer i pH og har et svært snevert pH vindu hvor de produserer CH₄. Dette innebærer at det er viktig at prosessen har en jamn tilførsel av substrat. Stanses produksjonen tar det tid å få i gang igjen den anaerobe nedbrytningen. Dette er variabler som krever at prosessen følges opp tett. I tillegg er arkene obligate anaerobe. Både anlegg tilpasset en liten produksjon på en gård og et sentralt anlegg krever derfor tett oppfølging og ettersyn.

De metanogene organismene har en biologisk "motpart" i metylotrofe organismer. Disse lever på 1-C forbindelser og kan bryte ned CH₄ under aerobe betingelser. Det vil derfor kunne være mulig å etablere biofiltere i forbindelse med en gjødseltank for å redusere utslippene av CH₄.

Produksjonen av organisk materiale i kommunen, som er antatt tilgjengelig for et sentralt biogassanlegg, er husdyrgjødsel, talle og grønnsaksavfall. Det er tatt utgangspunkt i 30 % tilgjengelighet av husdyrgjødsel og 100 % tilgjengelighet av grønnsaksavfall. I den økonomiske analysen gjennomført av Østfoldforskning gir dette en total mengde tørt materiale på 10593 tonn. Dette tilsvarer en brutto mengde biogass tilsvarende 17 GWh. Blant annet på grunn av energikravet i selve prosessen, er det beregnet en netto energimengde på 12 GWh. For å oppnå en tilfredsstillende økonomi må gassen oppgraderes til drivstoff. I tillegg må tilskuddet som i dag tilfaller bonden, fordeles mellom anlegget og bonden i en splitt på 75/25 %. Dette gir en inntekt på 106 kr per tonn for husdyrgjødsel og talle. Totalt per år representerer denne inntekten 8,4 millioner kr. Forutsatt oppgradering til drivstoff og inntekt på salg av dette, vil man oppnå et overskudd på 1,9 millioner i et sentralt anlegg. Uten drivstoffproduksjon er ikke anlegget økonomisk bærekraftig.

Lokalisering av et sentralt anlegg er foreslått på Kraby Industriområde. Plasseringen er dels basert på at området er nede i en forsenkning i terrenget, avstand til naboer og utfordringer med lukt. Inklusiv støtte fra Enova er det, i henhold til Østfoldforskning, beregnet en total investeringskostnad på 67,3 millioner kr. Den største årlige kostnaden er relatert til drift med omtrent 5,6 millioner kr.

Det er i den forbindelse grunn til å nevne at aktuelle sentrale anlegg i Innlandet/Viken trenger en "gate fee" på mellom 600 og 1000 kr/tonn. For å tilføre et sentralt anlegg et materiale som er en betalt avfallsfraksjon, er det vurdert å tilføre hageavfall. Imidlertid er det kun næringsprodusenter som betaler direkte ved levering. Husholdningene betaler for håndtering av hageavfall som en del av renovasjonsgebyret. I tillegg er hageavfall tørt og vil måtte

tilføres fuktighet for å kunne bidra i en biogassproduksjon. Under optimale forhold er det antatt at hageavfallet som produseres i kommunen kan tilføre om lag 0,7 GWh. Fraksjonen er ikke inkludert i den økonomiske modellen etablert av Østfoldforskning. I dag produseres det jordforbedringsmiddel via aerob omsetning fra hageavfall. Rankekompostering er en behandlingsmetode med svært lav teknisk risiko. Produktet derimot er tilfredsstillende både med hensyn på hygiene og jordforbedringsevne.

Driften av et sentralt biogass på Toten er kun basert på tilskudd fra Staten og fra produksjon av drivstoff. Miljødirektoratet har i sine planer lagt opp til en elektrifisering av transportsektoren. Fylkeskommunale anbud rettet mot kollektivtransport er heller ikke knyttet opp mot bruk av biogass. Det er derfor ytre faktorer som gjør at risikoen er for stor ved å etablere et sentralt anlegg til at det kan anbefales .

Et alternativ til et sentralt anlegg er anlegg som er små anlegg i gårdsskala. En produsent i Telemark (Telemaksreaktoren) kan levere anlegg som er tilpasset en produksjon på 3000 m³. Her er det primært husdyrgjødsel med en TS mindre eller lik 6 % som er substrat. Inkludert et gjødselslager, er det antatt at et slikt anlegg vil ha en etableringskostnad på om lag 3,5 millioner kr. Det er allerede etablert et gårdsanlegg i regionen, nærmere bestemt på Prestesæter i nabokommunen. Dette anlegget er basert på en metode levert av Antec, og er etablert som en del av undervisningen ved Lena-Valle videregående skole. Dette er tilsvarende Telemaksreaktoren som også er levert til landbruksskoler. En jamn produksjon av husdyrgjødsel favoriserer en lokal produksjon framfor et sentralt anlegg.

De tre store anleggene som er plassert innenfor en avstand på 78 km fra en sentral plassering på Toten, har alle restkapasitet. Basert på en oppkonsentrering av husdyrgjødsel via talle eller avvanning før uttransport, kan disse anleggene være et alternativ for å kvitte seg med et overskudd av gjødsel, i tillegg til å bidra med en mikroorganismekultur i anleggene. Avhengig av vannmengde vil også tilført fuktighet være en fordel i anlegg som behandler i hovedsak matavfall, som er en relativt tørr fraksjon sammenlignet med noen typer husdyrgjødsel.

For å redusere utslipp av CH₄ fra gjødsellager utendørs anbefales etablering av et lokk inkludert avsug hvor eksosen filtreres igjennom et biofilter. Dette vil kunne bidra til å redusere utslipp av CH₄. I tillegg vil også emisjon av luktsterke forbindelser kunne reduseres igjennom et aerobt biofilter.

Flere av produsenter av grønnsaksavfall holder i dag egne tillatelser hvor aerob prosessering er måten å behandle avfallet på. Sammen med talle legges dette gjerne i kanten av et jorde hvor det ligger i en form for langtidskompostering. Dette er en prosess med svært lite håndtering, og med lav teknisk risiko. Så lenge mengde materiale er håndterbar lokalt anbefales at denne måten å håndtere avfallet på opprettholdes.

2. MÅLSETNING

Kartlegge og analysere biologiske avfallsstrømmer spesielt i Østre Toten kommune, for å avklare muligheter som ligger i utnyttelsen av tilgjengelige organiske restressurser med vekt på lokalprodusert biogass. Dette skal oppnås gjennom å besvare følgende delmål:

2.1. Delmål

- Etablere mengder organiske restprodukter som produseres i kommunen
- Potensial for biogassproduksjon basert på tilgjengelige mengder
- Råstofftilgang som funksjon av årstider
- Utnyttelse av biogass og avsetning som funksjon av årstider
- Hvilken avsetning av bioresten finnes lokalt
- Produksjonsskala relatert til eksisterende anlegg på Prestesæter
- Lokalisering av anlegg
- Klimaeffekt ved etablering av biogassproduksjon basert på restprodukter
- Kartlegge alternative samarbeidsløsninger
- Økonomiske rammebetingelser
- Kartlegge alternative løsninger for restprodukter

2.2. Hensikt

Med bakgrunn i de målsetninger som landbruksnæringen har etablert i samråd med regjeringen, skal klimapådraget som landbruket representerer reduseres. Dette skal oppnås blant annet ved å etablere alternative løsninger for å håndtere blant annet husdyrgjødsel. Dette fordi husdyrgjødsel er et biologisk aktivt materiale som vil gjennomgå en nedbrytning fra og med tidspunkt for mellomlagring, og frem til at massen er tilbakeført som jordforbedring og næringsstoffene deltar i en ny produksjon. På et tidspunkt vil den biologiske omsetningen gå fra en aerob til en anaerob omsetning. Reduserte forhold vil bidra til reduserte sluttprodukter som er til dels flyktige, og som absorberer energi i IR-området av det elektromagnetiske spektrum. Nedbrytning av organisk karbon fra organiske restprodukter kan også gjennomføres under kontrollerte betingelser i en større skala for å ta vare på og utnytte restproduktene i et biogassanlegg. Studien skal bidra til at private aktører i kommunen får et realistisk og best mulig beslutningsgrunnlag for eventuell videre satsning.

2.3. Tidsramme og organisering

Prosjektet ble formelt startet opp i oktober 2019. Før oppstart var det etablert et eget selskap som skal ivareta en eventuell videre utvikling av prosjektet (Østre Toten Biogass AS). I tillegg er det etablert en styringsgruppe med medlemmer fra eiendomsselskapet og fra kommunen. For å få tilgang på modeller for beregning av økonomiske rammer for et sentralt anlegg i kommunen, og på den måten kunne sammenligne med tilsvarende prosjekter ble det etterspurt en beregning fra Østfoldforsk¹.

¹ Østfoldforskning – etablert regnemodell for økonomisk vurdering av biogassprosjekter i landbruket

3. LITTERATURSØK

Selv om prosjektbeskrivelsen ikke har spesifisert litteratur som et eget delprosjekt, er dette gjennomført som et utgangspunkt i tillegg til støttelitteratur undervegs i prosjektet. Internasjonal erfaring er fremskaffet ved søk i databaser som driftes av blant annet American Chemical Society og Science Direct. En utfordring med artikler publisert med referee ordning er sprikende resultater og i den forbindelse ikke en konsekvent bruk av standardbetingelser, som for eksempel normal kubikk (Nm^3). Dette fremkommer tydelig under avsnitt 7 hvor nominelle mengder produsert CH_4 presenteres. Dette innebærer at gassmengder er noe varierende og utfordrende å forankre i sammenlignbar enhet.

I tillegg er det hentet fram via Fylkesmannens miljøvernnavdeling tillatelser til å behandle organisk avfall i langtidskompostering ved flere av produsentene i kommunen. Det har også vært god kontakt med NIBIO på Ås i anledning prosjekter de har vært involvert i for blant annet å finne biogasspotensiale i forskjellige substrater. Roar Linjordet har vært en sentral kontakt her. I tillegg til miljøet på Ås har det vært god kontakt med Kleven ved Lena-Valle videregående skole med ansvar for driften av reaktoren på Reinsvoll.

I tillegg er det gjennomført behovsprøvd søk etter litteratur for å dokumentere påstander eller erfaringer ettersom prosjektet har utviklet seg. I sistnevnte situasjon er valg av søkeord et resultat av hva man har ønsket svar på. Totalt er det gjennomgått et stort antall publikasjoner/dokumenter som omhandler håndtering av avfall som inneholder organisk karbon. Referanselisten inkluderer 73 referanser.

I tillegg til litteratursøk har det vært deltagelse på to konferanser. Den ene ble arrangert av Biogassnettverket i Innlandet. Det andre arrangementet var Biogassnettverkskonferansen. I tillegg har undertegnede deltatt i BiogassVestland (Biogass og -gjødselforum Vestland) som er nettverk bestående av prosjekter/forstudier som er gjennomført eller under gjennomføring/planlegging i Vestland fylke. Forumet har sitt utspring i en mulighetsstudie som ble gjennomført på Voss i 2019 [21].

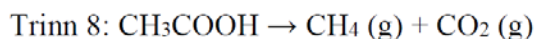
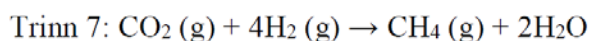
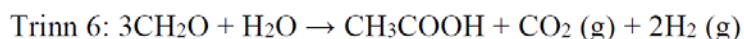
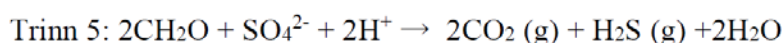
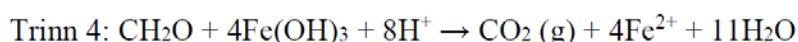
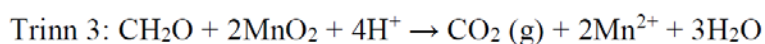
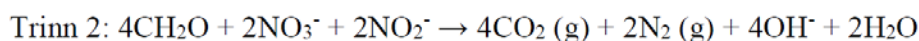
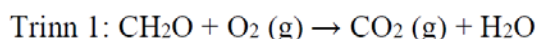
4. BAKGRUNN

4.1. Biokjemiske prosesser

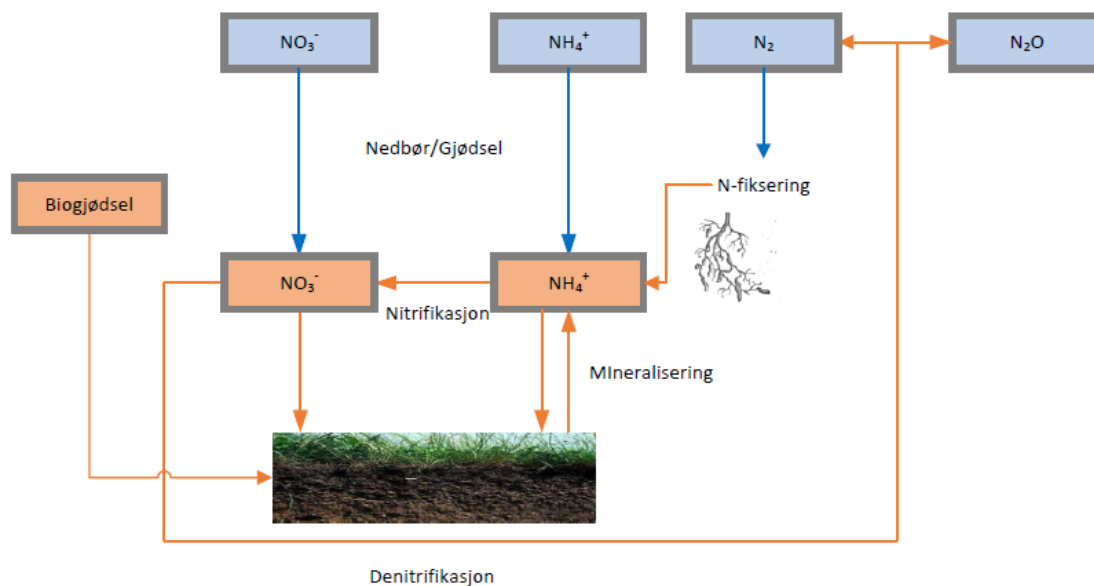
FNs klimapanel har i en serie med rapporter lagt fram dokumentasjon om klimaendringene, utslippsscenarioer og konsekvenser av global oppvarming. Ifølge Miljødirektoratets presentasjon på Bioenergikonferansen i november 2019 er 23 % av globale utslipp relatert til landbruk, skogbruk og annen arealbruk. Foruten CO₂ i seg selv er CH₄ og N₂O de viktigste bidragene til dette [1]. CO₂ som et resultat av en biologisk respirasjon vil ikke bidra i et klimaregnskap på grunn av at dette inngår i et kort kretsløp med fotosyntes, derimot er CO₂ relatert til transport en utfordring med hensyn på klimapåvirkning. De to sistnevnte gassene er knyttet til naturlige biologiske prosesser, enten som en direkte konsekvens av metabolismen i dyre-magen, eller som en del av den naturlige omsetningen på et mellomlager for gjødsel eller i jordmasser. Prosessene er anaerobe og en konsekvens av en mikrobiologisk omsetning av organisk stoff. Ett kg gras inneholder 450 g C. Når en drøvtygger metaboliserer dette vil sluttproduktet være 430 g CO₂, som er klimanøytralt med bakgrunn i fotosyntesen. Derimot vil den anaerobe nedbrytningen også medføre at om lag 40 g CH₄ produseres i tillegg. Hvis vi antar at dette representerer et klimapådrag som er 25 ganger CO₂ i seg selv, vil dette tilsvare et utslipp på 1 kg CO₂.

I henhold til Fuglestvedt vil om lag 6 % av karbonet i gras omdannes til CH₄ ved drøvtygging. En grasavling på 500 kg TS inneholder om lag 215 kg karbon og dermed bidrar dette til 17 kg CH₄. Hvis vi fortsatt antar at klimapåvirkning fra CH₄ er 25 ganger kraftigere enn CO₂, vil dette utslippet tilsvare 425 kg CO₂ ekvivalenter [4]. Dette er en viktig grunn til valget av målsetninger satt i klimakur 2030 (se Figur 3).

Utenfor fordøyelseskanalen, på mellomlager for gjødsel eller ved spredning av sådan, vil det kunne oppstå forhold hvor nivået av O₂ blir så lavt at prosesser som er favorisert under slike forhold vil kunne gå naturlig. Dette er en trinnvis prosess som vist nedenfor [2]:



Som uttrykk for organisk karbon er formaldehyd brukt i 6 av ligningene. Trinn 1 beskriver en av to nedbrytningsveier som organisk karbon vil gjennomgå før O₂ er redusert ned til et nivå hvor reduktive prosesser overtar. Dette er tilsvarende omsetning som organisk materiale gjennomgår i en kompostering. Av energimessige grunner er trinn 2 en naturlig følge av mangelen på O₂. Prosessen betegnes denitrifikasjon. Omsetningen av NO₃⁻ til N₂ er en dissimilatorisk prosess hvor N₂O er et mellomtrinn før dannelsen av nitrogengass. Når N₂O hopper seg opp vil dette være et resultat av en ufullstendig reduksjon av nitrogen [3]. Nitrogenets kretsløp med nitrogen i to ulike gassformige sluttprodukter er vist i Figur 1.

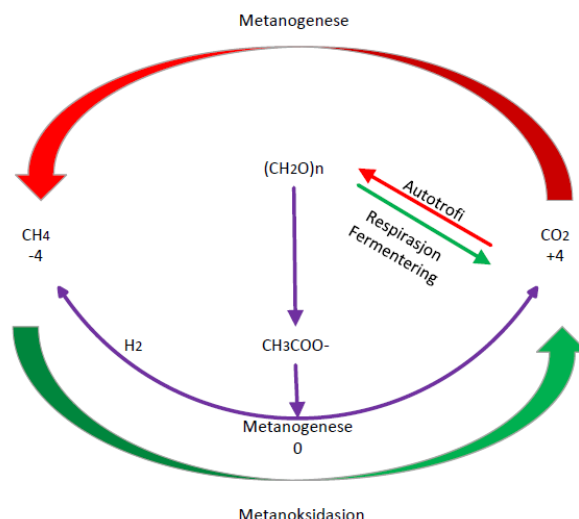


Figur 1. Biologisk omsetning av uorganisk nitrogen til gassfase

De forskjellige slekter (genera) av bakterier som inngår i de ulike trinnene vil kunne variere, noe avhengig av type substrat, men de vanligste er: Cellulomonas, Proteus, denitrifiserende bakterier, Bacillus, Clostridium og Coliforme. Imidlertid er disse organismene kun en del av forbehandlingen. Det vil si til og med trinn 6, og produserer ikke CH₄. De metanproduserende organismene i trinn 7 og 8 er ikke bakterier men arkaer (*Archae*). Flere slekter kan produsere CH₄ som: Methanobacterium, Methanobacillus, Methanococcus og Methanosarcina. En anaerob prosess fram mot en energirik gass representerer et sammensatt mikrobiologisk miljø.

I trinn 8 er formaldehyd erstattet av eddiksyre som er et resultat av oksidasjonen av aldehyd til karboksylsyre (trinn 6). Dette illustrerer endringen i karbon i forbindelse med omsetningen under anaerobe forhold. Selve produksjonen av CH₄ er en obligat anaerob prosess som enten går via uorganisk karbon (trinn 7) eller via CH₃COOH. Derimot er coliforme og denitrifiserende bakterier fakultative og fungerer derfor i miljøer både med og uten oksygen tilstede. Sluttproduktet vil derimot ikke være et redusert produkt som under anaerobe forhold.

Analogt med biologisk omsetning av nitrogen som en funksjon av oksidative eller reductive forhold vil man ha tilsvarende for 1-karbonforbindelser som CH₄ (se Figur 2). De organismer som utnytter reduserte 1-C-forbindelser i sin metabolisme kalles metylotrofe organismer. I denne gruppen mikroorganismer finnes metanotrofe organismer som er spesielt tilpasset metan som substrat. På den måten vil man oppnå å gjennomføre en lavtemperatur oksidasjon av CH₄ til CO₂ ved hjelp av bakterier. Disse metanotrofe mikroorganismene kan tilpasses en eksos fra et gjødsellager som beskrevet i avsnitt 17.2 og dermed oksidere CH₄. Dette vil innebære en reduksjon i utslipp av klimagass fra et tradisjonelt gjødsellager.



Figur 2. Karbonsyklus

4.2. GWP gasser fra landbruket

Det er en rekke stoffer som i gassfase absorberer stråler i IR-området i det elektromagnetiske spektrum. Fra Kyotoprotokollen er det definert syv gasser: CO₂, CH₄, N₂O, HFC, SF₆, PFC, NF₃ [4]. Flere av disse gassene er et resultat av en organisk syntese og er derfor ikke en del av et naturlig kretsløp. Derimot er CO₂, CH₄ og N₂O gasser som er involvert i et kretsløp som landbruket kan til en viss grad påvirke. Imidlertid vil en produksjon av drøvtyggere og gjødsling være nødvendige prosesser som vil ha et utslipp. En reduksjon kan være mulig for valg av fôr og mengde gjødsel, men eliminering av utslipp er ikke oppnåelig. Maskiner som bruker fossilt drivstoff kan også til en viss grad fases ut. Driften av jorda med mindre (lettere) maskiner med redusert jordtrykk og redusert jordbearbeiding, er variable som kan bidra til effektiv produksjon og mindre erosjon. Dette er tiltak som bidrar på lengre sikt [4].

De ulike gassenes evne til å absorbere i IR-området er relatert til den molare absorpsjonskoeffisienten. I tillegg vil stabiliteten i atmosfæren være en viktig faktor. GWP (global warming potetial) ble vedtatt i Kyotoprotokollen og er relatert til et 100 års perspektiv. Levetiden for CH₄ i atmosfæren er 9,25 år som gir en faktor på 28 relatert til CO₂ [5]. Lystgass er en langt mer krevende klimagass enn CH₄. En omregning fra N₂O til CO₂ krever en faktor på 298 i henhold til miljømyndighetene. Jordbruket er den største bidragsyteren med om lag 74 % av alle utslippene av N₂O i Norge. Høy konsentrasjon av NO₃⁻ kombinert med høy fuktighet i jorda vil provosere fram et høyere utslipp av N₂O [3].

I henhold til Miljødirektoratet og Statistisk sentralbyrå kan klimagassutslipp fra jordbrukssektoren summeres opp som i tabellen nedenfor. Utslippene er regnet om til millioner tonn CO₂ equivalenter [6].

Tabell 1. Klimagassutslipp relatert til jordbruket i 2017

Opprinnelse	CO ₂ – equivalenter (x10 ⁶ tonn)
CH ₄ fra husdyr (tarmgass)	2,33
N ₂ O fra husdyrgjødsel	0,6
N ₂ O fra mineralgjødsel	0,45
N ₂ O fra organisk jord	0,38
CH ₄ fra husdyrgjødsel	0,28

Opprinnelse	CO ₂ – equivalenter (x10 ⁶ tonn)
Andre N ₂ O utslipp	0,33
Annet	0,08
Arealbruk organisk jord	1,9
Arealbruk annet	0,35
Traktorer og maskiner	0,35
Oppvarming bygg	0,10

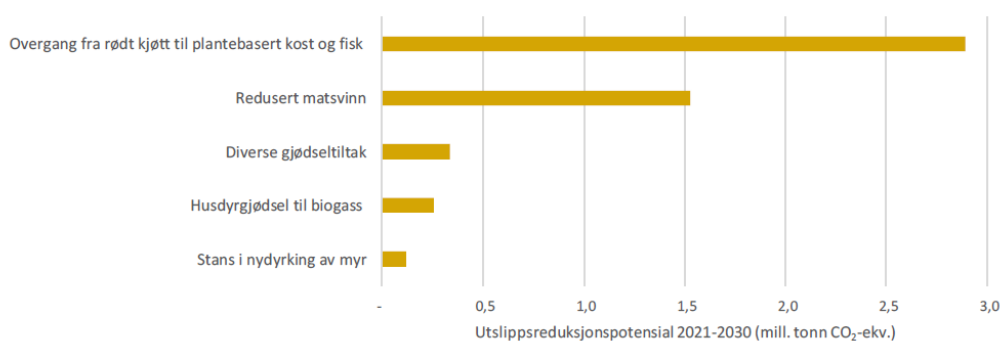
4.3. Målsetninger i landbruket

Allerede i Stortingsmelding nr. 39 ble det pekt på tiltak for å oppfylle Norges forpliktelser til å reduserte utslipp av klimagasser innen 2020 [7]. I meldingen er det pekt på 15 ulike tiltak for å møte målsetningen i Kyoto protokollen. Bruk av husdyrgjødsel og matavfall til kontrollert produksjon og oppsamling av CH₄ er anslått å redusere utslipp av 0,5 millioner tonn CO₂-ekv. per år. Virkemidler for å iverksette dette er knyttet til blant annet økonomi. For bistå til økt levering av husdyrgjødsel til biogassanlegg ble det i jordbruksavtalen for perioden 2018-2019 gitt et tilskudd på 70 kr/tonn levert husdyrgjødsel [8]. For å redusere påvirkning fra N₂O er det foreslått tiltak knyttet til reduksjon i N-gjødsling til korn og gras/beiter. Meldingen foreslår en reduksjon på 10 %. Totalt sett er det anslått at klimaeffekten for dette tiltaket er verdsatt til 170 ktonn CO₂-ekv. per år.

Foruten tiltak også i skogbruket, er det for utnyttelse av jordbruksjord foreslått redusert nydyrking av myr, redusert jordarbeiding om høsten og bruk av fangvekster i 10 % av kornarealet. Fangvekster er gras/plantearter som såes sammen med korn, og som vokser til etter at kornet er høstet. Fangvekstene skal ta opp nitrogen og fosfor for å hindre avrenning. For disse tre tiltakene er det totalt anslått en reduksjon på 521 ktonn CO₂-ekv. per år. Unngå oppdyrking av myr er det klart sterkeste tiltaket av disse tre forslagene [7].

I avtalen med regjeringen har Norges Bondelag forpliktet seg til å fjerne 5 millioner tonn med CO₂-utslipp innen 2030. I denne målsetningen er både N₂O og CH₄ sentrale avgasser [9]. I tillegg vil det ha en effekt å endre fra fossilt drivstoff til andre energikilder i forbindelse med transportering av varer og jordbearbeiding.

I Klimakur 2030 hvor det fokuseres på felles oppfyllelse av klimamålet for 2030 sammen med EU, er det satt opp fem ulike tiltak for jordbruket, hvorav overgangen fra rødt kjøtt til plantebasert kost og fisk er det tiltaket som gir størst potensiale for klimareduksjon sammen med redusert matsvinn. Figuren nedenfor er hentet fra sammendragsrapporten i Klimakur 2030 [10].



Figur 3. Utslppsreduksjoner relatert til jordbruk versus tiltak

4.4. Tradisjonell bruk av organisk avfall fra jordbruket i kommunen

4.4.1. Kims

Organisk biologisk aktivt materiale som produseres i kommunen er relatert til både husdyrproduksjon, grønnsaker og noe næringsproduksjon. Den største produsenten av potetbaserte råvarer er KIMS som har sin produksjon på Skreia. Her produseres blant annet ulike snackstyper. Den årlige mengden organisk avfall produsert ved virksomheten er 1000-1100 tonn. Dette leveres som dyrefor i dag. I tillegg er stivelse et avfallsprodukt som går til produksjon av alkohol. Dette representerer 350 til 400 tonn per år.

Kims har et vannbasert utslipp på kommunalt nett som inneholder store konsentrasjoner av lett nedbrytbart organisk materiale (BOF). For å unngå å belaste ledningsnettet og avløpsrenseanlegget behandles den organiske fraksjonen i et anaerobt behandlingsanlegg hvor det produseres CH₄. Dette er også et luktnetiltak for avbrenning av H₂S. I tillegg til produksjon av biogass produseres også en råtnerest som avvannes gravimetrisk (sedimentering) før massen blandes sammen med jord og stein og legges på mellomager på Buruld Skog. Jord og stein er avfall fra forbehandling av landbruksprodukter som skal inn i produksjonen. Totale mengder som produseres er mellom 400 – 800 tonn pr. år. Variasjonen skyldes blant annet produksjonsforholdene oppstrøms fabrikken [11].

I henhold til Fylkesmannens miljøvernavdeling kan det mottas opptil 1000 tonn pr. år på Buruld Skog. Massen skal lagres i 3-5 år før det spres på areal hvor det produseres juletre- og pyntegrøntproduksjon. Området skal være inngjerdet. Fylkesmannen har ikke vurdert dette som sluttbehandling (deponering) og derfor er det ikke utarbeidet en utslippstillatelse. Vurderingen av avfallsbehandlingen ble gjort i 2007 [12].

I tillegg til forurensningsmyndighetene har Mattilsynet gjort et vedtak vedrørende det samme mellomlageret på Buruld Skog. Tillatelsen bruker «avfallsjord» for å definere fraksjonen. Vedtaket setter klare begrensninger på omsetning av avfallsjorda i tillegg til at området hvor dette er mellomlagret også legges under karantene på grunn av mulig smitte av plantesykdommer [13].



Figur 4. Mellomlager av avfall fra KIMS på Buruld Skog (foto BB)

I hvilken grad produktene som mellomlagres og utnyttes på dette området på Buruld Skog er biologisk aktivt er ikke kjent. Det er imidlertid grunn til å anta at råtneresten fra behandling av avløpsvann fra Kims har en lav biologisk aktivitet med hensyn på at materialet faktisk er et

resultat av en anaerob prosess. Med mindre jordmassene som produseres (avfallsjord) ikke inneholder organisk aktivt materiale fra grønnsaksproduksjon, vil denne ha liten evne til å bidra i produksjon av biogass. Det skal imidlertid nevnes at Mattilsynet påpeker at jorda kan inneholde en del småpotet [13]. Tillatelsen til bruken av denne løsningen er satt innenfor en tidsramme på 10 år fra 2007. Uavhengig av mulig biologisk restaktivitet i nevnte jord/slamprodukt er det lite sannsynlig at dette materialet vil kunne gå inn i en biogassproduksjon. Blant annet på grunn av et krav om «gate fee».

4.4.2. Talle

Talle produseres som en del av husdyrproduksjon og inneholder både fekalier, urin og organisk materiale som kan være både halm eller flis. Dette er hverken gjødsel eller stabilt organisk materiale. Det mellomlagres gjerne ute i kanten av et jorde og pløyes inn/ned i jorda. I Figur 5 er det vist bilde av talle som er på forskjellige stadier hva gjelder organisk modenhet. Venstre i bildet er relativt ferskt materiale hauget opp. I bildet til høyre er det en moden ranke med talle. Blant annet kan man observere etablering av vegetasjon på toppen og på sidene.



Figur 5. Mellomlager Talle

Utfordringen med denne formen for mellomlager kan være er emisjon av flyktige forbindelser med til dels intens lukt og klimagasser. Imidlertid vil et oksidativt sjikt som naturlig etablerer seg i ytterkant av ranken redusere utslipp av gasser. Avrenning av næringsstoffer kan være en utfordring. Massen ligger gjerne på frossen mark over vinteren, noe som øker risikoen for avrenning.

4.4.3. Forbehandling og emballering av grønnsaker

Det foreligger fem utkast eller ferdige tillatelser fra Fylkesmannens miljøvernnavdeling relatert til produksjon av ulike grønnsaker. Tillatelsene er dels relatert til fast grøntavfall og dels til krav om rensning av avløpsvann fra forbehandling av grøntavfall. Sistnevnte vil produsere et slamprodukt som må håndteres forsvarlig.

Det foreligger nå et utkast til tillatelse for Toten kålotpakkeri AS, som er plassert i Kolbu. Denne er gitt i henhold til forurensningsloven og legger krav om rensning av vann som oppstår på grunn av vasking og skylling av kålerot før emballering. Dette inkluderer også mekanisk jordfjerning. Maksimal mengde rot som skal behandles er 3000 tonn per år og utslipp av maks 8000 m³ med prosessavløp. Slam som mobiliseres skal fjernes ved sedimentering i egne bassenger [14]. Det er ikke kjent i hvilken grad slamfasen fra vannbehandlingen er biologisk aktiv, eller om den innehar egenskaper som lar seg utnytte i et biogassanlegg. Hvor store mengder som vil kunne produseres er heller ikke kjent. Derimot

åpner tillatelsen for å utnytte slamfasen lokalt som en jordressurs forutsatt at det ikke er risiko for spredning av plantesykdommer. Denne løsningen vil naturlig nok trumfe en eventuell sentral biogassløsning.

I 2017 fikk Toten Løpkakeri AS beliggende på Balke Gård tillatelse til å kompostere maksimalt 300 tonn per år løkavfall. Tillatelsen inkluderer også eventuelt annet grønnsaksavfall fra egen produksjon. Komposteringen skal foregå på en asfaltert flate og sigevannet fra komposteringen skal renses via en infiltrasjonsgrøft med egnet filtermedium. For å oppnå en så kort omsetningstid som mulig er det satt krav om nedknusing av løkavfallet før kompostering. Det er ikke sagt eksplisitt i tillatelsen at kompostmassen skal benyttes i egen produksjon på gården. Det skal forefinnes en plan for bruk eller omsetning av organisk materiale fra komposteringen [15]. Generelt er kompostering krevende med hensyn på å kunne gjennomføre prosessen uten innslag av mer eller mindre anaerobe forhold. Ved utvikling av anaerobe forhold vil prosessen bidra både med emisjon av CH₄ og N₂O [16]. Miljømessig kan det være fornuftig at dette materialet ble levert til et sentralt biogassanlegg slik at avgasser fra den biologiske omsetningen kunne komme under kontroll [17].



Figur 6. Område definert i tillatelsen for kompostering av løkavfall – Toten Løpkakeri AS (Norgeskart)

Det er søkt om utslippstillatelse fra Vang Gård i Totenvika v/Per O. Gjestvang. Dette inkluderer både renseanlegg for vaskevann fra forbehandling av løk og purre og videreføring av praksis med kompostering av organisk avfall blandet med hestemøkk [18]. Mengden grønnsaksavfall som komposteres blandet med hestegjødsel er det forsøkt å ta rede på uten å respons fra konsesjonssøker. Det er satt en begrensning på mengde prosessavløp fra renseanlegget for vaskevann. Dette volumet tar utgangspunkt i 860 tonn grønnsaker. Totalt er det satt en grense på 5000 m³ vannfase i utkast til tillatelsen [19]. Det er antatt at renseanlegget vil produsere slam både som en del av utfellingen og dels som et resultat av en biologisk oppbygging av slamfase. I hvilken grad dette slammet vil være biologisk aktivt må utredes for å vurdere om materialet kan bidra til gassproduksjon. Pr i dag komposteres slammet sammen med det øvrige organiske avfallet. Dette er en enkel løsning med lav teknisk risiko. Relatert til en eventuell klimautfordring må denne løsningen være å anse som tilfredsstillende.

Det ble i september 2019 oversendt et utkast til tillatelse for utslipp av vaskevann fra grønnsaksvasking som inkluderte virksomhetene: Lundstad Grønt AS, Kristian G. Dyste og

Sønn og Toten Kålrotpakkeri AS. Sistnevnte har allerede en tillatelse [14]. Slam fra renseprosessen er i utkastet ansett som en jordressurs og kan brukes direkte under forutsetning av at det ikke er sannsynlig at plantesykdommer kan spres [20]. Som for de andre anleggene kan slam fra renseanlegget være biologisk aktivt, men utfordringene for å ta det inn i et biogassanlegg er relatert til forbehandling og kravet til behandlingsavgift. Forutsatt at det ikke er utfordringer med mengde produsert organisk avfall må løsningen anses som klimamessig god.

5. TOTAL PRODUKSJON AV ORGANISK AVFALL I KOMMUNEN

5.1. Husdyrgjødsel

I henhold til høsttelling gjennomført i 2018 ble det rapportert inn totalt 170112 husdyr som produserer totalt 266697 m³ med husdyrgjødsel [21]. Benyttes produksjonstall fra Nortura produseres 279805 m³ med gjødsel fra dette antallet husdyr. Denne malen er etablert for bransjen i forbindelse med bergning av lagerbehov for gjødsel [22]. I forprosjektet som ble gjennomført i 2018 i Midt-Gudbrandsdalen ble det benyttet andre faktorer for å beregne produksjon av husdyrgjødsel [23]. Relatert til antall husdyr i ØTK gir disse produksjonsfaktorene en total mengde gjødsel på 232029 m³.

Det ble i 2013 gjennomført en revisjon av standardtall for å beregne mengde utskilt husdyrgjødsel [24]. Benyttes dette forslaget for beregning gir antallet dyr i ØTK en mengde gjødsel på 295675 m³. I og med at dette gir det høyeste anslaget kan dette innebære at det tallgrunnlaget som er benyttet tidligere er for konservativt. Vi velger imidlertid å arbeide videre med en snittproduksjon på 271130 m³ produsert husdyrgjødsel per år.

I tillegg til dette produseres også et årlig volum med talle. Her er det oppgitt 6030 m³. Hva slags fiber som er brukt som dekke i forbindelse med dyreproduksjonen er ikke kjent. Det er imidlertid å anta at dette inkluderer en viss mengde talle fra hest. Dette på grunn av at annen talle gjerne blandes inn i husdyrgjødsel.

5.2. Grøntavfall

Produksjon av grønnsaker vil medføre produksjon av grøntavfall og slam/jord fra forebehandling av produktene før emballering (se avsnitt 4.4.3). I følge styringsgruppen for prosjektet produseres omlag 1350 m³ med løkavfall. Produksjon av kål generer ca 500 m³, mens avfall fra gulerotproduksjon representerer 100 m³.

5.3. Matavfall

I følge vektrapporter hos avfallselskapet for kommunen ble det produsert 1163,12 tonn med matavfall i Østre Toten i 2017. I følge SSB ble det rapportert inn totalt 1066 tonn i 2018 [25]. Totalt er det registrert 5185 dunker for matavfall i kommunen som innebærer at det produseres 206 kg pr. husstand. I tillegg er det 138 abonnenter som driver hjemmekompostering og ytterligere 95 som har avtale om bruk av gjødelskjelleren som «behandlingsanlegg» for matavfall [26]. Hvis det forutsettes at det produseres samme mengder matavfall på disse avtalene er den totale mengden matavfall som genereres i kommunen 1114 tonn.

Matavfallet som samles inn via renovasjonsordningen i Østre Toten kommune kjøres inn til Dalborgmarka før det omlastes og sendes til Mjøsanlegget AS som ligger på Lillehammer. Mjøsanlegget er et produksjonsanlegg for biogass og biorest basert på ulike råvarer, men matavfall som en hovedingrediens. Anlegget er veldrevet etter mange år og er tilpasset også strenge smittebarrierer blant ved at det organiske avfallet behandles ved 136 °C for å eliminere prioner. Bruken av Mjøsanlegget som behandlingsanlegg for matavfall fra kommunene er via en enerettstildeling.

5.4. Hage og parkavfall

Husholdning og næring i kommunen leverer sitt hage og parkavfall til miljøstasjonen på Kraby. For husholdningens del er dette betalt over renovasjonsgebyret og dermed er det ingen direkte betaling ved levering. Dette er en fraksjon som leveres basert på volum slik at årlige

mengder avfall som leveres er ikke sporbart innenfor en akseptabel usikkerhet. Avfallet kvernes on-site og transporteres til aerob behandling på godkjent område på Dalborgmarka. Det som leveres ut igjen av produsert jord veies før uttransport. I en periode mellom mai og juni ble det innveid 1245 tonn kvernet hageavfall fra Kraby. Vi antar at dette er en representativ produksjon av denne avfallstypen i kommunen.

5.5. Kloakkslam

Total produksjon av avvannet slam i 2018 var 471 tonn slam som har en TS tilnærmet lik 20 % [27]. Dette er materiale som leveres på Rambekk renseanlegg på Gjøvik. Her utråtnes slammet sammen med slam fra de øvrige GLT-kommunene og fra Lillehammer. Biogassen benyttes internt i anlegget til oppvarming, tørking og granulering av fiberresten fra utråtning. Overskuddvarme leveres ut på Eidsivas fjernvarmenett [27]. Granulatet leveres tilbake til jordbruket etter gjennomført kontroll basert på kravene i Gjødselfareforskriften. Det granulerte materialet har en TS på om lag 90 %.



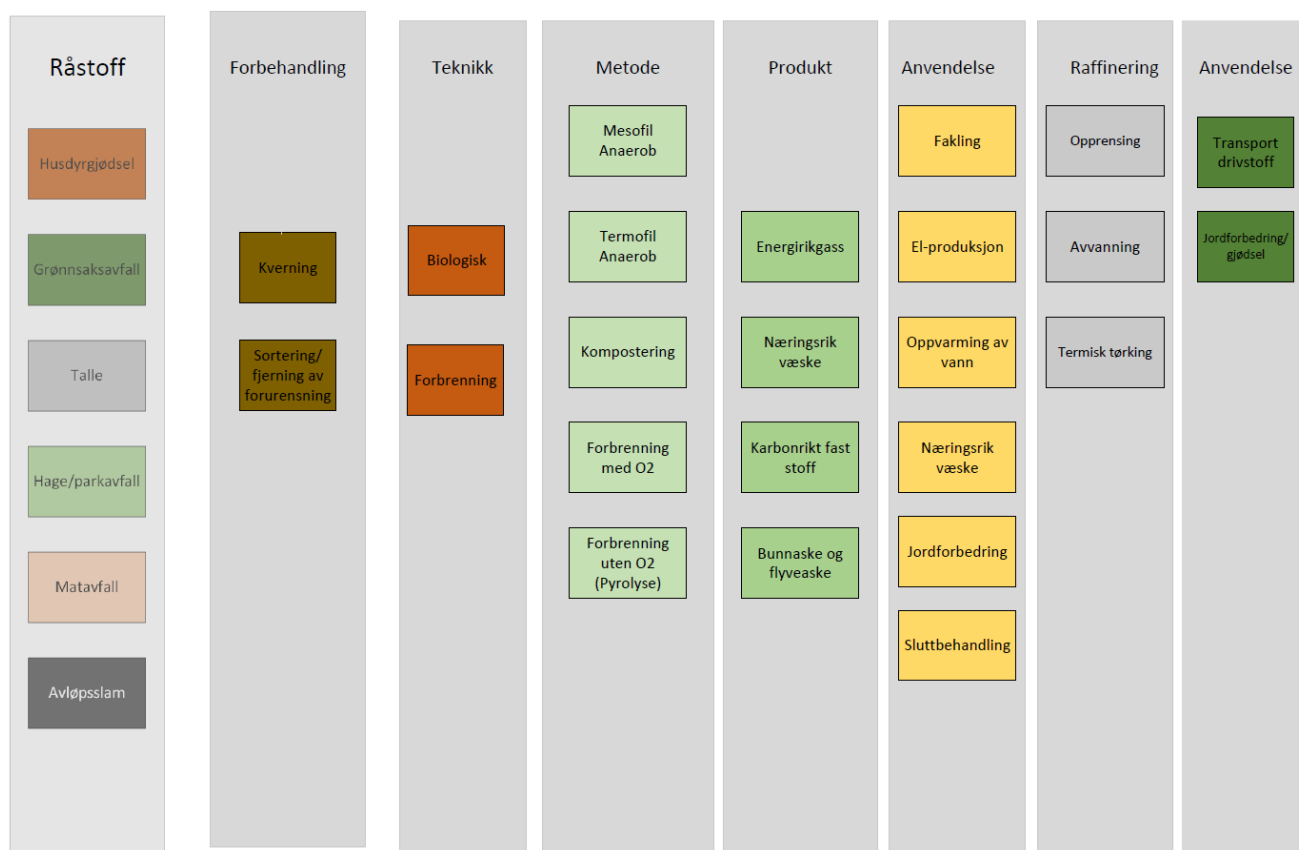
Figur 7. Mellomlager for slamgranulat (foto BB)

6. MULIGE VERDIKJEDER FOR ORGANISK MATERIALER I KOMMUNEN

De aktuelle organiske materialene som er tilgjengelige per i dag er begrenset til det som per avfallsforskriften er definert som næringsavfall. Det vil si avfall som er oppstått via en offentlig eller privat produksjon. Det innebærer at mulige prosjekt/prosjekter som kan materialiseres med hensyn på avfall fra landbruket må leveres på avfallsbesitters bekostning.

Et islett av husholdningsavfall kan være via hageavfall hvor husholdningen leverer til miljøstasjonen basert på betaling over renovasjonsgebyret. Virksomheter derimot betaler ved hver levering. Dette kan da bidra til en inntekt til driften utover det den enkelte avfallsbesitter betaler ved levering.

Flere av produsentene av blant annet grønnsaksavfall har egne tillatelser til å kompostere sitt organiske avfall som beskrevet i avsnitt 4.4. For de virksomhetene som også produserer talle så blandes dette inn sammen med grønnsaksavfallet og komposteres i en blanding. Den tørre fraksjonen i talle vil delvis fungere som struktur under omsetning til jordforbedringsmiddel. For husdyrgjødsel er det to hovedalternativer, da enten som substrat i en anaerob metode eller direkte som en næringsrik væske. Hage og parkavfall kvernes og kompostering i dag. Matavfall og avløpsslam er i dag del av en annen løsning som beskrevet i avsnitt 5.3 og 5.5.



Figur 8. Verdikjede - organisk avfall i ØTK

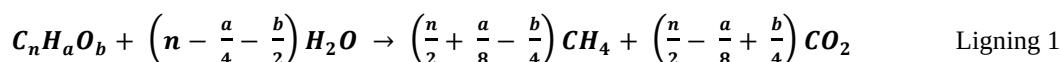
Sammenlignet med en biologisk teknikk hvor omsetingen er aerob vil en anaerob teknikk bidra til å redusere mengden karbon i form av CH₄ og CO₂ (se avsnitt 4.1). Fordelen med dette er relatert til håndtering etter behandling, men dette representerer også et tap av karbon som er jordforbedrende. I det videre arbeidet er det lagt vekt på biogass.

7. NOMINELL MENGDE BIOGASS TILGJENGELIG

7.1. Estimering av gasspotensiale

Predikering av mengde gass som produseres under en anaerob omsetning er en nøkkelparameter, både med hensyn på sluttproduktet som er en viktig energibærer, og også fordi omsetning av et fast organisk materiale til gassfase (se avsnitt 4.1) representerer en total reduksjon i behov for fysisk plass av fast stoff/væske.

Det er etablert ulike formler for å beregne et teoretisk CH₄ potensiale. Et uttrykk for beregning er satt opp nedenfor [28, side 591]:



Dette uttrykket forutsetter at alt organisk materiale omsettes til CH₄ og CO₂ under strengt anaerobe betingelser. Teoretisk CH₄ utbytte for noen substrater er inkludert i tabellen nedenfor. Av de eksemplene som er satt opp er det største utbytte fra omsetning av lipider.

Tabell 2. Teoretisk CH₄ - utbytte fra organisk materiale

Substrat	Molekylformel	CH ₄ utbytte (STP ¹ l/g VS)	CH ₄ (%)
Karbohydrater	(C ₆ H ₁₀ O ₅) _n	0,45	50
Proteiner	C ₅ H ₇ NO ₂	0,496	50
Lipider	C ₅₇ H ₁₀₄ O ₆	1,014	70
Etanol	C ₂ H ₆ O	0,73	75
Acetat	C ₂ H ₄ O ₂	0,373	50

¹ STP – standard trykk og temperatur

I henhold til ligning 1 er alt karbon tilgjengelig for omsetning til CH₄. Som det fremgår av Tabell 2 gir karbohydrater et CH₄ utbytte på 0,45 l per gram VS. Karbohydrater er en stor gruppe av mono, oligo og polysakkarider. I forbindelse med ernæring er fiber et viktig stikkord. Fellesnavn for denne gruppen av polysakkarider er lignocellulose. Dette er en viktig del av plantevev og inkluderer cellulose, hemicellulose og lignin. Sistnevnte er ikke nedbrytbar under anaerobe betingelser [28] og vil høre seg opp i det faste sluttproduktet som gjerne kalles fiberrest. Dampeksplasjon er et alternativ for å gjøre mer av plantematerialet tilgjengelig for omsetning under anaerobe betingelser (se avsnitt 11.2). Dette kan oppnås igjennom termisk hydrolyse.

Merlin og Boileau har i sitt arbeid beregnet CH₄ utbytte fra de tre hovedkildene av næringsstoffer. Nemlig karbohydrater, proteiner og fett. Fra karbohydrater (sukker) kan det oppnås 0,37 Nm³ CH₄ per kg sukker. Fra proteiner er utbyttet høyere: 0,51 Nm³ per kg. Fett gir det høyeste utbyttet på 1 Nm³ per kg fett [46].

Sammensetning av materialer som skal lastes inn i en reaktor er ikke sporbart på molekylnivå. Det er derfor testing i pilotskala i såkalte BMP-tester, som er fornuftig strategi for å måle metanpotensialet. I avsnitt 8 er det også henvist til beregninger via glødetap som gir et bilde av VOC (volatile organic carbon). Det er det flyktige karbonet som materialene består av som kan omsettes til CH₄ og CO₂.

8. REELL MENGDE BIOGASS TILGJENGELIG

8.1. Måling av metan potensialet

Som drøftet i avsnitt 4.1 er omsetning av organisk stoff til blant annet CH_4 en biologisk prosess som er avhengig av et samvirke mellom flere biologiske prosesser/organismer. I løpet av åtte trinn er prosessen frem til produksjon av CH_4 beskrevet. Bestemmelse av gasspotensialet gjennomføres i lab skala ved at prøvemateriale av organiske materiale inoculeres i lukkede vialer og inkuberes ved en konstant temperatur. Måling av mengde gass som utvikles kan gjennomføres eksperiment på tre ulike måter [28]:

- Volumetrisk metode
- Manometrisk metode
- Gass kromatografisk metode

Indirekte kan måling av VS (volatile solids) via glødetap være en enkel måte å bestemme hvor mye karbon som er tilgjengelig for omsetning til CH_4 . Motsatsen til glødetapet er gløderest som også kalles askeresten. Relatert til diskusjonen i avsnitt 7.1 kan dette også kalles fiberresten.

I tillegg til organisk materiale kreves næringsstoffer, som fosfor og nitrogen, og sporstoffer (Fe, Zn, Ni, Co, Mo, W) for en effektiv omsetning av organisk stoff under anaerobe forhold. Det er anbefalt et C/N forhold på mellom 20/1 og 30/1 for en prosess som skal fungere optimalt [29]. Et C/N forhold på minst 25/1 er anslått som essensielt for en bærekraftig omsetning av organisk materiale [46]. Denitrifikasjon som beskrevet i trinn 2 representerer et direkte tap av nitrogen. Et annet svært viktig moment er pH som bør være mellom 6,5 og 7,5. For de videre beregningene forutsettes at disse faktorene ikke er begrensende.

8.2. Husdyrgjødsel

8.2.1. Storfegjødsel

I følge telling var det 8426 storfe registrert i kommunen i 2018 ². Basert på fire ulike publikasjoner er det etablert en snittproduksjon av gjødsel fra de ulike dyregruppene [21, 22, 23, 24]. Dette gir en totalproduksjon på 177329 m³ vått produkt. Snitt for vanninnhold er hentet fra de samme arbeidene. Dette gav et tørrstoffinnhold på 8,2 % fra melkekyr, 10,3 % fra ammekyr og 6 % fra øvrig storfe. Det er valgt å sette tettheten til gjødsel til 1 kg/l. Dette gav en total produksjon tørr gjødsel på 12094 tonn. Det er videre valgt å sette tonn VS³ lik tonn TS. Basert på en produksjon av et CH_4 -utbytte på 220 m³/tonn VS [29], gav dette en totalproduksjon på 2,7_{XE}⁶ CH_4 /år fra storfe i kommunen. Dette forutsetter at all produksjon er tilgjengelig i et sentralt produksjonsanlegg. Det ble i stortingsmelding nr 39 fra 2008-2009 målsatt at 30 % av all husdyrgjødsel skulle inn i et biogassanlegg for produksjon av biogass. Hvis vi forutsetter at produksjonsprosessen og drift er uavhengig av mengden gjødsel inn i anlegget, vil dette representere en tilgjengelig mengde på om lag 800000 m³ CH_4 /år fra storfe. Basert på en energimengde på 10 kWh/Nm³ gir dette en energimengde på 8 GWh. I arbeidet til Østfoldforskning⁴ er total energimengde beregnet til 5,7 GWh [30]. Årsaken til avviket kan skyldes antagelsen om at alt tørt materiale er karbon som kan omsettes til CH_4 . I tidligere mulighetsstudier er VS satt lik 80 % av TS, med et potensiale for produksjon av CH_4 på 213 m⁴ CH_4 /tonn TS [23]. Med en slik innsats gir dette, ut i fra de mengdene som er benyttet, en

² Fra styringssgruppen

³ VS=TS representerer en overestimert av VS

⁴ Rapporten er vedlagt (vedlegg 1)

energimengde på 6,2 GWh, noe som er vesentlig nærmere den teoretiske energimengden regnet fram av Østfoldforskning.

8.2.2. Sau og geit

Det er 14483 sau, lam og geiter i kommunen. Total mengde tørrstoff fra produksjonen er beregnet til 1673 tonn. I hvilken grad gjødselproduksjonen fra disse dyrene er tilgjengelig for produksjon av biogass er ikke etterspurt. Det er imidlertid sannsynlig at mye gjødsel blir lagt igjen ved beiting utendørs. Hvis man fortsatt antar at 30 % er tilgjengelig for et sentralt biogassanlegg innebærer dette totalt 502 tonn per år fortsatt. Denne mengden representerer tørt materiale, men det antas at dette også er VS som innebærer at alt karbonet kan omsettes til CH₄. Dette gir totalt 110000 m³ CH₄ som innebærer en energimengde på 1 GWh. Østfoldforskning har kommet fram til 0,8 GWh.

8.2.3. Gris

Totalt antall gris inkludert råner og smågriser er 10489. Totalt antall smågris representerer 3534. Gjødselproduksjonen fra disse er ikke tatt med i denne rapporten. Hvis vi fortsatt antar at alt tørt materiale kan omsettes til CH₄ (TS=VS), og med 30 % tilgjengelighet, så innebærer dette en energimengde på 2 GWh. Østfoldforskning har i sin modell kommet fram til 1,6 GWh.

8.2.4. Høner

Det er registrert 136000 fjærkre i kommunen. I henhold til Hamilton er det mulig å anta at VS er 61 % av mengden tørt materiale [32]. Med fortsatt 30 % tilgjengelighet innebærer dette at mengden CH₄ som kan produseres er 680000 m³ CH₄. Dette gir en energiproduksjon på 6,8 GWh.

8.2.5. Hest

Det er registrert totalt 310 hester og hjort i kommunen. Det er antatt at gjødsel fra disse inngår i mengden talle.

8.3. **Grønnsaksavfall**

8.3.1. Løkavfall

Det produseres 1350 m³ med løkavfall som i dag gjennomgår en aerob biologisk omsetning. I henhold til Kallel et al. er bulk tettheten 0,91 tonn/m³ [31]. Det innebærer at tilgjengelig mengde løkavfall er 1228 tonn. Basert på tilbakemelding fra styringsgruppen for prosjektet ble denne nedjustert til 0,8.

Det er gjennomført en studie med blanding av løkavfall og husdyrgjødsel. I dette arbeidet ble det dokumentert en dobling av gassmengden i kombinasjon med husdyrgjødsel. Etter 40 dager i reaktor hvor det ble tilført 1355 g med gjødsel fra ku ble det produsert om lag 210 liter med CH₄. Tilført 581 g med løkavfall økte gassproduksjonen til om lag 440 liter innenfor samme tidsrom. Det vil si en dobling av gassmengden [17]. Uten å vurdere behovet for en sammensatt «meny» i reaktoren, vil CH₄ potensialet for løkavfall være 0,4 l CH₄ /g løkavfall i en behandlingstid på 40 dager. Eksklusiv andre næringsstoffer vil den produserte avfallsmengden løk i kommunen bidra til en produksjon på 491200 m³ CH₄/40 dager. Hvis man antar at SRT settes til 25 dager og videre antar at utviklingen følger en lineær kurvatur så vil løkavfallet produsere 307000 m³/år.

Hamilton definerer grønnsaksavfall som biprodukter i en anaerob prosessering av husdyrgjødsel. Blant annet havrefrø og potetskrell inneholdt om lag 95 % VS pr tørt materiale (TS) [32]. I henhold til Kallel et al. er TS i løkavfall 97 % [31]. Med disse forutsetningene er tilgjengelig VS i løkavfallet som generes årlig 1132 tonn. Spesifikk CH_4 utbytte for potetskrell er 0,27 l/g VS [32]. Dette gir et CH_4 potensiale på 305640 m^3 , basert på den årlige mengden med løkavfall og forutsatt at løkavfall og potetskrell har tilsvarende potensiale i en anaerob prosess. Antas at SRT i reaktoren er 25 dager, er mengden gass produsert årlig fra løkavfallet sammenlignbart med utråtning av potetskrell.

Mjøslab IKS har gjennomført målinger av TS og glødetap på løkavfall som oppstår i kommunen. TS ble målt til 26,4 % mens glødetapet ble målt til 25,7 %. I henhold til Roar Linjordet kan BMP settes til 377 ml/g VS [33]. Med samme forutsetning at kun 30 % er tilgjengelig for utråtning, kan det produseres 0,3 GWh eller 300000 kWh. Østfoldforskning har lagt til grunn at alt løkavfall er tilgjengelig for utråtning og har oppgitt en energimengde på 1 GWh i sin beregning.

8.3.2. Kålavfall

På samme måte som med løkavfall er også kålavfall et materiale som må betraktes som et biprodukt i en utråtning sammen med husdyrgjødsel. Det er en årlig produksjon av 500 m^3 i kommunen. Hvis det antas samme bulk tetthet som i løkavfall, er mengden kålavfall som produseres i kommunen 400 tonn. I henhold til Lay et al. var, av fire vegetabilier som gulrot, ris, poteter og kål, metapotensialet lavest i kål. Det biokjemiske metanpotensialet (BMP) i kålavfall er oppgitt til 96 ml/gVS [34]. Tørrestoffinnholdet i kålavfall er antatt å være om lag 10 %. I følge Hamilton er VS-innholdet i organisk grønnsaksavfall om lag 90 % av TS. Med alt kålavfall som produseres i kommunen tilgjengelig for utråtning så er estimert CH_4 mengde 3456 $\text{m}^3/\text{år}$. Antar vi at kun 30 % er tilgjengelig for utråtning representerer dette 1037 $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{år}$ eller 0,010 GWh.

8.3.3. Gulrotavfall

Det produseres årlig 100 m^3 med gulrotavfall i kommunen. Hvis vi antar at bulk tettheten er tilsvarende løkavfall, vil dette innebære en produsert mengde på 91 tonn. Det er oppgitt varierende BMP. I henhold til Liotta er BMP så høyt som 460 ml/g VS mens ifølge Lay et al. er BMP 269 ml/g VS [35,34]. Med et VS innhold på 11,4 % og en BMP på 460 ml/gVS vil alt gulrotavfallet produsere 4772 $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{år}$ [35]. Reduseres BMP til 269 ml/g VS vil gulrotavfallet kunne bidra med 2791 $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{år}$.

Det er valgt å bruke en konservativ tilnærming i beregningene. Det velges derfor å bruke den laveste BMP verdien. Med dette utgangspunktet er utbyttet så lavt som 7000 kWh.

8.4. Talle

Talle er en fraksjon avfall fra husdyrproduksjon som ikke er entydig definert. Grovt sett består den av urin og fekalier i tillegg til en tørrfraksjon (absorbent). Det er sagflis og halm som er mest brukt som absorbent. Bruken av absorbent er relatert til dyrevelferd. Det er varierende bruk av absorbent. Forbruk av sagflis er mellom 70 til 100 kg/hest/uke, mens for ku er det oppgitt en mengde på 2 kg absorbent pr døgn [36]. I følge styringsgruppen for prosjektet er totalproduksjon av talle i kommunen 6030 m^3 .

Dette materialet antas å ha en høy tetthet. Etter samtale med en produsent ble denne satt til 0,7 tonn/m^3 . Det vil si at tilgjengelig nominell mengde er 4221 tonn vått materiale. Dette er en

betydelig mengde med organisk materiale og er den største mengden i tillegg til husdyrgjødsel i kommunen.

I følge Møller et al. har halm et høyere CH_4 utbytte enn både gjødsel i seg selv og avvannet gjødsel, på grunn av høyere VS innhold. Derfor vil bruk av halm som absorbent i fjøset øke utbytte av CH_4 med om lag 10 %. Uten mekanisk forbehandling ble det målt en CH_4 produksjon på om lag 100 l/kg VS [37].

Fra fjørfeproduksjon er det fra en miks av avføring, fjær og absorbent publisert data som tilsier et CH_4 - potensiale på 99 m^3 /tonn vått materiale eller 0,25 l CH_4 /g VS [32]. Antas at det er det samme potensiale i talle produsert på Toten tilsvarer dette 600000 m^3 .

I håndbok i etablering og gårdsbaserte biogassanlegg er det i stedet for å fokusere på volum CH_4 produsert, satt opp en direkte tilknytning til energimengde. For eksempel er sauetalle gitt ett energiinnhold på 1960 kWh/tonn TS [38]. Hvis vi antar at energiinnholdet i 1 Nm^3 CH_4 er 10 kWh så vil mengden CH_4 som kan produseres fra sautalle være 196 Nm^3 /tonn TS. I henhold til Hamilton er TS i fjørfetalle 66 % [32]. Antas at dette gjelder også andre typer talle vil den oppgitte produksjonen i kommunen representere om lag 827316 Nm^3 med CH_4 .

Basert på et snitt av fire forskjellige produkter av talle er CH_4 er potensialet lik 425645 m^3 . Leveres 30 % av mengden talle til et sentralt biogassanlegg representerer dette en energimengde på 1,3 GWh. Østfoldforskning opperer med et energipotensiale på 1,4 GWh.

8.5. Matavfall

I avsnitt 5.3 er mengden matavfall som samles inn og transporteres til Mjøsanlegget AS satt opp. Totalt 1114 tonn matavfall produseres i kommunen inkludert løsninger med hjemmekompostering/gjødselkjeller. I henhold til Modahl et al. er TS i matavfall 33 %. De har videre i sin modell henvist til en VS på 85 % av TS. Det er videre oppgitt en CH_4 -mengde på 461 Nm^3 /tonn VS [39]. Total mengde tørt matavfall produsert i året er 367,6 tonn. Av dette er 312,5 tonn VS. Med disse forutsetningene gir dette en total mengde CH_4 produsert lik 144062 Nm^3 /år. Omregnet til energi innebærer dette 1,4 GWh.

8.6. Kloakkslam

Det produseres i snitt 471 tonn slam i året med TS på 20 % i kommunen. I følge Ødegaard er varmeverdien for slam 2.1 kWh/kg TS [40]. I henhold til praktisk veileder er energimengden i 1 Nm^3 med CH_4 10 kWh/ Nm^3 [29]. Total mengde tørt slam produsert er 94,2 tonn. Dette gir 19782 Nm^3 CH_4 /år eller 0,2 GWh.

8.7. Hageavfall

Mengden hageavfall som genereres i kommunen er antatt å være 1245 tonn basert på tall fra vektrapporter etter kverning. I motsetning til de øvrige materialene er det mulig å anta at alt hageavfall kan brukes til å produsere CH_4 . Basert på måling av glødetap av hageavfalls-kompost er det antatt at innholdet av VS er lik 32,3 %. Det er videre antatt at CH_4 -potensialet i hageavfall kan sammenlignes med maisgras. Dette gir en CH_4 produksjon på 180 m^3 per tonn VS. Alt hageavfallet som leveres på Miljøstasjonen på Kraby kan i prinsippet benyttes i et utråtningsanlegg. Dette vil gi en energimengde som tilsvarer 0,7 GWh. Imidlertid er det mer nærliggende å vurdere pyrolyse (se avsnitt 16.2). Alternativt status quo.

8.8. Konklusjon

Det er i beregningene gjennomført i dette kapittelet antatt at 30 % av det organiske avfallet er tilgjengelig for produksjon i et sentralt biogassanlegg. Dette gjelder ikke hageavfall hvor det er antatt at alt som leveres inn på Miljøstasjonen kan inngå i produksjon av CH₄. Potensialet i matavfall og kloakkslam er også vurdert, men disse fraksjonene er inkludert i andre miljømessige gode løsninger. Dette kun for å vurdere potensialet fra disse mengdene som produseres i kommunen. Eksklusiv bruk av matavfall og slam er den totale energimengden som er antatt tilgjengelig 19,5 GWh. Østfoldforskning har i sine beregninger kommet frem til at energimengden tilgjengelig er 17 GWh (se avsnitt 13.3 og vedlegg 1). Avviket på +15 % kan skyldes blant annet å sette TS lik VS for noen materialer, og størrelsen på BMP som er benyttet i beregningene i dette dokumentet. En annen forskjell er at Østfoldforskning har lagt til grunn at 100 % av grønnsaksavfallet skal utrånes. I denne beregningen er det konsekvent brukt 30 % tilgjengelighet. Hvis mengden hageavfall inkluderes i beregningen er den totale produksjon av energi 20,2 GWh.

Selv om flere av varene som er inkludert i beregningene er basert på praktisk målte VS-nivåer, vil det være avvik fra hva som fremkommer av CH₄ utbytte og hva som kan oppnås i et reelt anlegg. Dette skyldes blant annet:

- Organisk materiale benyttes til å syntetisere nytt cellemateriale i reaktoren (anabolisme: 5 til 10 %)
- Tap av organisk materiale via effluent (5-10 %)
- Lignin brytes ikke ned anaerobt
- Organisk materiale utilgjengelig på grunn av sterk binding til partikler
- Begrensning på grunn av ubalansert næring (se avsnitt 8.2)

9. REELL MENGDE ORGANISK MATERIALE TILGJENGELIG

9.1. Grunnlag

Det ble i stortingsmelding nr 39 fra 2008-2009 målsatt at 30 % av all husdyrgjødsel skulle inn i et biogassanlegg for produksjon av biogass. Derfor ble det i forrige avsnitt antatt en tilførsel av maks 30 %, både for grønsaksavfall, talle og husdyrgjødsel. Så lenge dyr går på beite deler av sommeren vil det sannsynligvis ikke være praktisk mulig at organisk materiale fra et helt års produksjon er tilgjengelig for en råtnetank produksjon. Mengder og kapasitet i et anlegg er også et viktig moment som må betraktes. Derfor er 30 % av totalproduksjon et nøkternt grunnlag.

Et annet viktig moment er de produsentene som har sine tillatelser til å behandle sitt organiske avfall lokalt. Hvor villig vil man kunne være til å overse konsesjonen og eventuelt betale for å levere sitt grønsaksavfall til et sentralt biogassanlegg. Dette vil det være nødvendig å utrede for å etablere det nødvendige investeringsgrunnlaget for et sentralt anlegg.

I motsetning til en aerob prosess (kompostering) er en utråtning en omsetning som må ha tilførsel av energi utenfra (endoterm) (se avsnitt 11.1). På grunn av den ugunstige energisituasjonen er også igangkjøring av en anaerob prosess med produksjon av utnyttbare mengder CH₄ tidkrevende. Dette betyr at materialer som produseres som funksjon av sesong må mellomlagres slik at et eventuelt biogassanlegg kan opprettholde en drift over hele året. Det betyr at man unngår å måtte restarte anlegget for eksempel på høsten når dyrene er innendørs, og sesongen for grønnsaker er over og avfallet er tilgjengelig.

Mellomlagring av husdyrgjødsel gjøres i dag i egne gjødseltanker som kan være både åpne og lukkede. Når produksjonen av et utråtningsanlegg kommer i gang er det også nødvendig å ha mellomlager for fiberresten. Dette er tenkt skal foregå hos de produsentene som skal bruke biogjødsel på sine enheter.

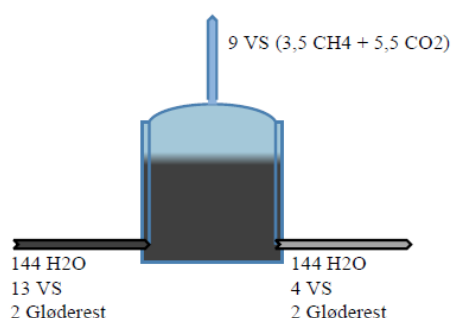
10. PRODUKSJON AV FIBERREST

10.1. Grunnlag

Basert på de forutsetningene som er lagt til grunn for beregning av utbytte av CH_4 i avsnitt 8 tilsvarer dette en årlig mengde på 80802 tonn med organisk materiale. Av dette er 69842 tonn vann. Dette gir en TS i massen på 13,6 %. En våt prosess bør ha en TS som er mindre enn 10 % [28]. Dette innebærer at det må tilføres vann til massen som skal utråtnes. Totalt må det tilføres 50000 tonn med vann for å komme ned på 8,4 % TS. Dette innebærer at anleggets totale kapasitet mengdemessig må være 130802 tonn/år. Lokale anlegg for behandling av matavfall (se avsnitt 15) arbeider med et TS innhold i føden inn i råtnetanken på 10 %. I henhold til Merlin et al. er 90 % fuktighet en ideell føde inn i en råtnetank [46]. Dette vil redusere vannmengden til 28500 m^3 og ha betydning både for størrelsen på anlegget og mengden restprodukt (fiberrest) som skal håndteres i ettertid. Den totale kapasiteten på anlegget reduseres tilsvarende til 110000 tonn ($\approx 110000 \text{ m}^3$).

10.2. Restprodukter

I tillegg til biogass vil det produseres en væske/faststoff blanding (fiberrest). I utgangspunktet skal alt karbon som er inkludert i VS kunne omsettes til biogass. Imidlertid vil omsetningsgraden være en funksjon av retensjonstid fast stoff (se avsnitt 11.5). Massebalanse for et hypotetisk anlegg med en definert reaktorinput er vist i figuren nedenfor [28].



Figur 9. Massebalanse i en hypotetisk råtnetank

Som det fremgår av massebalansen så omsettes 70 % av VS (glødetap) til biogass. Av om lag 11000 tonn TS er 8500 tonn VS i dette aktuelle prosjektet. Med utgangspunkt i det hypotetiske anlegget er restmengden VS som oppkonsentreres i fiberresten 2550 tonn. Dette betyr at total mengde fiberrest som må håndteres videre er 100892 tonn, som tilsvarer om lag 100000 m^3 . Askeresten i føden inn i et mulig biogassanlegg på Toten er 2466 tonn. Inkludert ikke omsatt VS tilsvarer dette 5016 tonn. Fiberresten vil under disse betingelsene i utgangspunktet ha en TS på om lag 5 %.

Fiberresten er en viktig kilde til resirkulering av næringsstoffer. De lokale prosjektene som er beskrevet i avsnitt 15 tilbakefører all produsert fiberrest. I henhold til produksjonen på anlegget på Lillehammer har fiberresten en sammensetning som tilsvarer N/P/K sammensetningen i fullgjødsel [61]. Hvilken sammensetning av næringsstoffer som kan oppnås på blandingen fra prosjektet på Toten, hvor både grønnsaksavfall og talle sammen med tradisjonell husdyrgjødsel er inkludert i råvaren, må testes ut i en egen studie. Det antas derfor i det videre arbeidet at kvaliteten er tilsvarende det som oppnås ved andre prosjekter i Mjøsregionen.

10.3. Spreddeareal

Kvaliteten på fiberresten kombinert med tungmetallinnholdet i jorda er viktige parametere som vil legge begrensninger på hvor mye som kan spres på et areal. I §10 under kapittel 3 i gjødselvarereforskriften er kvalitetsskrav til innholdet av tungmetaller satt opp [41].

Kvalitetskravene er delt inn i fire nivåer. Nivå 4 er den kvaliteten som inneholder høyest konsentrasjon av elementer og dermed er mest begrenset med hensyn til mengde som kan tilføres jorda. Klasse 0 er den kvaliteten som inneholder færrest begrensninger.

I §22 er det satt krav til at gjødselvarer produsert i henhold til forskriften må inngå i en gjødselplan. I den forbindelse vil gjødselverdi, for å unngå overgjødning som kan bidra til i dannelsen av N_2O være viktig å følge opp. Av kravet til gjødselplan følger også krav til tidspunkt for spredning av materialet. Dette tidsvinduet er åpent fra 15.februar til 1.november, med et tillegg om ikke snø eller frossen mark. I Innlandet vil åpningen av vinduet bli noe mer begrenset på grunn av snø og is.

I §26 er krav til jordkvaliteten (bakgrunnsverdier) for å kunne påføre gjødselvarer i kvalitetsklasse 1 og II satt opp. Bortsett i fra for Cr er kravene strengere enn det som er definert som normverdi i forurensningsforskriften [42]. Normverdien er en grense for hva som kan betraktes som "ren" jord. Det innebærer at på dette punktet er gjødselvarereforskriften strengere enn forurensningsforskriften. Konsekvensene for tilbakeføring av fiberrest til jorda er at mengdene som skal resirkuleres ikke vil samsvare med de faktiske mengdene som kan tilbakeføres. Det er trolig at kvaliteten på fiberresten som produseres på et sentralanlegg kan være i klasse I. Det betyr at 4 tonn TS per dekar og 10 år kan tilbakeføres forutsatt at jordkvaliteten er i henhold til kravene i §26. Tilsvarende gjelder for klasse II hvor mengden er halvert. I henhold til Kleven er et utgangspunkt for mengde bioresett som kan spres satt til 3 tonn/dekar [60]. Det ble ikke presisert i presentasjonen, men det antas at mengden er basert på tørt materiale.

I § 10 punkt 6 i forskrift om gjødselvarer er det foruten krav til innhold av tungmetaller også satt krav til innhold av fremmedlegemer. Totalinnholdet av plast, glass eller metallbiter større enn 4 mm skal ikke utgjøre mer enn 0,5 % (w/w) av TS. Imidlertid er ikke denne grensen relatert til en av kvalitetssklassene. Mikroplast derimot er definert som plastpartikler med størrelse mindre enn 5 mm [43]. Dette innebærer at bare en mindre del av forurensning som er innenfor definisjonen av mikroplast faktisk vil inkluderes i kravet til dokumentasjon av fremmedlegemer i gjødselvarereforskriften.

I Figur 10 er det illustrert påviselig mikroplast i fiberrest fra et utråtningsanlegg for matavfall hvor massen er filtrert igjennom et filter med lysåpning på 2 mm. En viktig kilde til mikroplast i denne massen er sannsynligvis plastemballasjen som benyttes som for kildesortert matavfall i husholdningen (grønne poser). Feilsortering er også en mulig kilde.

I arbeidet til Sundt et al. er landbruk satt opp som en mulig kilde til spredning av mikroplast [43]. Her er spesielt plastfilm som benyttes i grønnsaksproduksjon trukket fram. Av råstoffene som er vurdert inn i et mulig sentralt biogassanlegg i kommunen kan mikroplast være en forurensning som kan tilføres både via talle og ikke minst grønnsaksavfall. I og med at plastpartikler vil måtte regnes som inert karbon igjennom en fordøyelseskanal kan også husdyrgjødsel være en kilde. Imidlertid kan man anta at grønnsaker og talle er en større bidragsyter. Håndtering av plast i disse fraksjonene er også inkludert som en del av utfordringer i en forbehandling (se avsnitt 11.2)



Figur 10. Plastpartikler i fiberrest etter siling med lysåpning 2 mm [44]

Uavhengig av en mulig forurensing via mikroplast: hvis vi antar at fiberresten holder en kvalitet som tilsvarer klasse I i henhold til gjødselveforskriften, innebærer dette at det kan spres 0,4 tonn TS /dekar og år. Ut i fra produksjonen i et sentralt anlegg er det sannsynlig at TS på fiberresten er 5 % (se avsnitt 10.2). Mengden produsert fiberrest er antatt å være om lag 100000 tonn, som omregnet til TS tilsvarer 5000 tonn per år. Denne produksjonen vil kreve et årlig spredeareal på 12500 dekar. I henhold til epost fra Willerud i kommunen skal det være tilgjengelig areal blant annet til bruk på kornarealer [45].

11. SENTRALANLEGG FOR PRODUKSJON AV BIOGASS

11.1. Prosess og design

En regulert anaerob omsetning av organisk materiale har en lang historie. Blant annet brukte Assyriene biogass til oppvarming av vann. 30 millioner biogasstanker er installert i Kina, og av disse er 6 millioner etablert i perioden fra 2000 til 2005 [46]. Dette er lavtekniske anlegg som baserer seg på bruk av husholdningsavfall og gjødsel, og som gir billig energi i form av biogass til husholdningen.

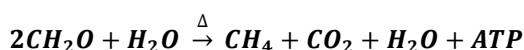
I et sentralt anlegg for omsetning av organisk stoff til CH₄ må trinnene som inngår i den biokjemiske prosessen beskrevet i avsnitt 4.1 industrialiseres. Denne mulighetsstudien skal ikke gå i detaljer med hensyn på prosess/design av anlegg. Imidlertid er det viktig å poengtere noen viktige prosessparametere som vil påvirke designet [47, side 568]:

- Retensjonstid fast stoff (SRT) (d)
- Hydraulisk retensjonstid (HRT) (d)
- Fluks VS inn i prosessen (kg VS/m³d)
- Produksjon av fast stoff (kg SS/m³d)
- Gass produksjon (Nm³ CH₄/d)
- Tank konfigurasjon
- Mikse system
- Oppvarmingssystem

I motsetning til kompostering med en effektiv omsetning i katabolismen, vil en anaerob prosess ikke produsere tilstrekkelig med energi, men kreve tilførsel av varme for å unngå å "dø ut". Dette er vist i ligningene nedenfor. Dette innebærer at deler av den produserte mengden biogass må brukes for å holde liv i omsetningen. I henhold til Morken et al. kreves om lag 29 kWh/m³ gjødsel for å heve temperaturen på substratet fra 10°C til 35 °C [29]. I mulighetsstudien fra Midt-Gudbrandsdalen er det lagt inn at 3 % av energien som produseres skal benyttes internt, som i det tilfellet representerte 732 MWh/år [23].



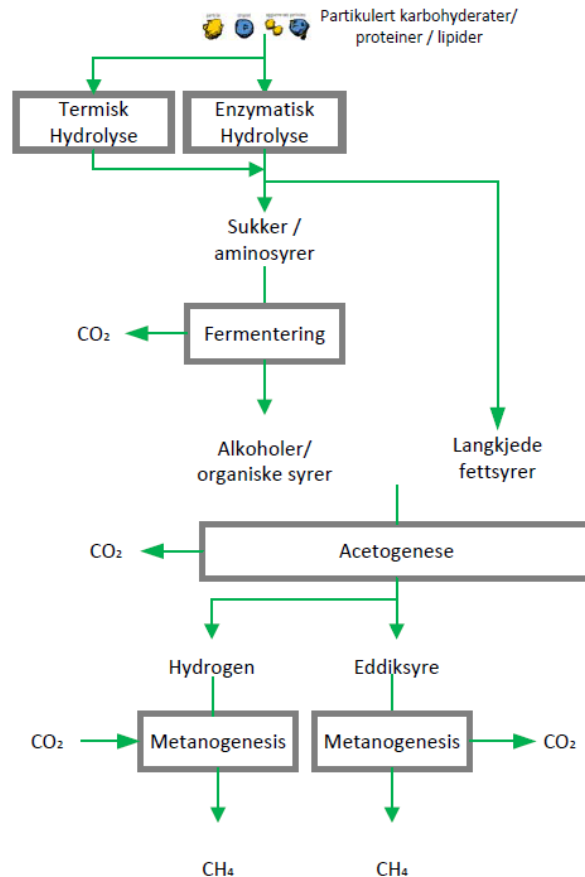
Ligning 2



Ligning 3

Generelt har mikroorganismene som produserer CH₄ (*Archae*) en fordoblingstid på 9 dager [47, side 573]. Derfor vil nominell retensjonstiden av fast stoff kunne være opp i mot 40 dager i en anaerob reaktor. De åtte deltrinnene som beskriver omsetning av karbon fra et enkelt organisk stoff til ulike oksidasjonsnivåer er beskrevet i avsnitt 4.1. Satt inn i en biologisk sammenheng er utviklingen fram mot CH₄ delt inn i følgende deltrinn (Figur 11).

Som det fremgår av figuren er utvekslingen av gass fordelt på ulike biologiske deltrinn. Foruten CH₄ er det også en emisjon av CO₂. Imidlertid er dette en gass som også inngår som reaktant i fram mot produktet. Sammenlignet med de andre deltrinnene er dette faktisk en autotrof omsetning i og med at CO₂ er den eneste karbonkilden .



Figur 11. Heterotrof vekst under anaerobe betingelser

11.2. Forbehandling

Et anaerobt behandlingsanlegg kan driftes som en tørr eller en våt prosess. Hvor mye vann som følger det organiske materialet vil være utgangspunkt for valg av løsning. I henhold til Jansen har en tørr prosess en TS > 25 % mens en våt prosess har en TS < 10 % [28]. Studier med blant annet tørket materiale av slam har vist at den anaerobe omsetningen stanser opp når TS øker over 56 % [34]. I veileder fra NMBU er fast fase reaktor relatert til en TS på 20 til 30 % i avfallet [29].

I beregningen presentert i avsnitt 8 er det lagt opptil en blanding mellom husdyrgjødsel, grønnsaksavfall og talle. I beregningen er det benyttet en TS på 66 % på talle [32]. Utnyttelse av 30 % vått materiale av talle vil tilføre reaktoren 1266 tonn masse. Av dette er 431 tonn vann. Gjødsel fra fjærkre er også en relativt tørr fraksjon. Totalt 6887 tonn vått materiale med en antatt TS på 66 % skal behandles. Av dette er det 2341 tonn vann som følger avfallet. På grunn av den lave konsentrasjonen av vann er dette et substrat som må blandes med et avfall som inneholder mer vann. Ved å blande inn husdyrgjødsel med de antatte mengdene som ligger til grunn for beregningen i avsnitt 8, reduseres TS vesentlig. En innblanding med utgangspunkt i den årlige produserte mengden gir en masse med en TS på 13 %. Ved å tilsette ytterligere 28500 m³ med vann kommer TS ned på 10 %. Dette er en blanding som kan håndteres direkte i reaktor. Dette forutsetter en jamn tilførsel over året (se avsnitt 9.1).

I og med at det ikke skal leveres matavfall fra kildesoreringsløsning er det sannsynlig at graden av forurensning vil være mindre enn i et anlegg som mottar våtorganisk avfall fra

kildesortering. Dette kan bety at en eventuell avfallsfraksjon fra forbehandlingen vil innebære en mindre belastning nedstrøms anlegget. Imidlertid er det tenkelig at talle og grønnsaker kan bidra med sand, grus og jord som må sorteres ut. Dette må derfor sorteres ut i starten av prosessen. Dette kan sannsynligvis gjennomføres med gravitasjon i form av sedimentering. Spesielt viktig er det å fjerne stein og sand som mekanisk kan belaste de påfølgende trinnene i prosessen. Tilsetning av vann og separasjon av forurensninger kan gjøres i en «pulper» [28, side 608]. Talle kan inneholde plast. Dette kan tas ut med å bruke flotasjon og skimmes av toppen. Materialer som ikke holdes flytende vil felle ut og kan tappes av i bunnen. I hvor stor grad en plastfraksjon som tas av i en flotasjon kan inngå i en gjenvinningsordning er uklart og må testes i praksis. Avfallsfraksjonen som tappes av etter sedimentering vil sannsynligvis være definert som uorganisk, men må håndteres i henhold til avfallsforskriften.

11.3. Hygienisering og termisk hydrolyse

Bruk av både plantemateriale og talle inn i anlegget vil medføre et krav om hygienisering. Dette for å redusere sannsynligheten for spredning av plantesykdommer. For å oppnå en effektiv hygienisering må også krav om partikkelstørrelse etterkommes, det vil si maks 50 mm. Kravet til partikkelstørrelse medfører bruk av en shredder for å etterkomme kravet. Hygienisering vil være en del av forbehandlingen av materialet. Temperaturkravet er 70 °C med en oppholdstid på 60 minutter.

Det er pågående et arbeid i Vitenskapskomiteen [48] som kan innebære en endring som tilsier at hygieniseringen vil innebære et krav om en temperatur på 133 °C i minst 20 minutter og et trykk på 3 bar. Dette innebærer at et sentralt anlegg bør etablere en termisk hydrolyse som en mulighet for å inneha en nødvendig fleksibilitet, og en føre-var holdning til eventuelle nye materialer inn i et eventuelt sentralanlegg.

All biologisk heterotrof vekst innledes med en hydrolyse. I en mesofil prosess er den katalysert av enzymer som kan være lipaser for nedbrytning av fett til fettsyrer eller proteaser for å bryte ned proteiner til aminosyrer. Hydrolysetrinnet kan oppfattes som det hastighetsbestemmende trinnet under nedbrytning av materialet som skal utråtnes [46]. Ved å tilføre termisk energi vil dette være med å bidra til en termisk hydrolyse som kan akkselerere opp det første trinnet i nedbrytning av det organiske materialet. Næringen til mikroorganismene "kokes". En annen fordel med dette er at det som skal tilføres reaktorene er sterilt. Det bidrar til å redusere tilførsel av mikroorganismer som kan forstyrre den videre prosessen.

En tredje fordel som oppnås med å gjøre en termisk hydrolyse under et definert trykk er muligheten for å spalte karbohydrater slik at man tilgjengeliggjør cellulose og hemicellulose fra lignocellulose, og dermed frigjør disse og lignin [46]. Sistnevnte er ikke nedbrytbar under anaerobe betingelser, men vil oppkonsentreres i råtneresten og vil under tilbakeføring til jorda representere en viktig C-kilde for jorda. Dampeksplasjon er testet som en metode for å frigjøre og også tilgjengeliggjøre lignin for nedbrytning under anaerobe forhold. Dette er imidlertid gjennomført ved høyere temperaturer enn 133 °C. Det ble oppnådd en omsetning til litt under 70 % av CH₄ produksjonen som oppnås fra ren cellulose fra bjørkeflis ved behandling ved 180 °C i 10 minutter [49].

Et temperaturområde mellom 120 og 180 °C kombinert med en rask endring i trykk er antydnet som et alternativ for å bryte ned cellestrukturer og dermed tilgjengeliggjøre mer karbon under utråtning. Her er Cambi-prosessen nevnt som et alternativ [29]. Dampeksplasjon er også inkludert som et alternativ i håndbok i etablering og drift av gårdsbaserte biogassanlegg. Dette

for å bruke temperatur og trykk for å rive fibre fra hverandre [38]. Spesielt fordi det er tenkt at talle skal omsettes i dette anlegget er en termisk/trykk behandling en mulighet for å utnytte biogasspotensialet i strømaterialiet som følger talle. Cambiprosessen er en kommersiell del av både Mjøsanlegget og anlegget til Oslo kommune på Romerike (se avsnitt 15).

11.4. Organisk belastning

Organisk belastning er relatert til fluks av VS inn i prosessen (kg VS/m³d) fordelt på reaktor volum. Organisk belastning eller fluks relateres til tilgjengelig volum i reaktoren på følgende måte [47]:

$$VS_{fluks} = \frac{VS_{tilført}}{V_{tank}} \quad \text{Ligning 4}$$

VS_{fluks} er kg VS/m³d (typisk 2 til 3)

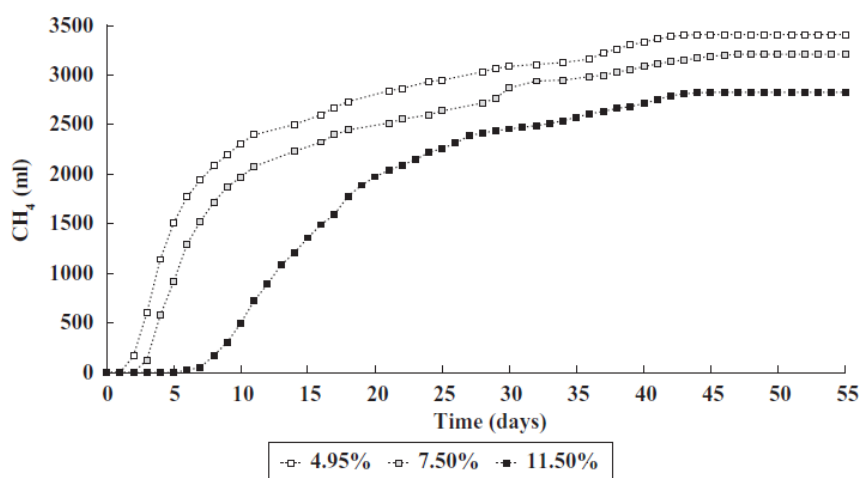
VS_{tilført} er kg VS/d

V_{tank} er volum råtnetank

Basert på forutsetningen drøftet i avsnitt 8 er tilgjengelig årlig mengde VS lik 8132 tonn. For å beregne et anslagsvis volum på nødvendig utråtningskapasitet benyttes VS fluks lik det øverste vinduet i uttrykket over. Med disse forutsetningene vil kravet til volum av råtnetanken på et sentralt anlegg på Kraby industriområde være om lag 7500 m³.

11.5. Retensjonstid organisk materiale (SRT)

I Figur 12 er sammenhengen mellom retensjonstid og nedbrytning av, i dette eksemplet gulrotavfall, med en partikkelstørrelse på 15 mm og ved forskjellig konsentrasjon av vann i substratet illustrert. Dette er en BMP-test som viser at etter 40 dager flater kurvene ut. Det vil si at det ikke nydannes mer biogass. Imidlertid vil produksjon ikke dø ut etter 40 dager. Dette innebærer at dess kortere retensjonstid av organisk materiale i reaktoren dess større er potensialet for en videre produksjon av biogass når biogjødselen ligger på mellomager (se avsnitt 11.6). I tillegg vil mengden produsert biogass være mindre. Eksemplet i Figur 12 viser at etter en SRT på 20 dager er mye av det lett nedbrytbare organiske materialet omsatt, forutsatt at TS er mindre enn 10 %. Profilen er generell, men hvor raskt prosessen kommer i gang og stigningskoeffisienten, er avhengig av hvor lett nedbrytbart det organiske materialet er i tillegg til fuktigheten i avfallet.



Figur 12. BMP testing av gulrotavfall med partikkelstørrelse 15 mm ved forskjellig TS [35].

11.6. Konsekvenser av redusert SRT

Som også påpekt i avsnitt 11.5 er potensialet for videre nedbrytning etter rånetanken en tilsvarende utfordring som utslipp fra en gjødseltank for husdyrgjødsel representerer (se avsnitt 17.2). Årsaken henger sammen med SRT. Dess kortere oppholdstid i utråtningsprosessen dess mer ustabil er fiberresten. Flere av tankene for mellomlagring av biogjødsel er åpne tanker (se Figur 23 og Figur 24). For å kompensere for manglende oppholdstid kan det etableres tilpassninger for å redusere videre nedbrytning og dannelse av CH₄ under mellomlagring. Dette kan gjøres på flere måter:

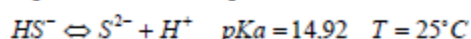
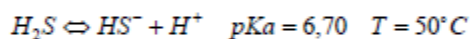
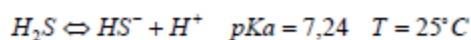
- Tilsette luft
- Tilsette syre
- Redusere temperaturen på massen

11.6.1. Tilsetning av luft (oksygen)

Reduksjon av videre nedbrytning under anaerobe forhold er et viktig tiltak for å redusere utslipp av CH₄ som man ikke har kontroll på. De metanogene organismene er obligate anaerobe. Tilførsel av luft vil medføre at organismene dør. I praksis betyr dette å snu prosessen. Hvor effektivt dette er vil være avhengig av hvor lang tid man tilsetter luft. Hvis luftingen stopper opp vil nedbrytningen forsette aerobt til oksygenet i massen er brukt opp og videre nedbrytning vil foregå anaerobt. Er derimot luftingen permanent under mellomlagring er sannsynligheten større for at man unngår nedbrytning under anaerobe forhold. Romerike biogassanlegg benytter denne metoden for å redusere utslipp av CH₄ post reaktor (se avsnitt 15.5).

11.6.2. Syresetting av biogjødsel

Det optimale pH-vindu for optimal omsetning og produksjon av CH₄ er som tidligere nevnt i området fra 6,7 til 7,5. Dette i motsetning til hydrolyse/acidogenfase hvor optimalt pH vindu er fra 5,2 til 6,3. Ved et drop i pH under 6,7 til, for eksempel 6,0, vil innebære at omsetningen av CH₄ vil gå ned mens prosessen for dannelse av blant annet H₂S vil fortsette i og med dette er et produkt i syretrinnet. Utfordringer med H₂S er knyttet til blant annet utnyttelse av biogassen (se avsnitt 12.1). H₂S er en toprotisk syre. Dette innebærer at pH er en viktig variabel relatert til hvilken form syren skal foreligge. Hvordan protolysen avhenger av pH er vist nedenfor [16]:



Dette innebærer at når pH reduseres til under 6,7 vil likevekten forskyves mot H₂S og dermed øke utfordringen med utslipp av gassen. Dette vil medføre at et åpent lager for biogjødsel vil representere et betydelig luktpproblem i nærmiljøet. Syresetting er derfor et lite anvendelig alternativ for å redusere fortsatt dannelse av CH₄ i gjødsellageret.

11.6.3. Endring i temperatur

Metanogene organismer er sensitive til endringer i temperatur. BMP testing har vist at aktiviteten på mikroorganismene er redusert med en faktor fra 1,68 til 1,98 for hver 10 °C drop i temperatur fra 37 °C [46]. Anlegget på Trollmyra bruker temperaturen for å redusere aktiviteten etter rånetanken (se avsnitt 15.4).

11.7. Lokalisering av sentralt biogassanlegg

Det er mange variable som må vurderes ved etablering av et sentralanlegg for produksjon av biogass og biorest. I forbindelse med beregning av kjøreavstand til alternative anlegg som allerede er i drift er Kraby industriområde valgt som referanseområde. Innenfor en radius av 20 km vil man kunne nå de aller fleste produsentene i kommunen. Området er også regulert til industriformål. Det er også en større produsent av gris i en avstand på ca 700 m fra en mulig plassering. Det innebærer at de som bor/arbeider i området per i dag er tilvent en lukt som kan være krevende.

Basert på arealet som i dag benyttes for produksjonen på Mjøsanlegget og anlegget på Trollmyra kan man anta at de mengdene som eventuelt skal behandles i ØTK vil legge beslag på om lag 12000 m². I Figur 13 er det forsøkt å skissere inn et tilsvarende arealkrav.



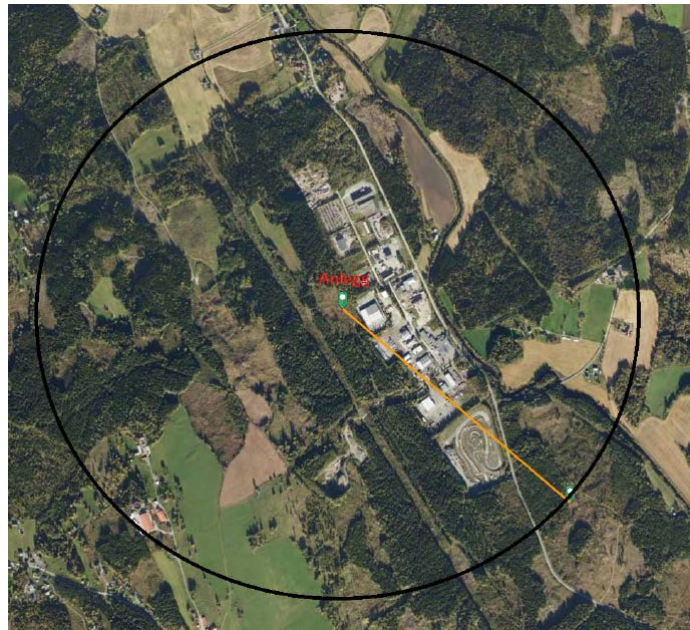
Figur 13. Område på Kraby - kvadrat er 13000 m² (Kartverket)

Lukt fra denne type anlegg er relatert til ulike trinn i prosessen. Dette gjelder både transport, mottak, forbehandling, prosessering og uttak/lagring av fiberrest, og uttransport av fiberrest. Emisjon fra transport og forbehandling er til en viss grad relatert til hvor ferskt avfallet er. Et materiale som har ligget på mellomlager vil ha en sterkere anaerob karakter og dermed inneholde forbindelser som er et resultat av en reduktiv prosess. I denne kategorien forbindelser vil man finne organiske svovelforbindelser og tilsvarende nitrogenforbindelser. Dette er forbindelser som har lave luttterskelgrenser. Den mest ekstreme i så måte er H₂S som har en luktterskelgrense på 0,5 ppb [16].

Hvor langt flyktige forbindelser kan transporteres fra et sentralt behandlingsanlegg er avhengig av flere variable som fremherskende vindretning i området, fuktighet i lufta og regn. Sistnevnte er til en viss grad avhengig av løseligheten for enkeltforbindelser i vannfase. Både NH₃ og H₂S løses i vannfase og mobiliteten kan derfor begrenses under regnværs perioder. I tillegg vil man kunne oppnå en nedbrytning katalysert av sollys under transport i lufta. En klimatiske effekt som kan observeres i kaldt vær er temperaturinversjon. Dette fenomenet er

fremtredende på vinteren hvor man får en redusert vertikaltransport opp i atmosfæren. Dette vil kunne medføre at lukt fra et anlegg ikke fortynnes tilstrekkelig effektivt men blir liggene i et område.

Målinger i definerte avstander fra behandlingsanlegg for organisk avfall har vist at innenfor 800 m fra anlegget er det fortsatt kvantifisert blant annet DMDS (dimetyldisulfid) i tillegg til α -pinen og limonen. Det er førstnevnte som lukter mest ubehagelig. I figuren nedenfor er det lagt inn en avstand på om lag 1000 m fra et antatt anlegg på Kraby. Innenfor denne sirkelen vil man med stor sannsynlighet merke lukt fra anlegget.



Figur 14. Avstand 1000 m fra et sentralt behandlingsanlegg

Avstanden til tettbebyggelse (Lena/Lillo) er over 3 km. Imidlertid renner Lenaelva rett ved siden av området. Den kan styre og eventuelt redusere muligheten for en effektiv fortynning av gassemissjon. Elva kan "trekke gass" ut av 1000 m-sonen og videre nedover mot Skreia.

12. UTNYTTELSE AV SLUTTPRODUKTER FRA BIOGASSPRODUKSJON

12.1. Utnyttelse av biogass

Det er to hovedstrømmer ut av et biogassanlegg. Den ene strømmen består av væskefase med lav TS mens den andre delen består av en sammensatt gassfase med to hovedkomponenter som det fremkommer av de åtte ligningene i avsnitt 4.1. Hovedkomponentene er CH₄ og CO₂. I tillegg til disse forbindelsene forekommer spormengder av andre gasser. En oversikt over sammensetningen er satt opp i tabellen nedenfor.

Tabell 3. Sammensetning i rå biogass [28]

Komponent	Konsentrasjon
CH ₄	53 – 70 %
CO ₂	30 – 47 %
N ₂	0,2 %
H ₂ S	500 – 10000 ppm
NH ₃	< 100 ppm
H ₂	
CO	
Organiske svovel forbindelser	17 mg/m ³

I tillegg vil det også forekomme tungmetaller relatert til blant annet metallorganiske forbindelser. Det er dokumentert både Ni, Cd, As og Hg i rå biogass [28, side 621]. Elementkonsentrasjonen varierer i området 3,9 til 8,3 µg/m³. Sammensetning av biogassen vil variere avhengig av føde inn i reaktoren. Blant annet er H₂S en utfordring. Produksjon av gassen er et resultat av reduksjon av SO₄ (Trinn 5). På grunn av at dette er en mer termodynamisk gunstig reduksjon enn produksjon av CH₄ vil dette bidra til å påvirke balansen i en reaktor. I henhold til Kleven bidro tilsetning av løkavfall til reaktoren at konsentrasjonen av H₂S økte fra 1500 ppm til 2500 ppm [60]. Foruten å være en to-protisk syre som medfører korrosjon på metalleder vil også S²⁻ immobilisere viktige sporelementer i reaktoren på grunn av svært lavt løselighetsprodukt for MeS⁵. En tredje utfordring med H₂S er oksidasjon til SO₂ i en brenner eller gassmotor. Dette fører til økt utslipp av "sur nedbør".

Energiinnholdet i biogassen er i stor grad relatert til CH₄. Det er imidlertid viktig å være klar over at H₂S også inneholder mye energi. Nok til at den er både brann og eksplosjonsfarlig i tillegg til å være svært toksisk. Energiinnholdet i biogassen relatert til CH₄ er 37 MJ/Nm³ [28]. Diesel har tilsvarende 36 MJ/l.

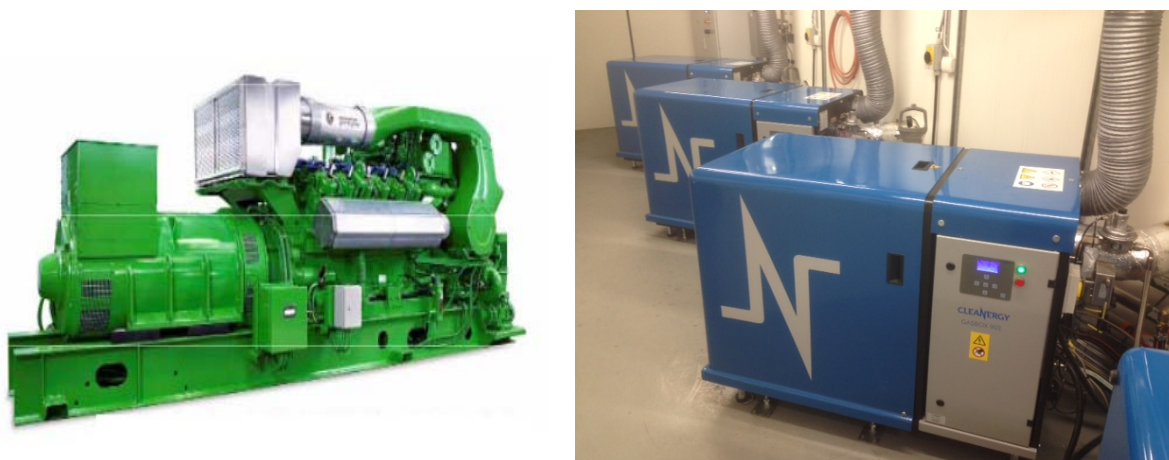
12.1.1. Forbrenning av rågass

Biogassen kan brennes direkte i en brenner til utnyttelse av varme eller til oppvarming av vann i et fjernvarmeanlegg. Dette er den mest effektive utnyttelse av gassen. Dette krever heller ingen oppgradering/rensing. Det vil si at rågassen kan brukes direkte. Ulempen med denne typen utnyttelse av energien er behovet for en betydelig forbruker av energi i nærheten av anlegget i tillegg til at behovet må også være tilstede over hele året. Tatt i betraktning de øvrige variable som påvirker lokaliseringen er dette en løsning som er best egnet for et gårdsanlegg. Selv da kan man ikke utnytte gassen over hele året.

⁵ Metallsulfider

12.1.2. Produksjon av El-energi

Bruk av biogassen til å drifte en gassmotor er et alternativ som medfører at energien som produseres ikke er sesongavhengig men kan utnyttes hele året. Det er to hovedtyper alternativer av gassmotorer for produksjon strøm. Det ene alternativet kan være en tradisjonell stempelmotor som drifter en generator eller i en motor basert på "Sterling" prinsippet (se Figur 15). Av de gassene som er listet opp i Tabell 3 er det først og fremst H_2S som kan skape problemer for stabil drift av motorer. Azelio som leverer motorer basert på Sterlingprinsippet har et øvre krav på om lag 200 ppm H_2S i biogassen bestemt som konsentrasjon av svovel [50]. I tillegg kan også organiske silikonforbindelser innebære utfordringer for motordriften. Dette er blant annet relatert til dannelsen av SiO_2 i forbrenningsprosessen i motoren. Dette kan bety at gassen ikke kan benyttes direkte men må igjennom en renseprosess før motoren.



Figur 15. Gassmotorer for produksjon av energi (Sterlingmotor til høyre)

El-virkningsgraden i en gassmotor varierer i området fra 32 til 42 % [51]. Den øvrige energien går ut via varm eksos og kjøling av motor. I såkalte kogen-anlegg hvor man kombinerer med uttak av varme fra eksos og kjøleanlegg kan man oppnå en virkningsgrad på oppimot 80 %. 1 Nm^3 med CH_4 inneholder en energi mengde på 10 kWh. Hvis vi antar at 40 % går med til produksjon av El tilsvarer dette 4 kWh. Om lag 28 % går ut som varme via eksosen. Det betyr at med en varmeveksler på eksosen kan opptil 2,8 kWh med energi tas ut via eksosen. Kjøling av motor tilsvarer om lag 14 % og dermed kan man hente ut om lag 1,4 kWh ved å utnytte kjølevæskens fra motoren. Imidlertid er dette kun oppnåelig i perioder hvor man har behov for å unytte spillvarmen. I en begrenset periode kan det være mulig å akkumulere spillvarmen⁶ i form av et definert vann-volum. Lengden på perioden hvor dette behovet er tilstede vil være avgjørende for hvor effektivt et slikt lager kan være.

Eksosen fra en gassmotor vil i stor grad inneholde CO_2 . Denne eksosen kan i prinsippet utnyttes i en optimalisert fotosyntese i et gartneri. I såfall er det et eksempel på en Trigen utnyttelse av gassen. I tillegg vil også eksosen inneholde uforbrent CH_4 i tillegg til andre stoffer som for eksempel N_2O og CO . Hvor mye som slipper ut via eksosen er i stor grad avhengig av temperaturen i forbrenningsprosessen. Blant annet er det rapportert utslipp av uforbrent CH_4 som tilsvarer 323 g/GJ produsert energi [28, side 625].

⁶ Lagret energi= $mc\Delta T$ (m er vannmengde c er spesifikk varmekapasitet for vann og ΔT er temperaturdifferansen)

12.1.3. Produksjon av drivstoff

Etter en oppgradering til mer enn 97 % CH₄ kan biogassen brukes til drivstoff. Alle de store anleggene innenfor en radius av mindre 80 km fra en antatt lokalisering på Krabyskogen produserer drivstoff (se side 47). Alle anleggene har også egne fyllestasjoner som er offentlig tilgjengelige.

For å kunne oppnå en CH₄ konsentrasjon på 97 % eller mer må den andre hovedkomponenten i gassen fjernes. For å oppnå en oppkonsentrering av CH₄ vaskes CO₂ ut via en vannscrubber. CO₂ er en toprodisk syre og kan derfor effektivt fjernes ved å sende gassen igjennom et basisk miljø. Utvasket CO₂ kan i prinsippet utnyttes i autotrof vekst (fotosyntese) i et drivhus. Som allerede nevnt er også H₂S en to-prodisk syre og vil vaskes ut på lik linje med CO₂. Det betyr at svovelinnholdet i brenslaget også blir lavt/reduert.

Som allerede beskrevet innledningsvis i dette avsnittet er energimengden i en Nm³ med CH₄ tilsvarende 1 liter diesel. For lagring og levering brukes i de fleste tilfeller en komprimering til 230 bar (CBG). I og med at volum og trykk er omvendt proporsjonale størrelser vil en trykkøkning resultere i en betydelig volumreduksjon. Komprimert CH₄ lagres gjerne i flasker på gassflak tilsvarende et totalt volum på 5000 Nm³ [28]. Per i dag er selskapet Linde⁷ (tidligere Aga) involvert i flere prosjekter som er relatert til utråtningsanlegg og produksjon av drivstoff. Det vil si at de har ansvaret for drivstofflager og fyllestasjonen.

I tillegg til å arbeide med komprimert gass er det også etablert løsninger for å kjøle ned gassen og dermed fysisk overføre gassen til væske. Ved en temperatur på 110 K er gassen flytende og er mer effektiv og håndtere.

12.2. **Utnyttelse av biorest**

Biorest eller råtnerest er drøftet i avsnitt 10. Dette inkluderer både antatte mengder og krav til spredeareal. Avhengig av input i råtnetanken vil bioresten inneholde en blanding av næringsstoffer som blant annet P og N i tillegg til andre sporstoffer. Av disse komponentene er det bare fosfor som er minumsfaktor. Det innebærer at ved et overskudd vil avrenning til elver eller innsjøer representere en mulig utfordring med eutrofiering. Det er i denne sammenhengen tidspunkt for spredning en viktig variabel for å unngå avrenning. På grunn av vannoverskudd gir spredning på høsten en større risiko for tap på grunn av vannoverskudd. Det er over tid en konstant lekkasje til store havdyp hvor dette er tilnærmet umulig å ta tilbake til kretsløpet.

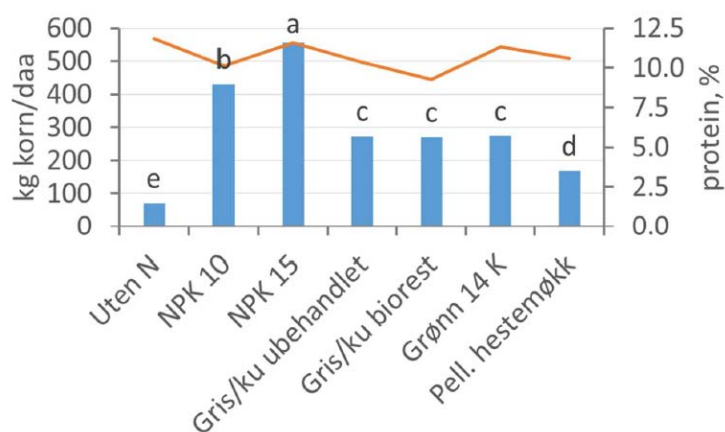
På den ene siden er fosfor et element som er helt essensielt for alt organisk liv og inngår i alle viktige biokjemiske prosesser. I tillegg er det en begrenset ressurs og resirkulering bidrar kun til 17 % av hva som er etterspørselen [52]. På den annen side er det i henhold til Øgaard et overskudd av fosfor i store områder i Norge. Kommunene rundt Mjøsa er imidlertid områder hvor overskuddet er minst og i flere områder er det et underskudd [53]. Dette er et viktig argument for å unytte bioresten som et tilskudd i produksjonen.

I henhold til Ellingsen og Filbakk kan grovt sett 5 tonn biogjødsel tilsvare 50 kg fullgjødsel. Der konsentrasjonen av fosfor i jorda målt som P-AL er høyere enn 7 (mg P/100 g tørr jord) kan biogjødsel være eneste gjødsel [38]. I jorda på Toten er P-AL om lag 10 mg/100 g som tilsier at biogjødsel kan være tilstrekkelig som fosforkilde [53].

⁷ Nå overtatt av Gasum

Prosjektet på Prestesæter har brukt en blanding av gjødsel fra storfe og gris i reaktoren (se avsnitt 15.2). I studien gjennomført i regi av NIBIO var fokuset å se på gjødseleffekten og eventuelle endringer etter utråkning. Den organiske gjødsla ble dosert ut fra innholdet av total nitrogen, og det ble tilført 10 kg total N/daa. Det tilsvarte 4,5 tonn flytende gjødsel/daa (109 kg gjødsel per forsøksrute).

Under reduserte forhold som er i et biologisk miljø som er anaerobt, vil nitrogen være tilgjengelig på formen NH_4^+ . Det innebærer at nitrogenet er tilgjengelig tidlig i vekstsesongen. Dette er fordelaktig med hensyn på behov for nitrogen under veksten. Sett med hensyn på utvasking har NH_4^+ , som er et kation, noe sterke assosiasjoner mot jordpartikler enn NO_3^- og dermed noe lavere mobilitet i vannfase. Over tid vil nitrifikasjon medføre at det dannes nitrat (se Figur 1). Dette er langt mer mobilt og kan lede til større lekkasjer av nitrogen. Fra forsøkene som ble gjennomført på Prestesæter viser Figur 16 at proteininnholdet i korn var sammenlignbart i vekster som var dyrket med biogjødsel og ubehandlet gjødsel. Det vil si råstoff direkte ut på jordet. Sammenlignet med NPK 15 er proteininnholdet om lag 0,5 x biorest.



Figur 16. Protein-innhold i korn som funksjon av gjødseltype [54]

13. ETABLERING OG DRIFT AV SENTRALT ANLEGG PÅ KRABY INDUSTRIOMRÅDE

13.1. Bakgrunn

Basert på den økonomiske modellen utarbeidet av Modahl et.al i 2014 [39], mengdene organisk materiale drøftet i avsnitt 5 og gasspotensiale i avsnitt 8, har Presterud og Lyng gjennomført en økonomisk analyse for etablering av et biogassanlegg (se Vedlegg 1). Resultatet er presentert som et kostnadsoverslag. Transportkostnader er en viktig variabel i en slik kalkyle. Det er antatt at husdyrgjødsel transporteres 17 km, 12 km for grønnsaksavfall mens biorest ut fra anlegget transporteres 10 km. Med et anlegg på Kraby kan dette være noe kort. Imidlertid er kravet til bruk av biorest relatert til både vekster og jordkvaliteten på stedet og dermed noe uforutsigbart. Talle er i denne sammenhengen inkludert i mengden husdyrgjødsel.

13.2. Mengdeinput i modellen

Modellen har inkludert i beregningen 30 % av den totale produksjonen av husdyrgjødsel (se avsnitt 5.1) og 100 % av grønnsaksavfall (se avsnitt 5.2). I den økonomiske modellen er det lagt inn 30 % av den tilgjengelige mengden med talle. Dette innebærer at total mengde inn i et sentralt anlegg vil være med disse forutsetningene, 80649 tonn våtvekt. Detaljene er vist i tabellen nedenfor (Vedlegg 1):

	Råvare	Andel til biogassproduksjon	Potensial		
			Tonn inn i anlegget	Biogass	
			Våtvekt	Tonn TS	GWh
Husdyrgjødsel	Melkekyr	30 %	10418	854	1,3
	Ammekyr	30 %	4816	496	0,8
	Øvrig storfe	30 %	37965	2278	3,6
	Melkesau	30 %	46	4	0,0
	Ammegeit*	30 %	31	3	0,0
	Bukker og ungdyr	30 %	95	8	0,0
	Søyer	30 %	2914	233	0,4
	Værer	30 %	93	7	0,0
	Lam	30 %	3095	248	0,4
	Smågriser	30 %	1177	84	0,2
	Avlspurker/ungpurker	30 %	1161	78	0,2
	Råner/ungråner	30 %	7	0	0,0
	Slaktegriser	30 %	9118	584	1,2
	Verpehøner	30 %	5870	3874	5,4
	Ender/kalkuner/gjess	30 %	302	200	0,3
	Slaktekyllinger	30 %	715	472	0,7
	Talle	30 %	1266	836	1,4
Grønnsaksavfall	Løkavfall	100 %	1080	285	1,0
	Kålavfall	100 %	400	40	0,0
	Gulrotavfall	100 %	80	10	0,0
Totalt		30 %	80649	10593	17

Figur 17. Tilgjengelig substrat lagt inn i økonomisk analyse

13.3. Produsert mengde energi

Basert på mengden organisk materiale gir dette en energimengde fra modellen på 17 GWh. Dette er noe lavere enn mulighetsstudien har beregnet der energimengden er beregnet til 19,5 GWh (se avsnitt 8.8). I den videre utredningen for å bestemme kostnader og eventuelt

inntekter har Østfoldforskning lagt til grunn at den reelle menden energi tilgjengelig for videre prosessering er 12 GWh. Dette blant annet for å kompensere for den endoterme produksjonen i råtnetanken.

13.4. Kapitalkostnader

De årlige kapitalkostnadene er beregnet med bakgrunn i den økonomiske modellen fra Østfoldforskning [39]. Kostnadene er basert på den totale investeringen for å etablere anlegget inkludert oppgradering til drivstoffkvalitet. Total investeringskostnad er 67,3 millioner kr.

Ved beregning av kapitalkostnadene er det lagt til grunn at anlegget mottar en investeringsstøtte på 40 % fra Enova. Det innebærer at Toten Biogass AS må dekke 40,4 millioner kr. Videre er det i arbeidet til Presterud og Lyng lagt til grunn en rente på 6 % og 20 års nedbetalingstid. Dette har gitt en årlig avskrivningskostnad på 3,5 millioner kr.

13.5. Driftskostnader

En betydelig kostnadsdriver for biogassanlegg er forbehandling av matavfall før utråtning hvor reject håndtering fra forbehandling er et viktig element. Husdyrgjødsel må betraktes som renere enn matavfall, samtidig som tilførsel av talle og grønnsaksavfall vil kunne redusere kvaliteten (se avsnitt 10.3 og 11.2). I beregningen er det lagt til grunn en drift hvor matavfall er en del av føden. Dette kan bety at teoretisk driftskostnad som ligger til grunn i disse beregningene ligger noe høyere enn de vil være i et sentralt anlegg på Toten. Driftskostnaden er beregnet til 5,6 millioner kr.

13.6. Transport kostnad

I henhold til Presterud og Lyng er det knyttet stor usikkerhet til transportkostnadene. Viktige variable er type kjøretøy, fyllingsgrad og topografi. Det er i avsnitt 11.7 lagt inn en maksimalkjøreavstand på 20 km til et anlegg lokalisert på Kraby industriområde. Fra mange områder på Toten som kan levere til et sentralt anlegg vil Kraby være et faktisk lavpunkt. Det innebærer at avhengig av om i hvor stor grad bioresten skal oppkonsentreres før utkjøring fra anlegget, vil representere en mindre mengde totalt sett og vil med dette være klimamessig gunstig. Oppkonsentrering av biorest vil også være provosert fram av behovet for vann i prosessen. Presterud og Lyng har imidlertid antatt at på grunn av behovet for tilsetning av vann til prosessen vil mengden inn og ut av anlegget balansere. Ut i fra denne forutsetningen er det antatt at transportkostnaden er 1,3 millioner kr per år.

13.7. Lagerkostnad

Presterud og Lyng har forutsatt i sine beregninger at biogassanlegget ikke skal sitte med betydelig lagerkapasitet. I stedet skal anlegget betale bonden for å mellomlagring av bioresten. Dette skal dekke kostnaden til investering i nytt lager og skal inkludere både de som leverer husdyrgjødsel og får biorest tilbake, og de som ikke leverer husdyrgjødsel men som skal unntytte biorest i sin produksjon. Lagerkostnaden er satt til 55 kr per tonn. Dette gir en antatt total lagerkostnad på 1,4 millioner per år.

13.8. Inntekter

Det er inkludert to kontantstrømmer inn i anlegget. Den ene strømmen er tilskudd som bonden får for å levere husdyrgjødsel og den andre er knyttet til salg av biogass i form av drivstoff.

13.8.1. Tilskudd

I samsvar med Forskrift om tilskudd for levering av husdyrgjødsel til biogassanlegg kan bonden motta et tilskudd som er relatert til formelen $583(2x-x^2)$ der x er andelen TS i den

leverte gjødsla. Presterud og Lyng har i sine beregninger antatt at både talle og husdyrgjødsel er inkludert i tilskuddsordningen men ikke grønnsaksavfallet. Initiert tørrstoffinnhold er 13 %. Videre er det antatt at 75 % av tilskuddet er inntekt til biogassanlegget. Dette gir en inntekt på 106 kr per tonn for husdyrgjødsel og talle. Totalt per år representerer denne inntekten 8,4 millioner kr per år.

13.8.2. Salg av biogass

Alle de sentrale biogassanleggene eksklusiv gårdsanlegg som er lokalisert i området rundt Kraby oppgraderer gassen til drivstoffkvalitet (se avsnitt 15). En viktig motivator for dette er at anleggene har satset på renovasjonsbiler som bruker CH₄ som drivstoff. Produksjon av drivstoff er helt avhengig av at det er avsetningsmuligheter i området. Per i dag er situasjonen ikke slik. Imidlertid er det lagt inn en inntekt på 0,445 kr/kWh. Med dette som grunnlag er det i henhold til Presterud og Lyng en inntekt på 5,34 millioner per år.

13.9. Konklusjon

Forutsatt de antagelsene som er grunnlaget i Vedlegg 1 vil anlegget ved en pluss på 54 % i investeringskostnad ikke komme ut med et positivt resultat. Er de øvrige antagelsene holdbare vil anlegget ha et positivt resultat på 1,9 millioner kr per år. Prosjektet er helt avhengig av at husdyrprodusentene vil bruke anlegget og at det er behov for biorest, i tillegg til en maskinpark i nærområdet har behov for biogass som drivstoff.

14. LOKAL PRODUKSJON AV BIOGASS

14.1. Gårdsanlegg – alternative anlegg

Et alternativ til et sentralt anlegg for å produsere biogass fra en gårdsproduksjon er et mindre anlegg. Et lokalt anlegg på en enkelt gård eller en sammenslutning av flere gårder er et alternativ for produksjon av biogass. En klar fordel med en slik skala er at kravet til hygienisering vil falle bort når det er nærhet mellom produsent av råvare og utnyttelse av biogjødsel i etterkant. Imidlertid legger kravet til hygienisering føringer for partikkelstørrelse. Dette er viktig variable med tanke på en effektiv omsetning i reaktoren og spesielt relatert til behandling av grønnsaksavfall.

Det er flere kommersielle anlegg tilgjengelig. Telemarksreaktoren er en norsk produsert reaktor som forhandles av Waterment AS [55]. Produksjonen gjøres på Notodden i regi av Telemark Technologies som er i ferd med å overta agenturet fra Waterment. Anlegget består av en UASB-reaktor hvor råstoff innføres via bunnen. Omrøring av substrat oppnås ved å pumpe inn råstoff fra bunnen slik at materialet trykkes oppover i reaktoren og synker ned via gravitasjon. Væskevolumet i reaktoren er 10 m^3 med et gassvolum i tillegg på 1 m^3 . Selve reaktoren plassert på bil er vist nedenfor [56]. Dette for å illustrere størrelsen på reaktoren.



Figur 18. Telemarksreaktoren på bil for uttransport [56]

Total årlig kapasitet er 3000 m^3 . Prosessen er mesofil og TS i reaktoren opereres mellom 4 og 6 %. SRT er fra ett til 3 døgn i reaktoren. Gassen benyttes i hovedsak i en gassbrenner for oppvarming av vann. Plasskravet er om lag 100 m^2 eksklusiv gjødseltank. Anlegget er først og fremst tilpasset husdyrgjødsel med relativt lav TS. Dette betyr at talle og grønnsaksavfall er mindre egnet i en slik reaktor med mindre det gjøres tilpasninger for partikkelstørrelse og fuktighet.

Telemarksreaktor



Figur 19. Biogassanlegg basert på Telemark Technologies [56]

Det er tre reaktoranlegg i drift per i dag i Norge. En variant av reaktoren vist i Figur 19. Denne er i drift på Jæren. Dette er ifølge Røysland en pilotreaktor for uttesting av teknologi og substrat. Reaktoren er i utgangspunktet tenkt brukt på husdyrgjødsel som substrat med en TS på om lag 2 - til 4 %. Totalt behandles mellom 3000 og 4000 m³ årlig [57]. SRT er her ikke mer enn ett døgn. I tillegg drifter også Jæren biogass en reaktor som baserer seg på et tørt substrat. Denne er basert på perkulasjon og kjøres batchvis med 120 m³ om gangen. TS inn i reaktoren er mellom 25 og 30 % med en SRT på om lag 30 døgn. Fra den tørre prosessen fortsetter behandlingen aerobt. Etter kompostering benyttes produktet som vekstmedium til bær og blomster. Bioresten fra våtprosess kjøles ned med varmepumpe ut fra reaktoren og benyttes som gjødsel i landbruket. Nedkjølingen skal redusere den videre omsetningen av karbon til CH₄ (se avsnitt 11.6.3).

Et annet alternativ som leverer anlegg i mindre skala er Antec Biogass (se avsnitt 15.2). Dette er metoden som er valgt på Prestesæter. Dette anlegget er modulbasert og kan derfor utvides fra et produksjonsnivå til å ta i mot større mengder. Reaktorstørrelsen varierer fra 30, 60 og 105 m³ [23]. Den årlige kapasiteten på Prestesæter er 3000 m³ per år. I motsetning til prosessen som benyttes i Telemarksreaktoren benyttes en type plug flow metode. De ulike neubrytningstrinnene beskrevet i Figur 11 er industrialisert i Antec sin reaktor. Antec Biogass leverer også anlegg i større skala. Et storskala anlegg er under bygging i regi av Sunnhordaland Naturgass på Stord [58].

I tillegg til fordelen med bortfall av krav om hygiensiering [38] med et gårdsanlegg, er det en klar fordel knyttet til transportavstander og utfordringer med transport av både substrat og fiberrest tilbake for spredning til jord. En tydelig ulempe er følsomhet overfor variasjoner i mengder substrat. Anaerobe prosesser må holdes i gang på grunn av utfordringer med igangkjøring etter driftsstans.

14.2. Kostnader for gårdsanlegg

Det er i følge Wiken en total kostand for innkjøp av reaktor og styringssystem på om lag 3 millioner kr. Dette forutsetter at bonden har nødvendig mellomlager tilgjengelig. I henhold til Norsk Landbruksrådgivning Vest innebærer investering i en kum bestående av betongelementer med en kapasitet på 720 m³ eksklusiv grunnarbeid og utstyr til omrøring/tapping en kostnad på 500000 kr. Inntil 20 % av totalinvesteringen kan støttes av Innovasjon Norge (maksimalt beløp 100000 kr). Med 5 % rente og 10 års nedskrivning gir

dette en kapitalkostnad på 65000 kr per år [59]. Ved etablering av et sentralt biogassanlegg er det antatt at anlegget skal betale for mellomlagring av biorest (se avsnitt 13.7).

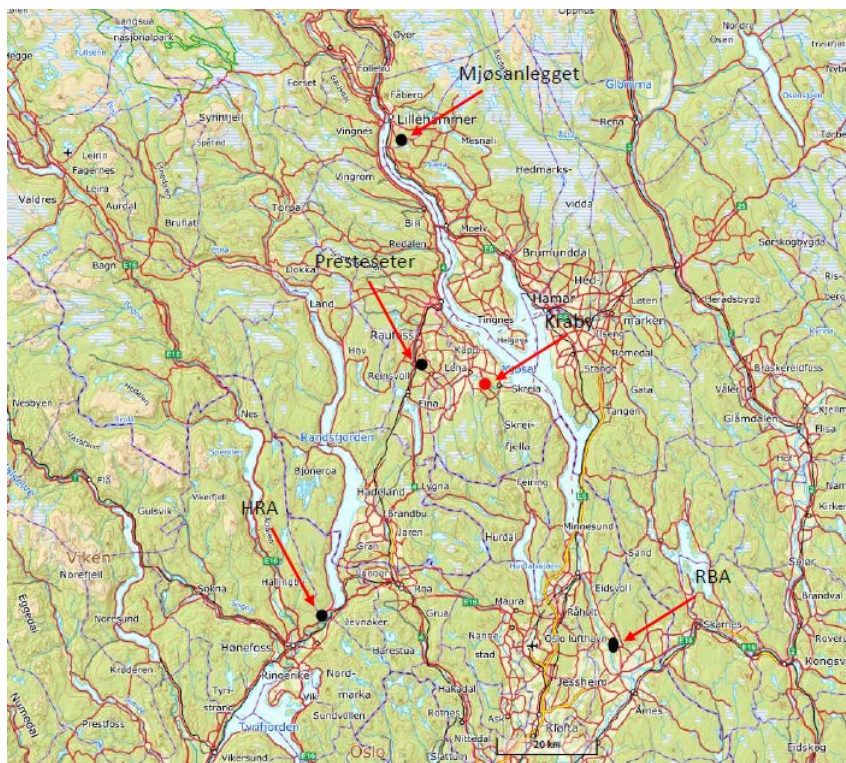


Figur 20. Gjødse­llager [59]

15. ALTERNATIVE BEHANDLINGSANLEGG

15.1. Behandlingsanlegg

Kraby industriområde er valgt som referansepunkt for et sentralt lokalt anlegg for behandling av gjødsel (se avsnitt 11). Det er derfor valgt å se på anlegg i naboregioner i forhold til dette industriområdet. Dette blant for å ha et referanseområde ved beregning av kjøreavstander.



Figur 21. Med utgangspunkt i Kraby industriområde - anaerobe behandlingsanlegg

Det driftes per i dag tre anlegg for produksjon av biogass innenfor en kjøreavstand på 75 km fra Kraby industriområde. Det nærmeste anlegget ligger på Presteseter i Vestre Toten kommune. Fra referanseområdet til anlegget på Roverudmyra er det 72 km. Her ligger Mjøsanlegget som behandler organisk avfall fra flere avfallselskaper i Innlandet. Litt lenger avstand er det til behandlingsanlegget for våtorganisk avfall på Trollmyra. Fra referanseområdet til Trollmyra er det 75,2 km. Lengst unna referanseområdet ligger anlegget som eies av Oslo kommune. Anlegget ligger på Esval i Årnes kommune og avstanden fra referanseområdet er 78 km.

15.2. Presteseter

Fra Kraby industriområde til anlegget på Presteseter er det 19 km. Dette anlegget er et lokalt behandlingsanlegg med utgangspunkt i produksjon fra dyreholdet på Presteseter. Anlegget har en kapasitet til å ta i mot 2300 m³ med husdyrgjødsel. I tillegg er det rom for å behandle 700 m³ annet avfall. Her er det blant annet tenkt grønnsaksavfall. Det er testet blant annet løkavfall i gjennom anlegget. Hvis vi antar at dette representerer en restkapasitet i anlegget kan både gulrotavfall og kålavfall kunne behandles i anlegget (se avsnitt 5.2). Fiberesten som produseres kjøres tilbake til eget landbruk. Det benyttes en Antec Biogas reaktor på Presteseter. Dette er en plug flow reaktor og egnet for å kjøre en anaerob tørr prosess.



Figur 22. Lokalt behandlingsanlegg for husdyrgjødsel på Presteseter [60]

Med utgangspunkt i en energiverdi på 150 kWh per tonn vil energiproduksjonen være mellom 300000 til 350000 kWh per år. Det er etablert en løsning for utnyttelse av energien via en gassmotor som produserer strøm. Det har vært varierende tilgjengelighet for anlegget med utfordringer knyttet til kontinuerlig drift.

15.3. Mjøsanlegget

Utgangspunktet for anlegget på Roverudmyra var et anlegg som kunne håndtere våtorganisk avfall produsert i GLT-regionen, HIAS sitt nedslagsfelt og GLØR sitt område på Lillehammer. Anlegget er etter hvert utvidet og inkluderer også kommunene i SØIR sitt området. Anlegget eies av renovasjonsselskapene hvor eierandelen reflekterer antall abonnenter i de ulike regionene.

Prosessen er basert på Cambi sin løsning for akselerert hydrolyse via tilførsel av varme initielt (THP). I forbindelse med «utbruddet» av kugalskap under oppbygging/utbygging av anlegget på slutten av 90-tallet ble temperaturen i hydrolysetrinnet lagt høyere enn 130 °C for å denaturere prioner. I tillegg til matavfall mottar anlegget avfall fra næringsmiddelindustri og husdyrgjødsel. Totalt ble det behandlet 30000 tonn i 2019. TS på matavfallet er om lag 30 %. For å drifte en våtprosess på Mjøsanlegget tilsettes 30000 m³ med vann slik at man oppnår en TS inn i rånetankene på om lag 11 %. Det produseres om lag 50000 m³ med fiberrest i anlegget. Denne har en TS på om lag 5 % [61]. På tross av at dette materialet har en sammensetning av næringsstoffer som er tilnærmet N/P/K [62] må Mjøsanlegget betale for å få dette tilført landbruket. Eierne av Mjøsanlegget har en målsetning om å øke innholdet av fastmateriale i fiberresten og på den måten redusere kostnadene ved distribusjon av restprodukter.

Anlegget har i dag en restkapasitet på 15000 tonn. Det er ønskelig med husdyrgjødsel inn i anlegget både for å tilføre væskefase og for å tilføre anaerob bakterieflora fra drøvtyggere. Med bakgrunn i dette har driftsledelsen ved Mjøsanlegget muligheten for å gjennomføre et varebytte med gjødsel mot matavfallsusubstrat. Sistvente er interessant for et lokalt behandlingsanlegg i kommunen fordi dette vil tilføre næringsstoffer og lett nedbrytbart organisk materiale.

I motsetning til anlegget på Presteseter oppgraderes biogassen på Mjøsanlegget til drivstoffkvalitet. Gassen distribueres til eierne av Mjøsanlegget hvor det er etablert

fyllestasjoner for gass. Dette er kommersielle enheter som i prinsippet alle med gassbiler kan benytte. Flåten av renovasjonsbiler i eierselskapene bruker biogassen (CH_4) som drivstoff.



Figur 23. Mjøsanlegget (Cambi.com)

Totalt arealkrav for anlegget på Roverudmyra er om lag 5000 m². Totalt volum på rånetanker er 5200 m³. Totalt volum tilgjengelig for mellomlager av fiberrest (biogjødsel) er 7000 m³. Hvis vi antar at produksjonen av fiberrest er fordelt jamnt utover året har anlegget en teoretisk kapasitet til å mellomlagre biogjødsel i maksimalt 51 dager.

15.4. Behandlingsanlegg på Trollmyra

Behandlingsanlegget som ligger nest lengst unna utgangspunktet i kommunen er prosessanlegget som eies og driftes av HRA AS på Trollmyra i Jevnaker kommune. Dette anlegget behandler 15000 tonn med matavfall fra husholdningen i regionen med en TS på om lag 30 %. Kapasiteten på anlegget relatert til tillatelsen er årlig mengde lik 20000 tonn. I motsetning til de to andre anleggene med betydelig kapasitet i innlandet gjøres ikke en termisk hydrolyse før utråtning. Prosessen kjøres derfor termofilt for å oppnå en tilfredsstillende hygiensiering. Retensjonstid på organisk karbon i prosessen er da omlag 17 dager [63].

Totalt leveres ut om lag 12000 tonn fiberrest til jordbruket. TS i fiberresten er mellom 2 og 2,5 %. På samme måte som anlegget på Lillehammer produseres også drivstoffkvalitet biogass på Trollmyra. Totalt ble det produsert $2.5 \times 10^6 \text{ Nm}^3$ biogass med 68 % CH_4 av dette ble det produsert $8,6 \times 10^5 \text{ Nm}^3$ biogass med 97 % CH_4 (drivstoffkvalitet).



1. Mottakslommer og forbehandling
2. Pumpehus for linje 1
3. Buffertank (hydrolysetank)
4. Råntetank, linje 1
5. Råntetank, linje 2
6. Råntetank, linje 2
7. Råntetank, linje 2
8. Buffertank (hydrolysetank) linje 2
9. Gjødseltank for flytende biorest

Figur 24. Tanker for produksjon av biogass og fiberrest på Trollmyra (Kartverket)

Totalt rånevolum er 4700 m³ for å behandle 20000 tonn organisk materiale. Det produseres 12000 tonn fiberrest (biogjødsel) på anlegget. Kapasiteten på mellomlager for bioresten er 2000 m³. Dette betyr at man har tilgjengelig lagringskapasitet til å mellomlagre en produksjonsperiode på 61 dager. Dette er om lag en uke lengre enn hva Mjøsanlegget har kapasitet til.

15.5. Romerike biogassanlegg (RBA)

Romerike biogassanlegg behandler kildesortert matavfall fra husholdningen samt noe husdyravfall. Anlegget er plassert på Esval i Årnes kommune og er heleid av Oslo kommune. Anlegget har en konsesjon for å behandle 50000 tonn med organisk avfall og har en restkapasitet på 30000 tonn per i dag. På grunn av eierstrukturen for anlegget kan ikke driften kommersialiseres med referanse til selvkostprinsippet.



Figur 25. Romerike biogassanlegg (Kartverket)

Anlegget produserer et volum fiberrest på 96000 m³ per år. Denne har en TS på 4 til 5 %. For å kunne redusere vanninnholdet behandles fiberresten igjennom en sentrifuge tilsatt destabilisator for å effektivisere vannuttaket. Det oppnås en TS på over 30 % etter denne behandlingen. Det tørkede produktet selges til jordproduksjon via en aerob behandling. Rejectet fra sentrifugen går via inndampning hvor det oppkonsentrerte materialet har en TS på om lag 13 %. Vann og damp sendes tilbake til prosessen for å redusere TS på råvaren inn i anlegget [64].

Råstoffet inn i anlegget forbehandles i en termisk hydrolyse (THP). Dette er tilsvarende forbehandling på Mjøsanlegget (se avsnitt 15.3). På denne måten oppnås en svært effektiv hygiensiering ($T > 130\text{ }^{\circ}\text{C}$). Det kan produseres om lag 4,5 millioner Nm³ biogass per år når anlegget går på full kapasitet. Gassen oppgraderes til drivstoffkvalitet via en scrubber for utvasking av CO₂ og mindre mengder H₂S. I motsetning til de to andre sentrale anleggene skal RBA produsere LBG (liquid biogas). I tillegg til å komprimere skal man også kjøle ned gassen for å oppnå en flytende biogass. Anlegget ble tatt i bruk i 2013, men denne delen av prosessen har ikke fungert og fortsatt fakles det av mye gass i 2019 [65].

15.6. Utnyttelse av restkapasitet på eksisterende anlegg

Hvis vi ekskluderer gårdsanlegget på Prestester har de tre store anleggene som finnes innenfor en radius av 78 km restkapasitet til å behandle annet type organisk materiale. Dette innebærer en tur/retur på maksimalt 156 km. Et vogntog som transporterer 22 tonn forbruker om lag 0,5 l diesel per km som innebærer et totalt forbruk på 78 liter diesel. I henhold til ADR/RID 2019 er energimengden i diesel 36 MJ per liter som innebærer et forbruk på 2808 MJ/156 km. Omregnet til kWh⁸ gir dette et forbruk på 780 kWh [66].

I henhold til avsnitt 8.8 og Vedlegg 1 gir et utgangspunkt på 80649 vått organisk bestående av husdyrgjødsel, talle og grønnsaksavfall 17 GWh energi i form av CH₄. Per tonn gir dette 210 kWh. En transport med 22 tonn organisk materiale til sentralanlegget inneholder om lag 4637 kWh med potensiell energi omdannet i et sentralt gassanlegg. Fratrasket forbruket i diesel som brukes i forbindelse med transporten gir dette en netto energimengde på 3857 kWh.

Det våte materialet er beregnet å inneholde 13 % fast materiale. I henhold til avsnitt 13.8.1 er tilskuddet for transport av husdyrgjødsel til biogassproduksjon gitt ved formelen $583(2x-x^2)$. En total mengde på 22 tonn med gitt TS vil med dette få et tilskudd på 3118 kr for transport til et sentralt anlegg. Det er i denne sammenhengen viktig å være klar over at transportstøtten ikke inkluderer grønnsaksavfallet.

For transport av avfall, er kostnaden for bil og henger (om lag 22 tonn) om lag 21 kr per km⁹. Dette innebærer at kostnaden for å transportere 22 tonn med organisk materiale til RBA vil koste 3288 kr. Det innebærer at transportstøtten under de gitte forutsetninger ikke vil dekke kostnaden for transport til RBA. Til Roverudmyra og Mjøsanlegget fra referanseområdet er det 72 km. Da vil levering komme ut med et lite overskudd. Eventuell "gate fee" er ikke inkludert. I og med at formelen for støtte er uavhengig av transportavstand, men en funksjon av TS vil innblanding av talle representere en økning av TS (se avsnitt 8.4). En økning av tørt materiale til 20 % vil gi en transportstøtte på 4617 kr per 22 tonn. Det vil også kunne være alternativer knyttet til ulike avvanningsmaskiner. Det er mulig å oppnå en oppkonsentering oppi mot 30 % med avvanningsmaskiner. Dette ville i såfall gi en støtte på 6541 kr per 22 tonn.

⁸ 1 kWh er lik $3,6 \times 10^6$ J i henhold til ADR/RID 2019

⁹ "kvantumsrabatt"

16. ALTERNATIV UTNYTTELSE AV KARBONET I JORDBRUKSAVFALLET

16.1. Energiutnyttelse

En direkte utnyttelse av energiinnholdet i avfall fra jordbruket kan oppnås i en direkte forbrenningsprosess. På den måten vil energiinnholdet kunne utnyttes direkte uten å gå veien om CH₄ og andre energirike gasser. Husdyrgjødsel med en TS mindre enn om lag 25 % måtte forbehandles i en avvanningsprosess. Fordelen med en forbrenning ved 850 °C vil være en fullstendig destruksjon av mulige smittebærere som kan følge avfallet. Den klare ulempen vil være kravet til full røykgassrensning. Dette vil innebære at avfallet måtte leveres til et "mass burn" anlegg. I motsetning til en kompostering, utråtning eller pyrolyse ville det faste sluttproduktet ikke kunne tilbakeføres til jordbruket på grunn av innblanding av annet ordinært avfall. Næringsstoffer som blant annet fosfor ville på den måten gå tapt. Bunnasken vil måtte sluttbehandles på ordinært deponi mens flyveasken må håndteres som farlig avfall. Varme verdien kan beregnes på følgende måte [47, side 602]:

$$\text{Hawf} = 33,8 \text{ C} + 144,7 (\text{H}-0,125\text{O})+9,42\text{S} \quad \text{Ligning 5}$$

- Hawf er varme verdien (aske og vannfri) (MJ)
- C er % karbon
- H er % hydrogen
- O er % oksygen
- S er % svovel

Blant annet vil avløpsslam ha en brennverdi som ligger mellom 12 til 18 MJ/kg. Rene, ubehandlede avfallsfraksjoner som halm, bark og ubehandlet trevirke kan utnyttes i en enklere forbrenningsløsning med mindre krav til røykgassrensning. Halm med en TS på 85 % vil ha en effektiv brennverdi på 14,4 til 14,8 MJ/kg som er ca 1/3 av 1 kg olje. En halmavling på 400 kg/dekar med nevnte TS kan erstatte om lag 113 kg fyringsolje med ca 100 kg C og 360 kg CO₂ [4].

I denne sammenhengen vil sannsynligvis askeresten inneholde en begrenset konsentrasjon med miljøgifter/elementer som muliggjør bruk asken som en form for kompensasjons-gjødsling.

16.2. Pyrolyse

Det er et generelt tap av karbon fra jorda på grunn av økt jordbearbeiding [4]. Fruktbarhet og karboninnhold henger sammen. Biogass inneholder høye konsentrasjoner av både CH₄ og CO₂ og bidrar dermed til et rent tap av karbon (se Tabell 3). Metan kan inngå i et annet kretsløp på grunn av sitt energi-innhold, mens CO₂ er ikke utnyttbart med mindre dette kan inngå som en reaktant i en autotrof prosess. Dette vil imidlertid kreve tilpasninger med for eksempel veksthus i nærheten av biogassproduksjonen.

For å bevare større mengder karbon i avfallet kan pyrolyse være et alternativ. I motsetning til en forbrenningsprosess som er eksoterm er pyrolyseprosessen en endoterm prosess. Sluttproduktet fra en pyrolyse er:

- Gasser (H₂, CH₄, CO, CO₂)
- Væskefase (oljeaktig)
- Biokull

Gassfasen fra pyrolyseprosessen er kjente forbindelser som man også finner igjen i biogassen (se avsnitt 4.1). Fordelingen mellom de ulike sluttproduktene kan styres via temperaturen i pyrolyseovnen. Ved temperatur over 650 °C er det overveiende gasser som dannes. I temperaturområdet fra 450 til 650 °C dannes en blanding av produkter og pyrolyse olje. Er temperaturen under 400 °C dannes for det meste fast stoff (biokull) [67]. I og med at prosessen er endoterm trengs en ekstern varmekilde. Gassfasen er i stor grad energirik og vil kunne bidra til å drifte prosessen.

Biokull er forkullede rester av biomasse f.eks halm, trevirke og skogsavfall med høyt innhold av hovedsakelig aromatiske forbindelser. PAH-forbindelser dannes også under pyrolysen, men representerer ingen utfordringer når temperaturen er over 350 °C [67]. Kullet er et resultatet av karbon som heller ikke er nedbrytbart i en anaerob prosess (se avsnitt 7). Det er derfor dette er en effektiv måte å binde karbon i jorda på. Karbonet konserveres og perspektivet er 1000 år eller mer. Hovedingrediensen er lignin som i en utråtning finnes igjen i råtneresten. Motsatt er det som kalles glødetap og som representerer den delen av det organiske materiale som faktisk er omsettbart under anaerobe forhold.

I henhold til Thomassen et al. kan landbrukssektoren redusere klimagassutslipp med inntil 40 % innen 2030 ved å pløye ned biokull i jorda [67]. I en Gm³ avfall fra jordbruket omsatt til biokull oppnår en langvarig binding av 2 Mt CO₂ i jorda. Per i dag er utslippet fra norsk landbruk 4,5 Mt CO₂/år [67]. Dette kan innebære at om lag 50 % av utslippet kan balanseres med bruk av biokull.

I tillegg til å bidra til å binde karbon i jorda bidrar også biokull til å bedre vannhusholdningen og en generell jordforbedring. Det er også rapportert lavere utslipp av N₂O i perioder med mye fuktighet i jorda der det er benyttet biokull. Tilførsel av biokull vil kunne kompensere for dette.

Kostnaden for å binde C i biokull er anslått til 793 kr/tonn CO₂. Verdiestimatet til grønn skattekommissjon er 420 kr/tonn CO₂. På storskala biokullanlegg kan det produseres også bioolje og kjemikalier som har en verdi. Produksjonskostnader for et tonn bundet karbon i halm er anslått til 1290 kr mens tilsvarende for skogsavfall er 576 kr [67]. Verdien for pyrolyseolje er anslått til 400 kr/fat. For å kunne tilføre en betalt fraksjon inn i et sentralt biogassanlegg ble gasspotensialet i hageavfall vurdert (se avsnitt 8.7). Det er sannsynlig at en bedre utnyttelse av dette materialet er å utnytte karbonet i avfallet i en pyrolyse. Avfallselskapet IVAR i Stavanger gjennomførte et forprosjekt i 2017 [68] og startet sin egen produksjon av biokull i 2018 [69]. De benytter en 100 kW ovn som representerte en investering på omlag 1,5 millioner kr. I Sverige selger hagesentre biokull i 40 liters sekker med en blanding av trekull og hønsegjødse. Stockholm kommune kjøpte inntil i 2016 biokull fra Tyskland for 12000 SEK/tonn. Stockholm stad startet et biokullanlegg i Høgdaalen i 2017. Anlegget bruker hageavfall som råstoff. Fire tonn hageavfall gir ett tonn biokull i tillegg til fjernvarme fra dette anlegget.

17. ALTERNATIVE METODER FOR REDUSERTE KLIMAGASSUTSLIPP

17.1. Gjødseplanlegging og jordbearbeiding

Tilførsel av organisk materiale til jord har en positiv effekt på aggregatstabilitet og jordstruktur samt biologiske prosesser. Det er også vist høyere grad av nedbrytning av organiske miljøgifter påført via ulike avfallsprodukter i jord hvor det er dyrket ulike nyttevekster. Dette innebærer at et biologisk mangfold er viktig for å opprettholde en produktiv jord.

Hvis utviklingen i klimagassutslipp fortsetter som det har gjort frem til i dag er det forventet en økning i temperatur på om lag 4,5 °C, som innebærer en økning i nedbør på ca 18 % frem mot 2100 [4]. Varmere atmosfære vil være i stand til å oppkonsentrere mer fuktighet. Dette vil innebære mer styrtregn. Erosjon og vannmetning vil være et resultat av en slik situasjon. I vannmettet jord er det en tendens til at nitrogen via denitrifikasjon danner N₂O (ufullstendig reduksjon) (se Figur 1). Målinger foretatt av NIBIO har antydnet et lavere utslipp av N₂O fra drenert jord [4]. Derfor vil det bli stadig viktigere å bearbeide jorda ved blant annet grøfting¹⁰.

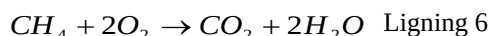
Bruk av fangvekster, tilbakeføring av halm, vekstskifte med gras og bruk av organisk gjødsel vil bidra til å stabilisere eller øke C-innholdet i jord. Nedpløying av halm kan bidra til å binde karbon i jorda med 0,1 tonn C/hektar [4].

17.2. Etablering av biofilter

Et gjødselager vil være potensielt ustabilt med tanke på mengde organisk karbon tilgjengelig. Over en viss kapasitet og mektighet vil deler av omsetningen i lageret foregå anaerobt hvor CH₄ og andre reduserte respirasjonsprodukter vil kunne bidra både til lukt og klimautfordringer. I følge Oonk et al. vil CH₄-utslippet fra et gjødselager med 80 melkekyr være estimert til 300 g CH₄/h eller 3,8 g CH₄/h fra gjødsel fra en melkeku. Oonk og Koopmans estimerer at utslipp fra gjødsehandtering og mellomlager representerer 115000 tonn CH₄ eller 1,5 % av det totale utslippet klimagasser i Nederland [70]. I henhold til Modahl et al. vil utslippet av CH₄ fra et lager med fersk storfegjødsel være 10,2 kg per tonn TS. Fra et lager med gjødsel fra gris vil utslippet være 4,8 kg CH₄ per tonn TS [39]. Referanseverdien for fjorfegjødsel er 19,3 kg CH₄ per tonn TS.

På samme måte som mikroorganismer produserer CH₄ under anaerobe forhold (se avsnitt 4.1) vil det kunne etablere seg metylotrofe organismer i en overgangssone der CH₄ og O₂ møtes i definerte sjikt i jordmasser. Dette er organismer som lever på 1-C-forbindelser og som kan tilpasses i et biofilter. De kan leve under forhold ved noe lavere konsentrasjon av O₂ enn det som er tilgjengelig i tradisjonell atmosfære. De kalles også mikraerofile med referanse til kravet til oksiderende forhold i jordmassene [71, side 53].

I et filter bestående av om lag 40 % sand, 40 % silt og 20 % leire har man oppnådd en metan-oksidasjonskapasitet på mellom 50 til 75 g/m²d [73]. Det betyr at i eksemplet med 80 melkekyr vil kravet til biofilter være ca. 100 m² for å oksidere CH₄ produsert fra det aktuelle gjødselageret. Resultatet fra omsetningen kan settes opp i følgende ligning:

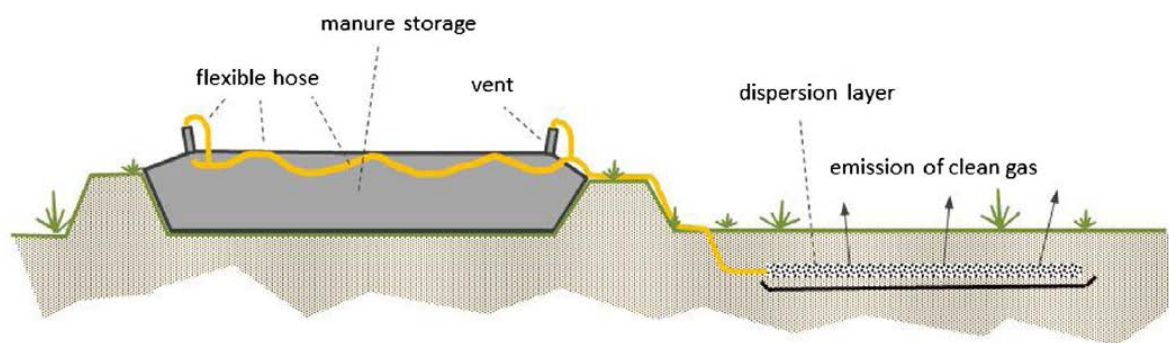


¹⁰ Eksklusiv myrjord (se Figur 3)

I følge Oonk et al. vil om lag 70 % av emittert CH_4 kunne oksideres i et biofilter. Dette er en biologisk prosess som skjer naturlig (se Figur 2) og vil kunne være et klimatiltak, men vil i utgangspunktet ikke kunne bidra til et sluttprodukt som kan utnyttes som energibærer. Det er antydning en kostnad for etablering av et biofilter som ligger mellom 50 og 100 ¹¹ kr/m² [70]. Dette vil naturligvis fordre et lokk over gjødseltanken i tillegg.

Patt et al. har satt opp oksidasjonskapasiteten på humusholdig jord til 80 g $\text{CH}_4/\text{m}^3\text{h}$ [5]. Dette er vesentlig høyere kapasitet enn det som er beskrevet av Oonk. I henhold til Scheutz et al. bedres oksidasjonskapasiteten med økt innhold av organisk materiale i biofilteret [72].

Det er flere innsatsfaktorer som kan være en begrensende faktor for en effektiv oksidasjon. Dette gjelder blant annet nitrogen og på hvilken form nitrogen foreligger. Men det viktigste for den aktuelle klimasonen er temperaturen i biofilteret. Den biologiske omsetningen er en funksjon av temperaturen og reduseres vesentlig når temperaturen synker [71]. Imidlertid er det også forventet at dette vil også redusere aktiviteten til de metanogene organismene slik at produksjonen av CH_4 går ned (se avsnitt 11.1) [46].



Figur 26. Oppsamling og oksidasjon av biogass fra gjødsellager via biofilter [73]

Som allerede nevnt er det i Modahl et al. presisert utslipp av klimagass fra et lager med fersk gjødsel [39]. I et mellomlager for gjødsel vil det over tid etablere seg en skorpe som vil ha oksiderende egenskaper og dermed redusere utslippet av CH_4 og eventuelt luktsterke forbindelser. Sjøkket vil imidlertid kunne punkteres av både regn, tørke og endringer i trykk. Ytre trykkfall (lavtrykk) vil øke emisjon av CH_4 fra et mellomlager for gjødsel [3].

Laguner med gjødsel og et flytende toppdekke er i henhold til Merlin et al. en mulighet for en enkel og billig løsning for å ta ut gass på en gård. Det vil si som et gårdsanlegg. Et slikt anlegg vil kunne operere med en TS på mindre enn 2 % og ved en psykrofil temperatur. Hydraulisk retensjonstid er antatt å være mellom 35 og 60 dager. Biogass produksjonen vil variere med årstiden [46].

¹¹ Antatt 10 kr/€

18. OPPSUMMERING OG KONKLUSJON

Basert på den økonomiske modellen utviklet ved Østfoldforskning er avfallsgrunnlaget fra kommunen satt inn i modellen for å vurdere om det er grunnlag for etablering av et sentralt biogassanlegg. Basert på kun statlige overføringer og salg av drivstoff viste disse beregningene at det kan være et økonomisk grunnlag for etablering av et sentralt biogassanlegg.

På tross av dette anbefaler ikke mulighetsstudien en slik etablering. Årsaken er relatert til usikkerheten i gasspotensialet, priser på drivstoff og avhengig av dette. I tillegg er støtten fra staten en uforutsigbar størrelse.

Produksjonen av landbruksavfall relatert til sesong. Et biogassanlegg derimot må opprettholde kontinuelig drift for å unngå langvarige oppstartsperioder. Derfor er aerobe prosesser langt å foretrekke på grunn av mindre følsomhet for diskontinuitet i føden inn i prosessen.

Mulighetsstudien anbefaler derfor:

- Benytte restkapasitet på eksisterende biogassanlegg
- Etablere gårdsanlegg der dette kan medføre god utnyttelse av biogassen i den øvrige gårdsdriften
- Etablere biofilter for å redusere utslipp av CH₄ fra gjødsellager
- Benytte eksisterende konsesjoner for behandling av organisk avfall

19. LISTE OVER ET UTVALG BEGREPER

Aerob – biologisk prosess med tilførsel av luft (kompostering)

Anaerob – biologisk prosess uten tilførsel av luft (utråtning)

Autotrof – biologisk oppbygging av nytt cellemateriale med uorganisk karbon (fotosyntese)

Fiberrest – sluttproduktet fra utråtning som ikke er gass (synonym:

biogjødsel/råtnerest/biorest). Består av vann med fast materiale (slurry)

Mesofil – mikrobiologisk omsetning på temperatur $30 < T < 40$ °C

Obligat anaerob – ikke kan leve i et miljø med oksygen

Psykrofil – mikrobiologisk omsetning på temperatur ≤ 20 °C

Termofil – mikrobiologisk omsetning på temperatur $50 < T < 60$ °C

20. LISTE OVER ET UTVALG FORKORTINGER

BMP – biokjemisk metanpotensiale (labskala testing av CH₄ produksjon)

GWh – 1x10⁶ kWh

GWP – global warming potential (100 års perspektiv)

Nm³ – hvor ikke annet er presisert er det antatt at alle gassvolumer referer seg til normal kubikk (1 atm og 273 K)

PAH – polysykliske aromatiske hydrokarboner

STP – standard trykk og temperatur (betingelsene er ikke klart definert)

VS – volatile solids (karbon tilgjengelig for produksjon av biogass)

21. REFERANSER

- 1 Miljødirektoratet, "Ny IPCC-rapport om klimaendringer og bruk av landareal – mer bruk av bioenergi", Pres. Bioenergidagene, 25. November, (2019).
- 2 B. E. Berg, J. Jarstad, T. Stabell, "Valg av renseløsning på deponi", Avfall Norge, Rapport nr: 04/2017, (2017).
- 3 E. Kebreab, K. Clark, C. W-Riddle, J. France, "Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture: A review", Can. J. Animal Sci., 17.febr., (2006).
- 4 J. Fuglestvedt, "Utredning om landbrukets utfordringer i møte med klimaendringene. Fagnotater som underlag for arbeidsgruppens hovedrapport", Rapport fra Cicero, Vedlegg, 19.febr., (2016).
- 5 C. Patt, K. Tate, "Mitigating Methane: Emerging Technologies to combat climate changes second leading contributor", Environ. Sci.Tech. 52 (2018) 6084.
- 6 Miljødirektoratet, NVE, Enova, Statens Vegvesen, Kystsverket, Landbruksdirektoratet, "Klimakur 2030 – Tiltak og virkemidler mot 2030", M-1625, (2020).
- 7 Landbruks og matdepartementet, "Klimautfordringene – landbruket en del av løsningen", St.meld.nr.39, 2008-2009.
- 8 Jordbruksavtale inngått mellom Staten, Norges Bondelag og Norges Bonde- og Småbrukarlag – 2018- 2019.
- 9 S. Guldal, "Nasjonale rammebetingelser og potensial for biogass", Biogassnettverk Innlandet, Foredrag, 31.oktober, (2019).
- 10 Klimakur 2030, "Sammendrag", (2020).
- 11 Jens. H. Sandberg, "telefonsamtale 21.januar", (2020).
- 12 S. Tremoen, T. E. Urdahl, "Kims og Totenprodukter – Håndtering av potetjord", 2007/3571, (2007).
- 13 E. Fuglerud, S. R. Herbrandsen, "Vedtak vedrørende håndtering av avfallsjord", 2006/19775, (2007).
- 14 T. Pedersen, L. Andersen, "Utkast-tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven for Toten kålrotpakkeri AS, Kolbu, ØTK", (2019).
- 15 V. Knarrum, S. E. Granli, "Tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven for Toten Løkpakkeri AS", 13.desember, (2017).
- 16 K. E. Ødegård, B. E. Berg, O. Bergersen, "Emisjoner fra kompostering", RVF Utveckling, 2005:13, April (2005).
- 17 R. Linjordet, V. K Le, B. Asalf, "Løkbioass; Vurdering av energieffektivitet av biogassanlegg og effekt av biogassprosessen på overlevelse av løkhvittråte", NIBIO rapport, 5 (2019) 12 s.
- 18 T. Pedersen, L. Andersen, "Utkast til tillatelse etter forurensningsloven for Vang Gård". 24.okt., (2019).
- 19 T. Pedersen, L. Andersen, "Utkast til tillatelse etter forurensningsloven for Lundstad Grønt AS, Kristian G. Dyste & Sønn og Toten Kålrotpakkeri", 27.sept., (2019).
- 20 T. Pedersen, L. Andersen, "Utkast til tillatelse etter forurensningsloven for Vang Gård", (2019).
- 21 T. P. R. L. Araldsen, "Rapport – Biogass på Voss", Rapport fra forprosjekt, 15.okt., (2019).
- 22 Nortura Team Storfe, "Lagerbehov for husdyrgjødsel", (2016).
- 23 A. K. Holen, G. Lindmark, M. Sørum, "Forprosjekt biogass i midt-gudbrandsdalen", Multiconsult Rapport, 31.okt., (2018) 49 s.

-
- 24 L. Nesheim, E. H. Sikkeland, "Mengde utskilt husdyrgjødsel – forslag til nye standardtal", Bioforsk rapport vol 8, Nr. 109, (2013) 20 s.
- 25 SSB, <https://www.ssb.no/statbank/table/12313/tableViewSorted/>, (2020).
- 26 L. B. Berg, "epost av 15.januar", (2020).
- 27 S. O. Bergli, "Telefonsamtale 14.februar", (2020).
- 28 T. H. Christensen (ed.), "Solid waste technology & management", Blackwell Publishing LTD, United Kingdom, (2011).
- 29 J. Morken, T. Briseid, J. Hovland, K-A. Lyng, I. Kvande, "Veileder for biogassanlegg – mulighetsstudie, planlegging og drift", Realtek Rapport 56, (2017) 53 s.
- 30 K. Prestrud, K-A. Lyng, "Økonomisk analyse av etablering av biogassanlegg på Østre Toten basert på husdyrgjødsel og grønnsaksavfall", Notat, 29.februar, (2020).
- 31 F. Kallel, S. E. Chaabouni, "Perspective of garlic processing wastes as low-cost substrates for production of high-added value products: A review", Env. Progress & sustainable energy, 36 (2017) 1765.
- 32 D. W. Hamilton, "Anaerobic digestion of animal manures: Methane production potential of waste materials", Oklahoma Cooperative extension service, BAE-1762, October (2016).
- 33 R. Linjordet, "Epost av 18. februar", (2020).
- 34 J. L. Lay, Y. Y. Li, T. Noike, J. Endo, S. Ishimoto, "Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste", Wat. Sci. Tech., 36 (1997) 493.
- 35 F. Liotta, G. D'Antonio, G. Esposito, M. Fabbicino, L. Frunzo, E. D van Hullebusch, P. NL Lens, F. Pirozzi, "Effect of moisture on desintegration kinetics during anaerobic digestion of complex organic substrates", Waste Man. Research, 32 (2014) 40.
- 36 C. Uhlig, E. Fjelldal, "Torv til strø og talle i Nord-Norge", Grønn Kunnskap, 9 (2005) 108
- 37 H. B. Møller, S. G. Sommer, B. K. Ahring, "Methane productivity of manure, straw and solids fractions of manure", Biomass and Bioenergy, 26 (2004) 485
- 38 J. G. Ellingsen, T. Filbakk, "Håndbok i etablering og drift av gårdsbaserte biogassanlegg", Rapport, (2016).
- 39 I. S. Modahl, K-A. Lyng, H. Møller, A. Stensgård, S. Arnøy, J. Morken, T. Briseid, O. J. Hanssen, I. Sørby, "Biogassproduksjon fra matavfall og møkk fra ku, gris og fjørfe – Status 2014 (fase III) for miljønytte og verdikjedeøkonomi for den norske biogassmodellen BioValueChain", Rapport Sustainable Innovation, OR.34.14, 13.jan., (2015) 127s.
- 40 H. Ødegaard (red), "Vann og avløpsteknikk", Norsk Vann, 2.utgave (2014).
- 41 FOR-2019-01-30-58, "Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav", 30.januar, (2019).
- 42 FOR-2019-11-29-1615, "Forskrift om begrenning av forurensning (forurensningsforskriften)", 29.november, (2019).
- 43 P. Sundt, P-E. Schulze, F. Syversen, "Sources of microplastics-pollution to the marine environment", M-321, (2015).
- 44 J. Bjørndal, "Endelig stabil drift ved Romerike biogassanlegg", Kretsløpet nr.1, (2019).
- 45 I. L. Willerud, "Epost av 4.mai", (2020).
- 46 G. Merlin, H. Boileau, "Anaerobic digestion of agricultural waste: state of the art and future trends", Chapter 1, Research Gate, Oktober (2013) 29 s.
- 47 G. Kiely, "Environmental engineering", Irwin/McGraw-Hill, Singapore (1998) 979s.
- 48 L. Wang, "Telefonsamtale", 30.april, (2020).
- 49 R. Linjordet, R. Aasen, C. Uhlig, "Biogas potential of deep litter bedding materials", Pres., Nordic Association of Agric. Scientists, NJF Report, 7 (2011).
- 50 J. Wolbrandt, "Underlag til driftsinstruks", 20. mai, (2015).

-
- 51 L. M. Nerheim, "Kogeanlegg – en mulighet også for norske forhold", Pres. Gasskonferansen i Bergen, 30 april, (2008).
- 52 M. Gislev, M. Grohol, "Report on Critical Raw Materials and the circular economy", European Commission, B-1049 Brussels, (2018).
- 53 A. F. Øgaard, "Fosfor – sammenheng mellom gjødsling, avling og avrenning", Pres. NIBIO, 24.mai, (2018).
- 54 A. Ø. Kristoffersen, T. Henriksen, "Gjødseleffekt av husdyrgjødsel behandlet i biogassanlegg sammenlignet med ubehandlet husdyrgjødsel", Rapport, NIBIO, 7/11-2019, (2019).
- 55 R. Bakke, J. Hovland, "Gårdsbasert biogass", Pres., Høgskolen i Sørøst-Norge.
- 56 A. Wiken, "Epost av 07.mai", (2020).
- 57 O. Røysland, "Epost av 29.april", (2020).
- 58 A. Kløvstad, "Byggestart for biogassanlegg på Stord", Kretsløpet nr.3, (2020).
- 59 M. Aker, "Biogass mogleheter i landbruket", Presentasjon Webinar Biogass Vestland, 22.april, (2020).
- 60 M. Kleven, "Biogassanlegg på Presteseter gård", Pres. Biogassnettverk Innlandet, 31.oktober, (2019).
- 61 S. Giæver, "Epost av 25.mars", (2020).
- 62 T. Werven, "Mjøsanlegget - biogass", Pres. Biogassnettverk Innlandet, 31.oktober, (2019).
- 63 B. Grønås, "Telefonsamtale", 06.april, (2020).
- 64 R. A. Dahl, "Telefonsamtale", 06.april, (2020).
- 65 A. Kløvstad, "Fortsatt utfordringer for biogassproduksjonen på Romerike", Kretsløpet nr. 5, (2019).
- 66 ADR/RID 2019, "Forskrift om landtransport av farlig gods", 1.januar (2019).
- 67 M. K. Thomassen, A. O'Toole, E. Joner, R. Tschentscher, P. Otte, J. Vik, J. Brobakk, S. Horn, L. Vik, T. Halvorsen, "Utvikling og implementering av biokull som klimatiltak i Norge", SINTEF Prosjektnotat, 31.aug., (2017) 24 s.
- 68 Klimasats – grønn fjernvarme/bruk av local biomasse, "Klimasats, biokull og grønn fjernvarme", Prosjekt nr. 10166000/101740001, 20. juni, (2017) 46 sider.
- 69 A. Kløvstad, "Lager biokull og gass av hageavfall og juletrær", Kretsløpet nr.3, (2019).
- 70 H. Oonk, J. Koopmans, "Oxidation of methane from manure storages in soils", J. Int. Env. Sci., 9 (2012) 225.
- 71 H. Bergman, "Metanoxidation i tacksikt på avfallsupplag", Licentiatoppsats, Tekniske Høgskolan i Luleå, (1995).
- 72 C. Scheutz, P. Kjeldsen, J. E. Bogner, A. De Visscher, J. Gebert, H. A. Hilger, M. H. Humer, K. Spokas, "Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions", Waste Man. & Res., 27 (2009) 409.
- 73 H. Oonk, J. Koopmans, C. Geck, B. Peters, J. van Bergen, "Methane emissions reduction from storage of manure and digestate-slurry", J. Int. Env. Sci., 12 (2015) 121.

VEDLEGG 1

Notat: **Økonomisk analyse av etablering av biogassanlegg på Østre Toten basert på husdyrgjødsel og grønnsaksavfall**

Skrevet av: Kjersti Prestrud og Kari-Anne Lyng
Dato: 29.02.2020

1. Bakgrunn

Målet med analysen er å vurdere hvorvidt det er mulig å oppnå lønnsomhet ved etablering av et anlegg på Østre Toten basert på husdyrgjødsel og grønnsaksavfall i regionen.

Dette er gjort ved hjelp av bedriftsøkonomiske beregninger der det tas hensyn til potensielle inntekter, investeringskostnader, driftskostnader, transportkostnader for husdyrgjødsel, grønnsaksavfall og bioresten som går tilbake til gårdene, samt utgiftene anlegget har til lagring av bioresten.

Analysene har tatt utgangspunkt i at alt grønnsaksavfall og 30% av husdyrgjødsel i regionen behandles i biogassanlegget, som vist i Tabell 1. Mengde råstoff, tørrstoffinnhold og biogassproduksjon er oppgitt av Bjørn Berg i Horisont Miljøpark IKS.

Tabell 1 Tilgjengelige substrater til biogassproduksjon.

	Råvare	Andel til biogassproduksjon	Potensial		
			Tonn inn i anlegget		Biogass
			Våttvekt	Tonn TS	GWh
Husdyrgjødsel	Melkekyr	30 %	10418	854	1,3
	Ammekyr	30 %	4816	496	0,8
	Øvrig storfe	30 %	37965	2278	3,6
	Melkesau	30 %	46	4	0,0
	Ammegeit*	30 %	31	3	0,0
	Bukker og ungdyr	30 %	95	8	0,0
	Søyer	30 %	2914	233	0,4
	Værer	30 %	93	7	0,0
	Lam	30 %	3095	248	0,4
	Smågriser	30 %	1177	84	0,2
	Avlspurker/ungpurker	30 %	1161	78	0,2
	Råner/ungråner	30 %	7	0	0,0
	Slaktegriser	30 %	9118	584	1,2
	Verpehøner	30 %	5870	3874	5,4
	Ender/kalkuner/gjess	30 %	302	200	0,3
	Slaktekyllinger	30 %	715	472	0,7
	Talle	30 %	1266	836	1,4
Grønn- saks- avfall	Løskavfall	100 %	1080	285	1,0
	Kålavfall	100 %	400	40	0,0
	Gulrotavfall	100 %	80	10	0,0
	Totalt	30 %	80649	10593	17

Det økonomiske resultatet som presenteres i dette notatet baserer seg på generiske modeller og er å anse som kostnadsoverslag, da det ikke er blitt innhentet spesifikke tall for regionen eller data knyttet til spesifikke teknologiske løsninger. Dersom det skal gjøres en investeringsbeslutning, vil det være behov for å gjøre mer detaljerte beregninger som er mest mulig spesifikke for de regionale forutsetningene og de aktuelle teknologiske løsningene.

2. Beskrivelse av forutsetninger

Det er gjort økonomiberegninger med utgangspunkt i at anlegget vil ha et realistisk utbytte på omtrent 12 GWh biogass årlig, som tilsvarer 70% av det teoretiske biogassutbyttet fra råstoffene presentert i Tabell 1. Det forutsettes at anlegget oppgraderer biogassen til drivstoffkvalitet (CBG) og at denne benyttes som drivstoff i kjøretøy.

2.1 Kostnader

Kapitalkostnader

De årlige kapitalkostnadene for anlegget er beregnet ved hjelp av den økonomiske modellen beskrevet i (Modahl et al., 2014) og benyttet i Lyng et al. (2018). Modellen baserer seg på aggregerte økonomidata fra anlegg som har søkt investeringsstøtte fra Enova. Kapitalkostnadene er beregnet for den totale investeringen som blir nødvendig å gjøre for å etablere biogassanlegget, inkludert oppgraderingsanlegg for biogass til drivstoffkvalitet. Videre er det lagt til grunn en rente på 6 % og 20 års nedbetalingstid for biogassanlegget. Ved beregning av de årlige kapitalkostnadene er det lagt til grunn at anlegget mottar en investeringsstøtte på 40 % av det totale investeringsbeløpet fra Enova.

Det understrekes at det er knyttet stor usikkerhet til investeringskostnadene til et biogassanlegg, da dette i stor grad vil avhenge av tomten og behov for grunnarbeid, og på hvilke teknologiske løsninger som velges på anlegget. Det er også verdt å merke seg at anlegget er i det nedre sjiktet for anlegg som har mottatt støtte fra Enova og som oppgraderer biogassen til drivstoffkvalitet, når man ser på den årlige mengden biogass produsert.

Driftskostnader

Driftskostnadene er beregnet ved bruk av den samme økonomiske modellen som kapitalkostnadene (Modahl et al., 2014). I likhet med investeringskostnadene er det stor usikkerhet knyttet til disse kostnadene, da de er basert på generiske tall. I forkant av en eventuell investeringsbeslutning bør det gjøres mer spesifikke beregninger.

I følge Yngvesson and Tamm (2017) er en av de største kostnadsdriverne for norske og svenske biogassanlegg forbehandlingen av matavfall og behandling av rejekt fra forbehandlingen. Tallgrunnlaget som er benyttet for investering og drift baserer seg i hovedsak på biogassanlegg fra matavfall og avløpsslam, og det er vanskelig å forutse hvorvidt kostnadene vil økes eller reduseres ved bruk av nye typer substrater som grønnsaksavfall og talle.

Transportkostnader

Det er forutsatt at anlegget må dekke transportkostnader for husdyrgjødsel og grønnsaksavfallet som blir fraktet fra gårdene til biogassanlegget, samt bioresten som fraktes tilbake til gårdene fra biogassanlegget. Beregningene av disse kostnadene er basert på en kostnadsfunksjon som varierer med antall kilometer (Modahl et al., 2014). Det vil være ulike transportkostnader for husdyrgjødsel, grønnsaksavfall og bioresten som går tilbake til bøndene, grunnet ulike avstander. Gjennomsnittlig kjøreavstand er oppgitt av Bjørn Berg i Horisont Miljøpark IKS, og er antatt å være 17, 12 og 10 km for hhv. husdyrgjødsel, grønnsaksavfall og biorest. Det er knyttet stor usikkerhet til transportkostnadene, da de vil være avhengig av type kjøretøy, fyllingsgrad og topografi.

Ved estimering av vekten til råstoffene som går inn i biogassanlegget er det ikke tatt høyde for at vanninnholdet i husdyrgjødsel fra enkelte gårder kan være vesentlig høyere på grunn av innhold av vaskevann fra fjøset. Dette vil sannsynligvis ikke påvirke det store kostnadsbildet betydelig, men kan bidra til å øke transportkostnadene.

Mengden biorest er antatt å være omtrentlig lik som mengden råstoff inn i anlegget, til tross for at utråtningsprosessen vil medføre redusert vekt. Dette er fordi det antas at det vil være behov for å tilsette noe vann i produksjonen, som vil øke vekten tilsvarende.

Lagerkostnader for biorest

Det er forutsatt at anlegget vil betale bonden for lagringskapasitet av bioresten som kommer ut av prosessen. Dette skal dekke kostnader knyttet til investering i nytt lager, og gjør at biogassanlegget ikke trenger å investere i et stort biorestlager i tilknytning til sitt anlegg. Dette gjelder både de som leverer husdyrgjødsel og får biorest tilbake og de som får biorest uten å levere husdyrgjødsel. Lagerkostnaden per tonn er satt til 55 kr/tonn, basert på data fra det eneste storskalaanlegget i Norge som behandler husdyrgjødsel per i dag (Lyng et al., 2019).

2.2 Inntekter

Det er tatt utgangspunkt i at det vil være to kilder til inntekt for et biogassanlegg av denne typen.

Salg av biogass

En viktig inntektskilde vil være salg av biogass. Beregningene er gjort med utgangspunkt i at anlegget vil oppgradere biogassen til drivstoffkvalitet og at denne biogassen vil selges for 0,445 kr/kWh (Araldsen, 2019). Inntekt fra salg av biogass vil i stor grad avhenge av avsetningsmulighetene i regionen. Det er utfordrende å forutse hva som vil være markedsprisen på gassen, siden prisene ofte forhandles mellom anlegget og gassdistributør, og er konfidensielle. Kostnadsdata fra anlegg som har søkt støtte fra Enova viser at det er stor variasjon i antatt inntekt fra oppgradert biogass, fra 0,37 kr/kWh til 0,7 kr/kWh (Lyng, 2018). Før en eventuell investeringsbeslutning anbefales det å gå nærmere inn på hvilken pris anlegget kan forvente å få fra salg av biogassen, ved å undersøke regionale avsetningsløsninger og i dialog med gassdistributører.

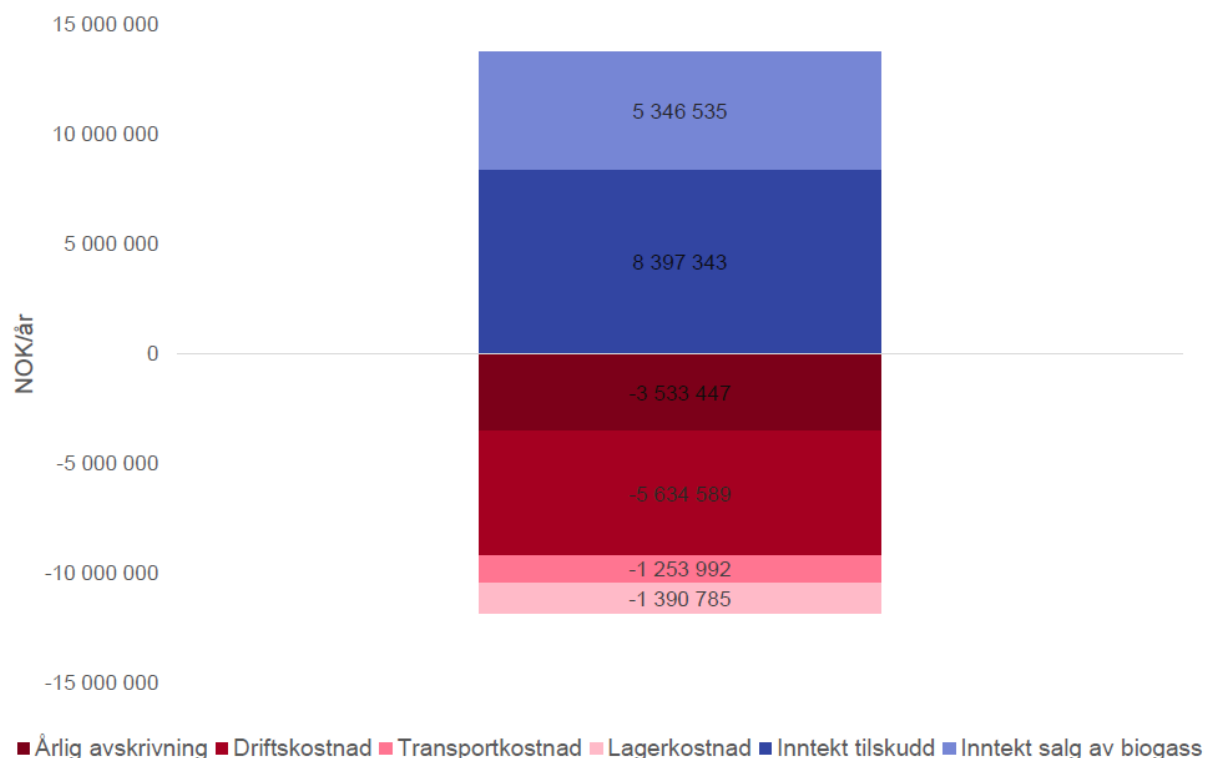
Tilskudd til bonden for levering av husdyrgjødsel som deles med anlegget

I samsvar med Forskrift om tilskudd for levering av husdyrgjødsel til biogassanlegg (Lovdata, 2018), kan bonden søke om å motta en støtte per tonn husdyrgjødsel som leveres til biogassanlegget. Denne støtten beregnes basert på tørrstoffinnholdet i gjødsla.

Beregningen av tilskudd per tonn husdyrgjødsel er gjort ved bruk av formelen $583(2x-x^2)$, der x er andelen tørrstoff i den leverte gjødsla. Det er beregnet at gjødsla som leveres til anlegget på Østre Toten i gjennomsnitt har en tørrstoffandel på 13 %. Videre er det antatt at bonden betaler 75 % av dette tilskuddet til biogassanlegget, basert på avtaleløsningen mellom det ene storskalaanlegget i Norge som behandler husdyrgjødsel og husdyrbøndene som leverer til anlegget (Lyng et al., 2019). Dette gir en inntekt på omtrent 106 kr/tonn for husdyrgjødsla anlegget vil motta.

3. Resultater

Det økonomiske årsresultatet for anlegget er presentert i Figur 1. Det totale årsresultatet for anlegget er estimert til å være omtrent 1,9 millioner kroner i årlig overskudd. Beregningene viser altså at etablering av et anlegg vil kunne være lønnsomt gitt de forutsetningene som er lagt til grunn i beregningene.



Figur 1 Årsresultat for et potensielt biogassanlegg med oppgradering på Østre Toten

Av figuren ser vi at den største inntektskilden er den delen av husdyrgjødseltilskuddet som bonden deler med anlegget, som totalt tilsvarer over 8,3 millioner kr årlig. Beregningene forutsetter at husdyrbøndene som leverer gjødsel utbetaler 75% av denne til biogassanlegget. Den største årlige kostnaden er driftskostnaden som ble beregnet til omtrent 5,6 millioner årlig, etterfulgt av årlige kapitalkostnader. De årlige kapitalkostnadene er beregnet ut ifra en total investeringskostnad på 67,3 millioner for et biogassanlegg med oppgraderingsanlegg.

4. Diskusjon

Det er viktig å merke seg at resultatet i stor grad beror på forutsetningene som er blitt lagt til grunn, og det er derfor store usikkerheter knyttet til det økonomiske resultatet. Endringer i forutsetningene vil kunne ha stor innvirkning på resultatene. For eksempel vil en endring i andelen av tilskuddet som bøndene deler med anlegget ha innvirkning på lønnsomheten til anlegget, gitt at dette er den største inntektskilden i for anlegget slik forutsetningene er presentert i kapittel 2. Analysene forutsetter også at støtten per tonn husdyrgjødsel, som forhandles hvert år over jordbruksavtalen, består i hele driftsperioden til anlegget og at støttenivået holder seg konstant. Dersom en større eller mindre andel av husdyrbøndene vil levere husdyrgjødsel til anlegget, vil dette påvirke både kostnadene og inntektene til anlegget.

Videre er årsresultatet også i stor grad avhengig av prisen som man kan regne med å selge biogassen for. I Lyng et al. (2019) er det regnet med en pris som er 17 % lavere enn den vi har lagt til grunn i disse analysene, som viser at biogassen kan gi lavere inntekt enn det som er forutsatt her. Det vil derfor være viktig å finne en realistisk pris på biogassen under regionale forutsetninger før det tas en investeringsbeslutning for et biogassanlegg på Østre Toten.

Resultatene presentert i Figur 1 tar heller ikke hensyn til usikkerhet i investeringskostnadene. Dersom investeringskostnadene av ulike grunner skulle øke med 20 eller 50 %, vil prosjektet fortsatt få et positivt resultat, slik forutsetningene er formulert i kapittel 2, om enn et svært lite overskudd. Men dersom investeringskostnaden overstiger en 54% økning fra det som er antatt her, vil ikke årsresultatet lenger være positivt, gitt at alle andre kostnads- og inntektskomponenter holdes uendret.

Et par andre forprosjekter for biogassanlegg i Norge ((Araldsen, 2019), (Holen et al., 2018)) tar utgangspunkt i ulike investeringskostnader per GWh biogass produsert enn det som er gjort her. Uten medtatt usikkerhet i investeringskostnadene, har disse lagt til grunn en investeringskostnad som er hhv. 3,5 % høyere og 25 % lavere per GWh produsert. Investeringskostnaden vil dog variere med hva slags substrater som inngår i biogassproduksjonen, og disse eksemplene er ikke direkte sammenlignbare med biogassanlegget i denne analysen.

Det understrekes at det per i dag er lite erfaringer i Norge knyttet til behandling av enkelte av råstoffene som er inkludert i studien, som blant annet talle og gjødsel fra høns. Fordi dette er en overordnet analyse med begrenset omfang, er det ikke gjort vurderinger knyttet til hvordan bruk av dissen råstoffene påvirker investering og drift av anlegget.

5. Konklusjon

Økonomianalysene viser at det vil være mulig å oppnå økonomisk lønnsomhet ved å etablere et biogassanlegg i Østre Toten, men at resultatet er avhengig av en rekke forutsetninger. De viktigste forutsetningene er hvor stor andel av gårdene i regionen som ønsker å levere husdyrgjødsel til biogassanlegget, hvordan avtalene utformes mellom anlegget og gårdene og hvorvidt dagens støtte per tonn husdyrgjødsel opprettholdes. Videre er det behov for en mer detaljert vurdering av avsetningsmulighetene for gassen og hvilken pris anlegget kan forvente å få for biogassen, samt hvordan investeringskostnadene påvirkes av aktuelle grunnforhold på tomten og hva slags teknologiske løsninger som velges for biogassanlegget.

6. Referanser

- ARALDSEN, T. 2019. Biogass på Voss - Rapport fra forprosjekt. Indre Hordaland Miljøverk IKS.
- HOLEN, A. K., LINDMARK, G. & SØRUM, M. 2018. Forprosjekt Biogass i Midt-Gudbrandsdalen. Multiconsult.
- LOVDATA 2018. Forskrift om endring i forskrift om tilskudd for levering av husdyrgjødsel til biogassanlegg. In: MATDEPARTEMENTET, L.-O. (ed.). Lovdata.
- LYNG, K.-A. 2018. *Reduction of environmental impacts through optimisation of biogas value chains. Drivers, barriers and policy development. PhD thesis 2018:6, Norwegian University of Life Sciences.*
- LYNG, K.-A., BJERKESTRAND, M., STENSGÅRD, A. E., CALLEWAERT, P. & HANSSEN, O. J. 2018. Optimising Anaerobic Digestion of Manure Resources at a Regional Level. *Sustainability*, 10, 286.
- LYNG, K.-A., PRESTRUD, K. & STENSGÅRD, A. E. 2019. Evaluering av pilotordning for tilskudd til husdyrgjødsel til biogassproduksjon. OR 04.10. Østfoldforskning AS, Fredrikstad.
<https://www.ostfoldforskning.no/no/publikasjoner/Publication/?id=2491>.
- MODAHL, I. S., LYNG, K.-A., STENSGÅRD, A., SAXEGÅRD, S., HANSSEN, O. J., MØLLER, H., MORKEN, J., BRISEID, T. & SØRBY, I. 2014. Biogassproduksjon fra matavfall og møkk fra ku, gris og fjørfe. Status 2014 (fase III) for miljønytte og verdikjedeøkonomi for den norske biogassmodellen BioValueChain. Østfoldforskning.
- YNGVESSON, J. & TAMM, D. 2017. Benchmarking för effektivare biogasproduktion. Energiforsk. Rapport 2017:353.