

Klimaanalyse av biogassproduksjon fra avløpslam

- en livsløpsanalyse av tre avløpsrenseanlegg i Østfold

Carbon footprint of biogas production from wastewater sludge

- a life cycle assessment of three wastewater treatment plants in Østfold, Norway

Åshild Sognnæs Hauso

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR MATEMATISKE REALFAG OG TEKNOLOGI
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2013



FORORD

Denne masteroppgaven er fullførelsen av min 5-årige mastergrad i vann- og miljøteknikk ved Institutt for Matematiske realfag og teknologi, ved Universitetet for miljø- og biovitenskap. Oppgaven ble skrevet i vårsemesteret i 2013 og har et omfang på 30-studiepoeng.

Oppgaven ble til med utgangspunkt i Østfoldforskning's ønske om å supplere en eksisterende livsløpsmodell for klimanytte av biogassproduksjon fra matavfall og husdyrgjødsel til også å gjelde avløpsslam. Oppgaven har siden utviklet seg til å bli et forsøk på å kartlegge mest mulig kunnskap om hvordan biogassproduksjon påvirker renseseffekt og kvalitet på slammet, og hvordan dette påvirker klimabidraget fra tre rensenanlegg i Østfold. Innspill fra en sterkt engasjert hovedveileder og biveileder har bidratt til å forme oppgaven underveis.

Jeg er svært takknemlig for all god veiledning fra både min hovedveileder Lasse Vråle (IMT) og biveileder Ole Jørgen Hanssen (INA), som begge har vært svært interesserte og engasjerte i oppgaven fra første dag. Disse to har vært et godt par hvor Lasse har bidratt med fagkunnskap om renseteknikk, mens Ole Jørgen har bidratt med innsikt i LCA-metodikk.

Jeg vil også takke Ingunn Saur Modahl, ved Østfoldforskning, for uvurderlig hjelp med å forstå og benytte analyseverktøyet SimaPro. En stor takk går også til de tre rensenanleggene som har bidratt med alle driftsdata som har vært uunnværlig i gjennomføringen av oppgaven, og i særlig grad må Raymond Jørgensen ved Øra, Hans Rikard Wold og Jon Wold ved Fuglevik og Tom Thoresen ved AHSA nevnes. Jeg har blitt møtt med stor samarbeidsvilje og godt humør. John Morken (IMT) og Tore Krogstad (IPM) har også vært ressurspersoner i innhenting av data om biogassproduksjon og slams egenskaper i jord, og jeg vil takke for god hjelp.

Til sist vil jeg takke mine medstudenter for hjelp til å fullføre oppgaven gjennom faglige diskusjoner, innspill til oppgaven og korrekturlesing og ikke minst motivasjon og oppmuntring gjennom mange lange kvelder på lesesalen i mai.

Ås, 14. mai 2013

Åshild Sognnæs Hauso

SAMMENDRAG

Norge har en målsetning om å redusere landets totale klimagassutslipp for å bidra til å minske de globale menneskeskapte klimaendringene. I avløpssektoren omtales gjerne slambehandlingsmetoden anaerob utråtning som en klimavennlig slambehandlingsprosess fordi biogass, som er en fornybar energikilde, produseres ved denne behandlingsmåten. Dermed kan bioenergi erstatte produksjon og bruk av fossile energikilder. Den totale miljøpåvirkningen knyttet til dette er ikke kartlagt for norske forhold, og de negative konsekvensene ved anaerob utråtningsprosess nevnes sjelden.

I denne masteroppgaven er en livsløpsanalyse bygd opp for tre renseanlegg i Østfold ved hjelp av modelleringsverktøyet SimaPro. Øra (FREVAR) og Fuglevik (MOVAR) benytter anaerob utråtning som slambehandling, mens AHSA benytter i stedet Orsa-metoden. Miljøindikatoren valgt for analysen er klimaendring, og anleggene sammenlignes på grunnlag av klimapåvirkning som energi- og ressursbruk forårsaker, målt i CO₂-ekvivalenter. En litteraturstudie er utført for å finne hvilke konsekvenser valg av slambehandlingsmetode har på avløpsrenseanleggets renseseffekt og slammets nytteverdi i jordbruket.

Resultat fra livsløpsanalysen viser tydelig at de to anleggene som produserer biogass bidrar til en reduksjon av totale klimagassutslipp, selv om Øra og Fuglevik har et høyere energiforbruk per m³ avløpsvann behandlet enn AHSA. Dette skyldes at biogassproduksjonen erstatter bruk av andre mer forurensende energikilder, og reduserer dermed utslipp knyttet til produksjon og bruk av disse.

Litteraturstudien tyder på at renseseffekten for organisk stoff ved anlegg med anaerob utråtning er lavere enn ved anlegg med kalkstabilisering, uten at dette kan slås fast med sikkerhet. Dette skyldes i så fall trolig ekstra belastning fra returstrømmene fra slambehandlingen. Uansett årsak risikerer Øra og Fuglevik å måtte innføre et biologisk rensetrinn for å innfri sekundærrensekravene i (Forurensningsforskriften 2004). På tross av det økte energibehov ved innførsel av et ekstra rensetrinn, viser fortsatt resultatene av analysen en netto reduksjon av totale klimagassutslipp for Øra og Fuglevik, men i mindre grad enn uten det ekstra rensetrinnet.

I den utførte livsløpsanalysen ble bruk av torv regnet som det erstattede produktet for tilførsel av organisk stoff fra slam, selv om dette ikke benyttes i praksis. Dette ga et meget positivt utslag i netto klimapåvirkning for hvert enkelt anlegg, men forholdet mellom de tre anleggene er ikke endret i vesentlig grad. Utelates det organiske stoffet fra analysen, utgjør bruk av slam en veldig liten del av den totale klimapåvirkningen til avløpsrenseanleggene. Verdien av det organiske stoffet i slam bør undersøkes nærmere, og et bedre egnet alternativt produkt enn uttak av torv bør inkluderes i analysen.

Litteraturstudien kan ikke konkludere med store forskjeller i slamkvaliteten til anaerob utråtning og kalkstabilisert slam. Det plantetilgjengelige nitrogeninnholdet er noe lavere i utråtningsslam enn i slam som er stabilisert på andre måter. Dette fører til at slam fra AHSA kan erstatte en større mengde nitrogengjødsel enn slam fra Øra og Fuglevik. Kalkinnholdet i slammets har en vesentlig jordforbedringsnytte, men dette gir lite utslag i analyseresultatene.

Usikkerhet rundt viktige forutsetninger gjort i analysen, som valg av torv som erstattet produkt, energibehovet til et biologisk trinn og hvor mye av biogassen brukt internt i praksis fører, til en usikkerhet rundt konklusjonen. Likevel kan det med stor sannsynlighet konkluderes med at Øra, som er anlegget som har størst biogassproduksjon, bidrar til en betydelig reduksjon i klimagassutslipp.

ABSTRACT

Norway has a political goal of reducing the country's total greenhouse gas emission, to contribute to reduce the global anthropogenic climate change. Due to the energy potential of biogas production of anaerobic sludge stabilization, this is in the often thought of as a climate friendly process. Biogas from wastewater sludge is a renewable energy source, and can thus replace the need for production and use of fossil fuels. The total environmental impact of this process is not identified under Norwegian conditions, and the negative environmental impacts of anaerobic digestion are seldom spoken of.

In this master thesis a life cycle assessment is conducted for three wastewater treatment plants in Østfold, Norway with the modelling tool SimaPro. The plants, Øra (FREVAR) and Fuglevik (MOVAR), uses anaerobic digestion as sludge stabilization method, while the plant AHSA uses lime stabilization. Global warming is chosen as the only environmental impact category for this study. The wastewater treatment plants are compared based on the climate change potential caused by the energy- and resource consumption of the treatment process. A literature review is conducted to identify what impact the choice of sludge treatment process has on the wastewater treatment efficiency and the quality of biosolids used in agriculture.

The result of the study shows that the two plants which produce biogas contribute to reducing the total emissions of greenhouse gases, even though Øra and Fuglevik have a higher energy demand per m³ wastewater treated than AHSA does. This is due to biogas replacing the use of more polluting energy sources, and thus reducing emission due to production and the use of these energy sources.

The literature review implies that the treatment efficiency for organic solids is somewhat poorer in treatment facilities using anaerobic digestion than facilities using lime stabilization, probably due to the additional load from the reject water from the sludge treatment. Whatever reason, Øra and Fuglevik, risks having to introduce an new treatment step in order to meet the treatment requirements for organic matter of the Norwegian pollution regulations (Forurensningsforskriften 2004). In spite of the increased energy demand caused by a biological treatment step, both Øra and Fuglevik still contributes to a net reduction of the total greenhouse gas emissions, but to a lesser extent.

In the conducted assessment use of peat was considered the most similar product to the organic matter in the biosolids, even though it not used in agriculture the same way biosolids are. Including peat as a replaced product for biosolids in the assessment lead to a very positive result for all of the three treatment plants, but the assumption does not change the result much for the plants relative to each other. Not including peat as a replaced product the use of biosolids has a very small impact on the total result. The value of the organic content in sludge should be better evaluated, as it seems to have a considerable impact on the result of the assessment. The literature review does not show a big difference in the quality of the sludge based on the sludge treatment method. The plant available nitrogen content of anaerobic stabilised biosolids is somewhat lower than biosolids from other sludge treatment methods. This leads to biosolids from AHSA being able to replace more nitrogen fertilizer than the biosolids from Øra and Fuglevik. The content of lime in biosolids has a considerable effect on the soil conditions, but this gives little impact in the result of the assessment.

Uncertainty regarding the premises made in this assessment can greatly affect the conclusion of the study. Choices regarding peat as a the alternative product for organic matter in biosolids, the energy need of a biological treatment step and how much of the biogas used internally in the facility can be said to replace an alternative energy source in practice, are especially critical for the outcome of the assessment. However, the results show that Øra, which produce the most biogas, most probably contribute to reducing the total greenhouse gas emissions.

INNHALDSFORTEGNELSE

Forord.....	
Sammendrag.....	ii
Abstract.....	iv
Liste over figurer.....	x
Liste over tabeller.....	xiv
Forkortelser.....	xvi
1. Innledning.....	1
2. Målsetning.....	4
2.1. PROBLEMSTILLING.....	4
2.2. METODE.....	4
2.3. OPPGAVENS OPPBYGNING.....	5
3. Bakgrunn.....	6
3.1. AVLØPSRENSING.....	7
3.2. SLAMBEHANDLING.....	9
KALKBEHANDLING.....	11
AEROB, TERMOFIL FORBEHANDLING OG MESOFIL ANAEROB STABILISERING.....	11
PASTEURISERING OG ANAEROB TERMOFIL STABILISERING.....	11
4. Litteraturstudie.....	12
4.1. RENSEEFFEKT.....	12
4.2. RETURSTRØMMER.....	13
4.3. BIOGASSPRODUKSJON.....	16
POTENSIAL.....	17
PRODUKSJONSPROSESS.....	18
4.4. SLAM.....	20
REGULERING AV BRUK.....	20
DAGENS BRUK.....	21
NYTTEVERDI.....	21
4.5. LCA-STUDIER AV AVLØPSBEHANDLING.....	26
5. Metode.....	29

5.1. STUDIEOBJEKT	30
DATAINNSAMLING	30
AHSA RENSEANLEGG.....	31
FUGLEVIK RENSEANLEGG.....	35
ØRA RENSEANLEGG	39
5.2. LCA - METODIKK.....	43
DEFINISJON AV MÅL OG OMFANG	44
LIVSLØPSREGNSKAP - LCI	46
EFFEKTVURDERING - LCIA	46
TOLKNING.....	47
5.3. ANALYSENS MÅL OG OMFANG	47
MÅL	47
FUNKSJONELL ENHET	47
EFFEKTVURDERINGSMETODE.....	48
SYSTEMGRENSER.....	48
ERSTATTEDE PRODUKTER.....	50
DIREKTE UTSLIPP	51
PROSESSER OG PARAMETERVERDIER.....	52
PROSESSER BRUKT	55
ENERGI OG RESSURSFORBRUK	57
ERSTATTEDE PRODUKTER.....	61
6. <i>Resultat</i>	65
6.1. RENSEANLEGGENES TOTALE KLIMAPÅVIRKNING	65
EKSISTERENDE SITUASJON.....	65
6.2. RENSEEFFEKT OG SLAMKVALITET	69
RENSEEFFEKT	69
KJEMISK FELLING.....	71
SLAMKVALITET.....	72
6.3. BIOLOGISK TRINN	73
6.4. ENERGIBRUK VED DAGENS SITUASJON	74
7. <i>Diskusjon</i>	77
7.1. RENSEANLEGGENES TOTALE KLIMAPÅVIRKNING	77
ØRA.....	77
FUGLEVIK.....	77
AHSA.....	77
7.2. RENSEEFFEKT	78
INNFØRING AV BIOLOGISK RENSETRINN	79

7.3. ERSTATTEDE PRODUKTER	79
BRUK AV SLAM	79
BIOGASS.....	80
7.4. VURDERING AV METODE	81
8. Konklusjon.....	83
8.1. VIDERE UNDERSØKELSER	85
9. Referanser	87
Vedlegg I.....	92

LISTE OVER FIGURER

Figur 1 Andel klimagasser fra avfallssektoren i andel av totalt klimagassutslipp i Norge i 2010. (Meld.St.21 2011-2012)	1
Figur 2 En forenklet oversikt over eksempler på rensetrinn i et renseanlegg (Boye 2004).....	8
Figur 3 Slambehandlingsmetoder som kan gi et stabilisert og hygienisert slam. (NorskVann 2010) 10	
Figur 4 Oversikt over forventede renseeffekter med ulike rensemetoder (Ødegaard et. al, 2009) hentet fra (Ødegaard, Thorolfsson et al. 2012) FB = forbehandling, S = separasjon, F = kjemisk felling, BR = biologisk trinn, DN = denitrifikasjon, N = nitrifikasjon.	12
Figur 5 Prosentvis tilleggsbelastning av organisk stoff (KOF), nitrogen (tot-N), fosfor (tot-P) og vannføring Q. Framstilt fra figur 4.17 fra Storhaug (2000) med 20 timers utjevning av returstrømmene.....	15
Figur 6 Alkalitet i returstrømmene gitt i millikevivalenter/l, framstilt av Lasse Vråle ut i fra tall fra Storhaug (2000). Øra har felles prøvetakingspunkt for rejektivann og dekantvann.....	15
Figur 7 Fordeling av teoretisk energipotensial på de ulike kartlagte biogassressursene (Hanne Lerche Raadal, Schakenda et al. 2008)	18
Figur 8 Potensial for biogassproduksjon i Norge innen 2020 (Klif 2013b)	18
Figur 9 Bruksområder for slam i 2011. Basert på tall fra (Berge and Mellem 2012)	21
Figur 10 Middellavling for 2007 for hver av behandlingene i Ås og Hobøl. Kolonner innen hvert av feltene med forskjellig bokstav er signifikant forskjellig fra hverandre (Øgaard, Grønsten et al. 2009).....	23
Figur 11 Aggregatstabilitet for 2 aggregatfraksjoner (0,6-2 mm og 2-6 mm) for de ulike behandlingsleddene i Hobøl. Gjennomsnittsverdien av tre gjentak er vist. Gjennomsnittsverdier innen hver aggregatfraksjon etterfulgt av ulike bokstaver er signifikant forskjellige. (Øgaard, Grønsten et al. 2009)	23
Figur 12 Global miljøpåvirkning (Eco-Indicator 99) (Halleux, Lassaux et al. u. d.).....	26
Figur 13 DE FIRE TRINNENE I EN LIVSLØPSANALYSE (FRITT ETTER BAUMANN & TILLMANN 2009) hentet fra (Fjeldhus 2012)	44
Figur 14 Systemgrenser for LCA-analysen.	49
Figur 15 Flytskjema over livsløpstrinnene i analysen. Basert på figur fra (Lyng, Modahl et al. 2012) 53	
Figur 16 Inndeling av elektrisitetsforbruk til prosessutstyr ved AHSA renseanlegg i 2011. (Norconsult 2012)	59
Figur 17 Resultater for klimapåvirkning fra rensing av 1 m ³ avløpsvann fordelt vist med påvirkningen fra de ulike prosessene. Uttak av torv er inkludert som erstattet produkt for det organiske innholdet i slammet brukt i jordbruket	66

Figur 18 Resultat for netto klimapåvirkning fra håndtering av 1 m ³ avløpsvann. Uttak av torv er inkludert som erstattet produkt for det organiske innholdet i slammet brukt i jordbruket.	66
Figur 19 Resultater for klimapåvirkning fra rensing av 1 m ³ avløpsvann fordelt på ulike livsløpstrinn. Uttak av torv er <u>ikke</u> inkludert som erstattet produkt for det organiske innholdet i slammet brukt i jordbruket.	67
Figur 20 Resultat for netto klimapåvirkning fra håndtering av 1 m ³ avløpsvann. Uttak av torv er <u>ikke</u> inkludert som erstattet produkt for det organiske innholdet i slammet brukt i jordbruket.	68
Figur 21 Resultat fra netto klimapåvirkning fra den totale belastningen til rensenanlegget (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt)	68
Figur 22 Renseeffekt tot-P for alle tre rensenanlegg , samt renskrav og gjennomsnittsverdi for 87 norske kjemiske rensenanlegg uten anaerob utråtning av slammet (Ødegaard 1992).....	70
Figur 23 Renseeffekt BOF ₅ for alle tre rensenanlegg, samt renskrav (Forurensningsforskriften 2004) og gjennomsnittsverdi for 87 norske kjemiske rensenanlegg uten anaerob utråtning av slammet (Ødegaard 1992)	70
Figur 24 Renseeffekt KOF for alle tre rensenanlegg, samt renskrav (Forurensningsforskriften 2004) og gjennomsnittsverdi for norske kjemiske rensenanlegg uten anaerob utråtning av slammet (Ødegaard 1992). (Graf for renseseffekt vises ikke i figur fordi den tilsvarer gjennomsnittet for norske rensenanlegg)	70
Figur 25 Klimapåvirkning fra prosesstrinnet <i>Kjemisk felling</i> per m ³ behandlet avløpsvann inn i anlegget. (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt)	71
Figur 26 Klimapåvirkning fra prosesstrinnet <i>Kjemisk felling</i> per mengde forurensing inn i anlegget. Mengde forurensing vist med ulike enheter for å få samme størrelsesorden. (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt).....	71
Figur 27 Klimapåvirkning fra prosesstrinnet <i>Bruk av slam</i> per mengde forurensing inn i anlegget. Mengde forurensing vist med ulike enheter for å få samme størrelsesorden. (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt).....	72
Figur 28 Klimapåvirkning kun fra prosesstrinnet <i>Bruk av slam</i> per kg N inn i anlegget per år. Med og uten kalk som erstattet produkt (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt)	72
Figur 29 Klimapåvirkning per m ³ avløpsvann behandlet med innførsel av biologisk trinn. (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt)	73
Figur 30 Netto klimapåvirkning per m ³ avløpsvannbehandlet med og uten innføring av biologisk trinn. (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt)	73
Figur 31 Rensenanleggenes totale energibehov i kWh/år. Energiforbruket som ligger på den positive akse er energiforbruk som tilføres anlegget. Forbruket som ligger under nullaksen er energi produsert og brukt internt på anlegget.	74
Figur 32 Rensenanleggenes energibehov i kWh per m ³ avløpsvann behandlet. Energiforbruket som ligger på den positive akse er energiforbruk som tilføres anlegget. Forbruket som ligger under nullaksen er energi produsert og brukt internt på anlegget.....	74

Figur 33 Resultater for klimapåvirkning fra rensing av 1 m³ avløpsvann fordelt på ulike livsløpstrinn rensanlegget når erstattet energi internt på anlegget ikke er regnet med. (Uttak av torv er ikke inkludert som erstattet produkt for det organiske innholdet i slammet brukt i jordbruket) 75

Figur 34 Resultat fra netto klimapåvirkning per m³ avløpsvann behandlet fra den totale belastningen til rensanlegget når erstattet energi internt på anlegget ikke er regnet med. (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt)..... 76

LISTE OVER TABELLER

Tabell 1 Definisjon av rensekrav for større tettbebyggelser i den norske forurensningsforskriften(2004) hentet fra (Ødegaard, Thorolfsson et al. 2012)	6
Tabell 2 Beskrivelse av renseanlegg hvor returstrømmer er kartlagt (Storhaug 2000).....	14
Tabell 3 Produsert biogass fra deponi, avløpsslam og matavfall. Av oppsamlet deponigass blir omtrent 50 % nyttiggjort (Klif 2013b).....	16
Tabell 4 Biogassutbytte og metaninnhold i biogassen avhengig av substrattype. Kilde: Svensk Gasteknisk Center (2009) henvist til i (Klif 2013b).....	17
Tabell 5 Renseeffekt ved AHSA med belastningen fra overløp ekskludert fra beregninga. Renseeffekt beregnet på grunnlag av (Arnesen, 2011, 2012, 2013)	32
Tabell 6 Nøkkeltall AHSA.....	34
Tabell 7 Renseeffekt ved Fuglevik med belastningen fra overløp ekskludert fra beregninga. Renseeffekt beregnet på grunnlag av (Arnesen, 2011, 2012, 2013)	35
Tabell 8 Renseeffekt ved MOVARs tre avløpsrenseanlegg i 2011 (MOVAR 2012)	36
Tabell 9 Nøkkeltall Fuglevik	38
Tabell 10 Renseeffekt ved Øra med belastningen fra overløp ekskludert fra beregning. Renseeffekt beregnet på grunnlag av (Arnesen, 2011, 2012, 2013)	39
Tabell 11 Nøkkeltall Øra.....	42
Tabell 12 Global oppvarmingspotensial for de tre vanligste klimagassene. Hentet fra (UNFCCC 2013)	51
Tabell 13 Prosesser og deres utslippsfaktorer hentet fra SimaPro.....	55
Tabell 14 Prosesser og deres utslippsfaktorer lagt inn i SimaPro i denne oppgaven. Dokumentasjon gitt av Kemira lagt i Vedlegg I.	56
Tabell 15 Parameterverdier for energi- og ressursbruk. Alle verdier er spesifikke verdier for driftsåret 2011	57
Tabell 16 Parameterverdier for fordeling av elektrisitetsforbruket til de ulike prosesstrinn med og uten biologisk rensetrinn. Basert på energikartlegging ved AHSA (Norconsult 2012) og Hias (Wadahl, 2010).....	58
Tabell 17 Parameterverdier for oppgradering av biogass til drivstoff	61
Tabell 18 Parameterverdier for slammets verdi i jordbruket.....	62
Tabell 19 Kalkingseffekt i kalkholdig slam (Nedland 2008a).....	63
Tabell 20 Gjennomsnittsverdier for nitrogengjødslingsverdi fra forsøk beskrevet av Ugland, Ekeberg et al. (1998)	64

FORKORTELSER

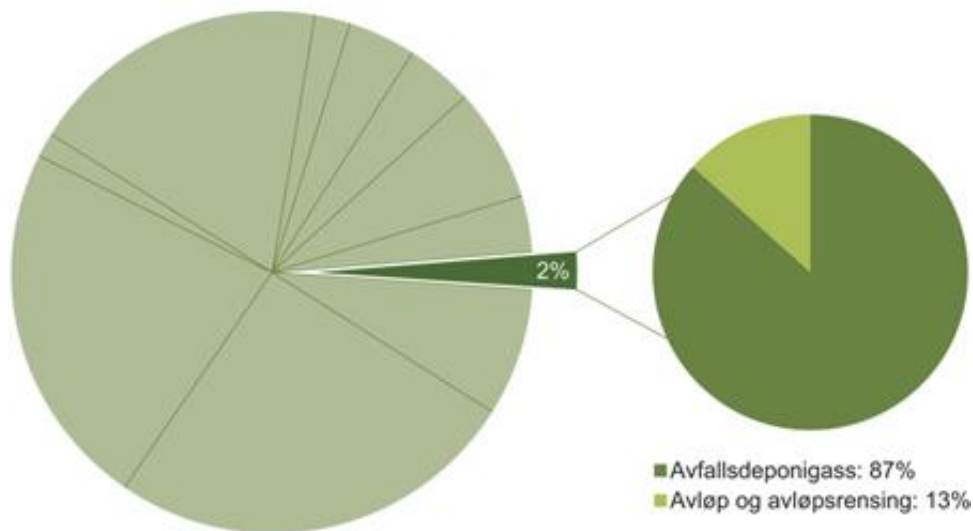
TS	= Totalt tørrstoff: Totalt innhold av oppløst og partikulært stoff i væske
SS	= Suspendert stoff: Vannets innhold av oppslemmet, partikulært materiale.
VS	= Den del av suspendert stoff som forsvinner ved gløding ved 600°C
KOF	= Kjemisk oksygenforbruk: Mål for innholdet av kjemisk nedbrytbart organisk stoff i vann.
BOF	= Biokjemisk oksygenforbruk: mål for mengden av oksygenforbrukende materiale i vann
Tot-P	= totalt fosforinnhold
Tot-N	= totalt nitrogeninnhold
Nm ³	= Normalkubikkmeter: brukes for å angi gassmengder
Kjeldahl-N	= organisk bundet nitrogen + NH ₃ + NH ₄ ⁺

1. INNLEDNING

En av vår tids største utfordringer er å redusere de store klimaendringene vi er vitne til. Kraftigere nedbør, mer ekstremvær og isdekker som smelter og fører til havstigning er noen av effektene av den globale oppvarmingen medfører (IPCC 2007a). I følge FNs klimapanel, IPCC (2007a) er det meget sannsynlig at den globale økning i gjennomsnittstemperatur i stor grad skyldes menneskets utslipp av klimagasser. Forbruk av fossile energikilder som kull og olje forårsaker en stor del av klimagassutslippene. Norges totale utslipp av klimagasser tilsvarer i følge foreløpige tall for 2012 52,9 millioner tonn CO₂-ekvivalenter (SSB 2013). Forpliktelsen Norge har skrevet under på i Kyotoprotokollen er at utslippene av klimagasser i perioden 2008-2012 ikke skulle økes med mer en én prosent i forhold til 1990 nivå (Klif u.d). Bruk av fornybare energikilder som vann-, vind- og bølgekraft er eksempler på tekniske løsninger som kan redusere bruken av fossile og forurensende energikilder, men effektiv energiutnyttelse og reduksjon av energiforbruket er vel så viktig.

→ Utslipp av klimagasser fra avfallssektoren i 2010

Totalt 1,25 millioner tonn CO₂-ekvivalenter



KILDE: Klima- og forurensningsdirektoratet og Statistisk sentralbyrå, 2012 / miljøstatus.no

Figur 1 Andel klimagasser fra avfallssektoren i andel av totalt klimagassutslipp i Norge i 2010. (Meld.St.21 2011-2012)

Som vist i Figur 1 stod avfallssektoren i 2010 for en klimabelastning på anslagsvis 1,25 millioner tonn CO₂-ekvivalenter mens avløp og avløpsrensing står for 13 % av disse. Det totale energiforbruket i avløpssektoren i Norge er anslått til mellom 670 – 800 GWh/år. Avløpsrensaneanlegg står for litt over halvparten av dette. (Erstad and Helleberg 2007) Sett i forhold til de forpliktelsene Norge så langt har forpliktet seg til i Kyotoprotokollen er altså klimagassutslippene fra avløpssektoren også en viktig påvirkning.

Avløpsrensaneanlegg har mulighet til selv å produsere bioenergi som kan erstatte bruk av mer forurensende energikilder. Avløpsslam, restproduktet etter rensing av avløpsvann, har lenge blitt sett på som en ressurs i landbruket og da spesielt på kornareal. I dag ses det også slammet på som en potensiell energikilde på grunn av mulighet for å produsere biogass fra slammet. Biogass er en betegnelse på restprodukt fra nedbryting av organisk materiale uten tilførsel av oksygen og inneholder energibæreren metan (CH₄), samt karbondioksid (CO₂) og mindre mengder sporgasser som vanddamp (H₂O) og hydrogensulfid (H₂S). Energien fra biogassen kan benyttes både til oppvarming og elektrisitetsproduksjon internt i avløpsrensaneanlegget, men også oppgraderes til ren metan og benyttes som drivstoff som erstatning for diesel. I beste fall kan avløpsrensaneanlegg bli en nettopleverandør av energi, noe som vil ha svært gunstig innvirkning på klimaregnskapet til avløpssektoren.

Økt utnyttelse av potensialet fra biogass i Norge er en uttalt målsetning i Meld.St.21 (2011-2012) som presiseres at: "Biogassproduksjon basert på gjødsel, avløpsslam og ulike typer avfall har et vesentlig potensial for å redusere utslipp av klimagasser." og "Økt produksjon av biogass vil mest sannsynlig ikke være i konflikt med naturmangfold eller andre viktige miljøverdier, jf. utredning fra Direktoratet for naturforvaltning. Selve produksjonen av gassen fører ikke til negative virkninger på naturmiljøet, i motsetning til de fleste andre typer ny utbygging av energiproduksjon."

Østfold fylke gjør en innsats for å realisere potensialet for biogassproduksjon i fylket ved prosjektet Biogass Østfold 2015. Prosjektet har som mål å være pådriver for å legge til rette rammebetingelsene for å realisere potensialet, og å være en nettverksbygger mellom de ulike aktuelle aktørene som er nåværende og framtidige biogassanlegg, kommunene, distribusjon og transport og landbruket. I første rekke er husdyrgjødsel og matavfall de mest aktuelle substratene, men også avløpsslam er et viktig substrat. (BiogassØstfold u.d.) Krav om hygienisering og stabilisering av avløpsslam gjør at slammet uansett må gjennom en mer eller mindre komplisert slambehandlingsprosess. Husdyrgjødsel derimot spres vanligvis direkte på jordene uten noen form for behandling og matavfall blandes i mange kommuner direkte med restavfallet. Avløpsslam som substrat for biogassproduksjonen er derfor lettere tilgjengelig, med en eksisterende infrastruktur for å behandle det. Biogassproduksjon fra avløpsslam vil i beste fall kunne dekke store deler av rensaneanleggets eget energibehov samt levere metan som erstatning for drivstoff fra fossile kilder. Men slambehandlingsmetode vil også kunne påvirke primærfunksjonen til rensaneanlegget, som er rensing av avløpsvann. Rejektvannstrømmer fra slambehandlingen (beskrevet i avsnitt 5.4) kan i verste fall føre til redusert rensegrad og behov for innførsel av et ekstra avløpsrensetrinn for å innfri rensekravene til anlegget. Sammenhengen mellom rensesprosessene og slambehandling i et avløpsrensaneanlegg, og hvordan dette påvirker slammets egenskaper som en ressurs i jordbruket, vil være viktig for å kartlegge den totale nytten av å produsere biogass ved et avløpsrensaneanlegg.

Når man ønsker å velge den beste løsningen blant mange alternativer er kunnskap om hele livsløpet til prosessen viktig. LCA – Life Cycle Assessment, eller livsløpsanalyser, er en metode for å vurdere en prosess eller produkts totale miljøpåvirkning, fra råvareuttak, produksjonsprosess, distribusjon, energiforbruk, bruk, eventuelt gjenbruk og avfallshåndtering. Siden sin spede start på

slutten av 60-tallet og begynnelsen av 70-tallet har LCA utviklet seg til å bli en kjent og mye brukt metode for å vurdere miljøbelastninger på alt fra å sammenligne ulike stoler til optimalisering av avløpsrensereprosesser. (Baumann and Tillman 2004) LCA kan dermed være et effektivt verktøy til å vurdere både fordeler og ulemper ved å produsere biogass ved avløpsrensianlegget, der både kvaliteten til rensianleggets primærfunksjon, rensing av avløpsvann, og tilleggsproduktene kan sammenstilles.

2. MÅLSETNING

Masteroppgaven har som mål å belyse de ulike verdiene av avløpsslam i et livsløpsperspektiv, med hovedfokus på biogassutnyttelse og slambruk i landbruk, ved å studere tre renseanlegg i Østfold.

Oppgaven skal bidra til utvikling av en LCA-modell for slambehandling ved hjelp modelleringsverktøyet SimaPro for å vurdere om ulike valg av slambehandlingsprosesser i stor grad påvirker klimapåvirkningene til avløpsrenseanlegg.

2.1. PROBLEMSTILLING

Kan biogassproduksjon fra avløpsslam bidra til å redusere klimapåvirkningene til avløpsrensing?

Hva er klimagassbelastningen for et driftsår for de tre renseanleggene: FREVAR renseanlegg Øra, Fuglevik renseanlegg MOVAR og AHSA renseanlegg?

Hvordan påvirker innføring av anaerob utråtning renseeffekten til renseanlegget og slammets nytte som jordforbedringsmiddel og/eller gjødsel, og påvirker dette klimagassregnskapet?

Er livsløpsanalyse egnet som metode for å sammenligne ulike behandlinger av avløpsslam og er kvaliteten på tilgjengelige data tilstrekkelig for å gjennomføre analysene?

2.2. METODE

Litteraturstudium for å kartlegge kunnskapsstatus på området med basis i studier fra norske anlegg og internasjonal litteratur

Beskrive tre avløpsrenseanlegg i Østfold med hensyn til prosesser, material- og energiflyt i anleggene

Benytte LCA- metodikk og - modelleringsverktøyet SimaPro til å bygge en modell for de tre anleggene beskrevet for å gjennomføre enkle analyser med klimagass som miljøindikator

2.3. OPPGAVENS OPPBYGNING

Avløpsrensingens og slambehandlingens historie og oppbygning av prosessene er kort beskrevet i kapitel 3. Dette gir et innblikk i bakgrunnen for hvorfor vi renser avløpsvannet i Norge og hvordan. Slambehandlingens oppbygning og hva som skjer med det behandlede slammet er også beskrevet.

Kunnskapsstatus om slambehandlingens påvirkning på avløpsrenseprosessens renseseffekt og slammets jordforbedringspotensial er beskrevet i litteraturstudien i kapitel 4. Kapittel 4 inneholder også en gjennomgang av relevante livsløpsanalyser utført ulike steder i verden, og hvordan disse kan relateres til norske forhold.

Kapittel 5. Metode inneholder beskrivelse av de tre valgte studieobjektene, Øra, Fuglevik og AHSA renseanlegg. Kapitlet redegjør også for LCA - metodikken og beskriver oppbygningen av livsløpsanalysen gjennomført for de tre valgte studieobjektene.

Resultatene fra den gjennomførte livsløpsanalysen er presentert i kapitel 6, sammen med de viktigste punktene fra litteraturstudien.

Resultatene er diskutert i kapitel 7 og en oppsummering av konklusjonen fra oppgaven er gitt i kapitel 8.

3. BAKGRUNN

I Norge har vi lav befolkningstetthet, store ferskvannsressurser og lang kystlinje. Men mange av fjordene våre, og spesielt terskelfjordene, blant annet i indre Oslofjord, var massivt forurenset av urensset kloakk og algevekst før bygning av kjemiske renseanlegg kom i gang tidlig i 1970-årene. Stor forskningsaktivitet ved NIVA fra 1960 viste at det mest effektive for slike områder var å gjøre fosfor til minimumsstoff for algevekst. Fjerning av fosfor fra avløpsvannet var da hovedmålet med rensingen. Dette ble påvist mest effektivt med kjemisk felling som både fjernet fosfor og organisk stoff på en rimelig, energieffektiv og enkel metode. Hovedsakelig ble det bygget kjemiske renseanlegg fordi disse fjernet både fosfor og organisk stoff rimelig og enkelt, mens biologisk renseanlegg var mer sårbare for kaldt avløpsvann. I mange andre land som ofte har utslipp til stilleflytende elver og varmere klima, er ikke algevekst et like stort problem og biologiske renseanlegg blir i større grad benyttet. Hovedmålet var da å redusere utslipp av organisk i utløpsvannet for at ikke oksygeninnholdet i elvene ikke skulle bli for lavt og skape anaerobe forhold i vannmassene. (Personlig meddelelse, Lasse Vråle, 2013).

Etter at EUs avløpsdirektiv ble innført i Norge i 2004 har man ved utslipp til ferskvann også innført sekundærrensekrav om god fjerning av organisk stoff med hensyn til utløpskonsentrasjoner. Rensekrav er delt inn i forhold til ulike sårbarhetssoner både basert på geografisk lokasjon, egenskaper ved resipienten og antall mennesker tilknyttet renseanlegget. Kyststrekningen fra svenskegrensa til Lindesnes med tilhørende nedbørsfelt er i følge Avløpsdirektivet (2004) definert som følsomt område mens nedbørsfeltet til kyststrekningen fra Lindesnes til Grense-Jakobselv er definert som mindre følsom, og bare i de største byene har man sekundær og tertiærrensing. Rensekravet for større tettbebyggelser er gitt i Tabell 1.

Tabell 1 Definisjon av renskrav for større tettbebyggelser i den norske forurensningsforskriften(2004) hentet fra (Ødegaard, 2012)

Renseprosess	Maksimal konsentrasjon	Minste % -reduksjon
<i>Primærrensing</i>	BOD ₅ : 40 mg/l SS: 60 mg/l	BOD ₅ : 20 % SS: 50 %
<i>Sekundærrensing</i>	BOD ₅ : 25 mg/l COD: 125 mg/l	BOD ₅ : 70 % COD: 75 %
<i>Tertiærrensing</i>	Tot-P: Ingen spesielle krav Tot-N: Ingen spesielle krav	Tot-P: 90 % Tot-N: 70 %

Som et restprodukt fra renseprosessen produseres avløpsslam. Avløpsrensing og slambehandling er nært sammenknyttet fordi avløpsrensingsprosessene bestemmer egenskapene til slammene som blir separert vekk fra avløpsvannet. Slambehandlingsprosessene kan også påvirke avløpsrensingsprosessene ved eventuelle returstrømmer, fra fortykking eller avvanning av slam, tilbake til innløpet til avløpsrenseanlegget.

3.1. AVLØPSRENSING

Avløpsrensing er delt inn i tre forskjellige hovedrenseprinsipper: Mekanisk, biologisk og kjemisk rensing. Rensetrinnene i et renseanlegg kan være oppbygd på mange ulike måter med ulik grad av rensing, men hovedtrinnene i et komplett renseanlegg er:

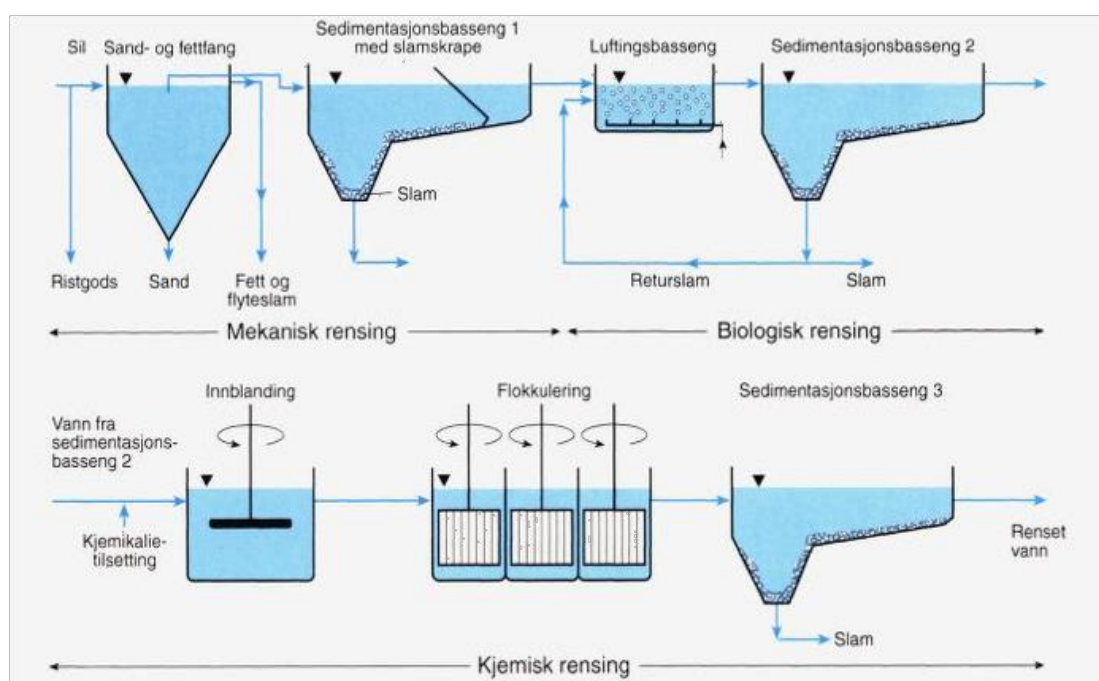
- Forbehandling
 - Større komponenter som sand, papir, q-tips og bleier, som kan skape driftsproblemer i etterfølgende rensetrinn, fjernes. Eksempler på rensenhet er rister, siler, kverner, sand- og fettfang. (Ødegaard. 2012)
 - Gjenstander, partikler, fett og sand som skilles ut i dette trinnet behandles vanligvis som restavfall.
- Primærrensing
 - Brukes ofte synonymt med mekanisk rensing. Partikler ned til ca. 0,1 mm lar seg fjernes ved sedimentasjon eller finsiling (Ødegaard. 2012)
 - Mekaniske trinn benyttes også for å separere ut slam etter kjemiske og biologiske trinn.
 - Skillet mellom forbehandling og primærrensing er ikke helt tydelig, men ofte vil slam separert fra forbehandling gå til restavfall da dette er de største partiklene, mens partikler og slam skilt ut ved mekanisk rensing går videre til slambehandling.
- Sekundærrensing
 - Fjerning av organisk nedbrytbart materiale (oppløst eller suspendert) og suspendert stoff. (Metcalf&Eddy 2004) Kan oppnås både ved hjelp av kjemisk og biologisk rensing.
 - Slam separert fra dette trinnet har en lav tørrstoffprosent og må derfor behandles videre.
- Tertiærrensing
 - I tillegg til suspendert stoff og organisk stoff fjernes næringsstoff. Kan innebære fjerning av enten fosfor eller nitrogen eller begge deler. (Ødegaard. 2012) Kan oppnås både ved kjemisk og biologisk rensing, men i Norge er kjemisk rensing det vanligste for fosforfjerning og nitrogenfjerning med biologisk rensing.
 - Slam fra dette trinnet har normalt en høyere tørrstoffprosent mellom 2,5 til 8 % fra slamlommene, men må behandles videre. (Personlig meddelelse, Lasse Vråle, 2013)

Mekanisk rensing består av rensetrinn som baserer seg på fysiske renseprosesser og separerer vekk større partikler. Rister, sandfang og sedimentering er typiske mekaniske renseprosesser. Mekanisk rensing brukes vanligvis som forbehandling før videre sekundær og tertiærrensing, men kan også forekomme som eneste rensetrinn i anlegg som kun har primærrensekraft.

Prinsippet for biologisk rensing er at mikroorganismer bryter ned løst og partikulært biologisk nedbrytbart materiale til akseptable sluttprodukter og CO₂. Suspenderte og usedimenterbare partikler fanges i en biofilm eller fnokk som kan separeres vekk fra vannet. Både anaerobe og aerobe bakteriekulturer kan brukes til avløpsrensing, men i Norge er kun aerob behandling benyttet i avløpsrensing. (Ødegaard. 2012) Biologisk aktivitet er avhengig av temperatur, næringsinnhold og innhold av toksiske stoffer. Biologiske rensemetoder skaper et slam som er svært vanskelig å avvanne. Derfor er det ofte nødvendig å benytte anaerob utråtning for å få akseptabelt tørrstoffinnhold i avvannet slam. (Personlig meddelelse, Lasse Vråle, 2013)

Kjemisk rensing vil si å tilsette fellingskjemikalier til avløpsvannet for å binde partikler og løste stoffer til større partikler. Aluminium- (Al^{3+}), jern- (Fe^{3+}) og kalsiumforbindelser (Ca^{2+}) kan benyttes som fellingskjemikalier fordi disse har en positiv ladning som binder det negativt ladede fosfationenet (PO_4^{3-}) og andre løste stoffer i vannet. For at partiklene skal bli store nok til å separeres ut fra vannet må de bygges opp til større partikler kalt fnokker ved omrøring av vannmassene i det som omtales som flokkuleringstrinnet. Den vanligste separasjonsmetoden er sedimentasjon, men flotasjon benyttes også (Ødegaard, 2012)

Et renseanleggs oppbygning bestemmes ut i fra rensekrav og avløpsvannets karakter som avhenger av blant annet: temperatur, pH, alkalitet, innhold av organisk stoff, totalt tørrstoff og næringsstoffer. En forenklet skisse over et renseanlegg med både mekanisk, biologisk og kjemisk rensetrinn er vist i Figur 2.



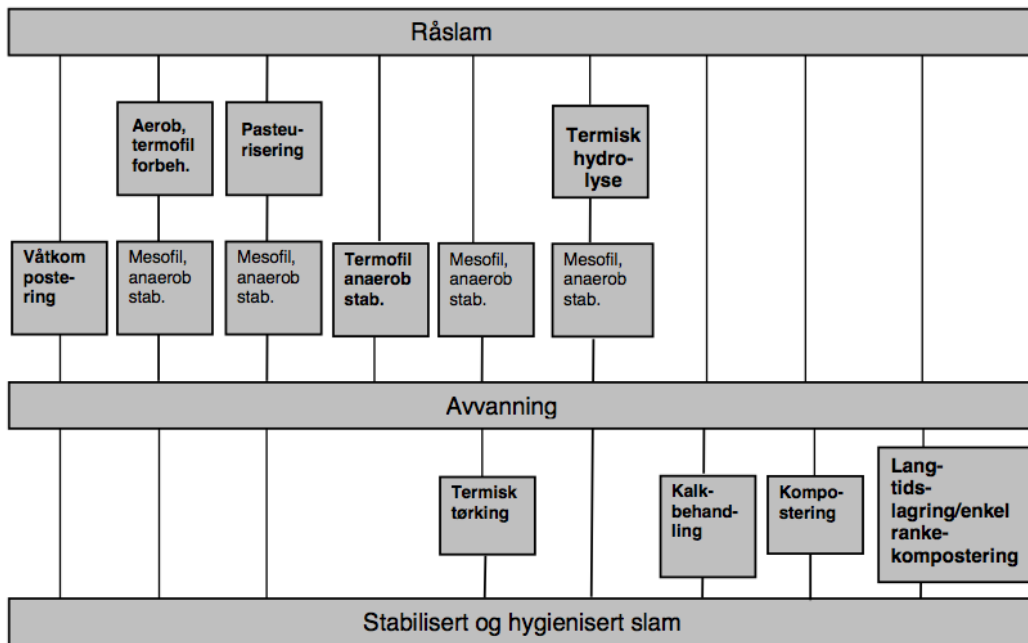
Figur 2 En forenklet oversikt over eksempler på rensetrinn i et renseanlegg (Boye 2004)

3.2. SLAMBEHANDLING

Begrepet slam er ikke entydig definert, men benyttes både om det grumsete vannet som separeres vekk fra vannet som går til utløpet i renseanlegget og om det jordlignende produktet som spres som jordforbedringsmiddel på jordene. I den engelske terminologien brukes betegnelsen *sludge* om det partikkelrike vannet, slammet, som skilles ut fra ulike trinn i avløpsrensprosessen, mens betegnelsen *biosolids* brukes om det ferdige behandla slammet som er klart for bruk i jordbruket (Metcalf&Eddy 2004). På norsk finnes dessverre ikke et slikt skille, og betegnelsen slam brukes for disse svært ulike komponentene. Hva som menes med begrepet slam må derfor forstås ut i fra sammenhengen. Begrepet biorest benyttes ofte om det faste stoffet som er til overs etter anaerob utråtning av ulike organiske substrat, og kan også benyttes om slam som er anaerobt stabilisert. For å spesifisere at det er slam med opphav fra avløpsvann spesifiseres det gjerne som avløpsslam i tilfeller hvor dette er uklart.

Slammet fra de ulike trinnene i avløpsrensprosessen har ulik sammensetning og framtoning med et tørrstoffinnhold mellom 0,25 - 12 % TS (Metcalf&Eddy 2004). I tillegg til å ha høyt vanninnhold inneholder slammet smittestoffer og har potensiell sterk lukt. Håndtering av avløpsslam blir derfor ofte sett på som den mest komplekse utfordring i avløpsrensfasen (Metcalf&Eddy 2004), men det har også et ressurspotensial i form av potensielt energiutbytte og nytte i jordbruket. Det stilles krav til hygienisering og stabilisering av slammet før det kan tas i bruk som jordforbedringsmiddel. Stabilisering vil si å stoppe de organiske nedbrytningsprosessene i slammet slik at lukten fra slammet blir redusert. Hygienisering vil si å behandle slammet slik at smittestoffer fra avløpsvannet blir uskadeliggjort, og slammet kan brukes på matjord uten risiko for smittespredning. I følge Nedland (2008a) er det prinsipielt ni forskjellige slambehandlingsmetoder i bruk i Norge i dag og disse er skjematisk vist i Figur 3:

- Anaerob stabilisering og termisk tørking
- Kompostering (ranke- eller reaktorkompostering)
- Kalktilsetning til avvannet slam (Orsa-metoden)
- Aerob, termofil forbehandling og anaerob stabilisering
- Langtidslagring
- Termofil anaerob stabilisering (og evt. termisk tørking)
- Termisk hydrolyse og anaerob stabilisering
- Våtkompostering



Figur 3 Slambehandlingsmetoder som kan gi et stabilisert og hygienisert slam. (NorskVann 2010)

En typisk oppbygging av slambehandling består av fortykking av slammet fra de ulike rensetrinnene som første trinn. Tørstoffandelen i slammet etter fortykking vil variere fra ca. 2 % til 15 % avhengig av type renseprosess og type fellingskjemikalie brukt. Fortykningen skjer enten i gravitasjonsfortykkere eller i en fortykkermaskin som sedimenterer eller separerer vann fra slam ved hjelp av gravitasjon eller mekanisk med bruk av store sedimenteringstanker eller et silplatesystem. (Metcalf&Eddy 2004) Vannet som skilles vekk kalles dekantvann, og er en del av returstrømmen som sendes tilbake til innløpet i rensenanlegget, og kan være sterkt forurenset avhengig av koagulanttype som benyttes.

Etter fortykking kan slammet stabiliseres og hygieniseres før avvanning, men hygienisering og stabilisering kan også skje etter avvanning som vist i Figur 3. Ulike avvanningsmaskiner som sentrifuger, silbåndspresser eller kammerfilterpresser kan benyttes til avvanning av slam. Det kan oppnås en tørstoffandel fra ca. 15 til 50 % avhengig av slambehandlingsmetode og type avvanningsssystem (Metcalf&Eddy 2004). Vannet som fjernes fra slammet ved avvanning kalles rejeftvann eller filtratvann, og inngår også i returstrømmen som sendes tilbake til innløpet av rensenanlegget.

Denne oppgaven ser nærmere på hygieniserings- og stabiliseringsmetodene; Kalkbehandling, aerob termofil forbehandling og mesofil anaerob stabilisering, pasteurisering og termofil anaerob stabilisering. Anaerob stabilisering av slam er svært vanlig i land hvor biologisk rensetrinn er vanlig fordi det er den mest effektive slambehandlingsmetoden for slikt slam, men blir også mer og mer vanlig i Norge på grunn av energiutbytte fra prosessen (Personlig meddelelse, Lasse Vråle, 2013).

KALKBEHANDLING

Kalkbehandling fungerer både som hygieniserings- og stabiliseringsmetode. Brent kalk (CaO) tilsettes avvannet slam og setter i gang en kjemisk reaksjon som øker pH og temperatur i slammet slik at patogene organismer ødelegges og biologiske nedbrytningsprosesser stopper opp. Fordelen med kalkbehandling er at det gir et jordlignende produkt som er velegnet til bruk i jordbruket. Slammengden økes på grunn av tilsatsen av kalk, og andelen av de andre komponentene per tonn tørrstoffinnhold i slammet vil være lavere på grunn av kalsiuminnholdet. (Metcalf&Eddy 2004)

AEROB, TERMOFIL FORBEHANDLING OG MESOFIL ANAEROB STABILISERING

Aerob, termofil forbehandling er en hygieniseringsmetode hvor slammet varmes opp ved hjelp av aerobe biologiske prosesser med tilgang til oksygen. Temperaturen må være over 60°C i minimum 1,5 timer i henhold til Gjødselforskriften (2003) for at prosessen skal sikre inaktivering av parasittegg. Varme må vanligvis tilføres for å oppnå tilstrekkelig temperaturøkning i tillegg til varmen den biologiske nedbrytningsprosessen avgir. Den påfølgende mesofile anaerob utråtningsprosessen foregår ved 38-40°C og bryter ned det organiske materialet uten tilførsel av oksygen, og danner dermed biogass samtidig som slammengden reduseres og stabiliseres. (Ødegaard. 2012)

PASTEURISERING OG ANAEROB TERMOFIL STABILISERING

Hygienisering ved hjelp av pasteurisering innebærer å varme opp slammet til en temperatur på minimum 70°C i minimum 30 minutter. Oppvarming kan skje ved hjelp av varmevekslere, lavtrykkdamp som blåses inn i slammet eller ved hjelp av gassbrenner neddykket i slammet. Stabiliseringen foregår ved termofil, anaerob utråtning ved en temperatur på ca. 55°C. (Ødegaard. 2012) En høyere andel av det organiske materialet i slammet utråtnes enn ved en mesofil prosess, noe som gir mer biogass og mindre slam med et lavere innhold av organisk stoff.

4. LITTERATURSTUDIE

4.1. RENSEEFFEKT

Primærfunksjonen til et rensesanlegg er å rense avløpsvannet. Figur 4 viser at forventede renseseffekter ved biologiske anlegg er noe høyere for organisk stoff med hensyn på BOF₅ enn ved kjemiske anlegg, mens kjemiske anlegg har høyere rensesgrad av fosfor. Fosfor er ofte begrensende faktor for algeoppblomstring og alger produserer 6 til 12 ganger mer organisk stoff fra uorganisk CO₂ enn mengden organisk stoff i avløpsvannet inn til et rensesanlegg. (Personlig meddelelse, Lasse Vråle, 2013). Effektiv fjerning av fosfor er derfor den store fordelene med kjemiske anlegg, og samtidig skal det være mulig å innfri sekundærrenserekravet på 70 % fjerning av BOF₅. Kombinasjon av kjemiske og biologiske rensetrinn er ofte løsningen når det organiske innholdet i avløpsvannet er uvanlig høyt på grunn av tilkoblet industri med høyt organisk innhold i avløpsvannet eller på grunn av høy belastning av returstrømmer fra slambehandling. En sammenstilling av oppnådde renseseffekter ved 87 norske kjemiske rensesanlegg viser at rensesgraden er 94 % for fosfor, 81 % for BOD₇ og 75 % for KOF (Ødegaard 1992). Altså høyere enn de beskrevne forventede renseseffektene i Figur 4. Det er ikke angitt hva slags slambehandlingsmetoder som er brukt ved de undersøkte rensesanleggene, men undersøkelsen ble gjort på et tidspunkt hvor anaerob utråtning ikke var like utbredt som i dag.

OVERSIKT OVER RENSEMETODER OG RENSEEFFEKTER		SS	BOF5	ToT P	Tot N
		%	%	%	%
Primærrensing					
Mekanisk	FB S	50	20	15	10
Sekundærrensing					
Kjemisk	FB S ↓ F S	90	75	85	30
Biologisk	FB S BR S	85	90	45	30
Tertiærrensing					
Biol/kjem. m/P-fjerning	FB S BF ↓ F S	95	95	95	30
Biol/kjem. m/P+N-fjerning	FB DN-BF N-BF ↓ DN-BF ↓ F S	95	95	95	80

Figur 4 Oversikt over forventede renseseffekter med ulike rensemetoder (Ødegaard et. al, 2009) hentet fra (Ødegaard.2012) FB = forbehandling, S = separasjon, F = kjemisk felling, BR = biologisk trinn, DN = denitrifikasjon, N = nitrifikasjon.

4.2. RETURSTRØMMER

Returstrømmer er betegnelsen på forurensede vannstrømmer som sendes i retur fra slambehandlingen til innløpet på renseanlegget for å renses. Dekantvann og rejektivann er betegnelsen på hovedreturstrømmene. Dekantvannet kommer fra slamfortykkningen, mens rejektivannet kommer fra avvanningsprosessen. Disse returstrømmene inneholder vanligvis mye høyere konsentrasjoner enn innløpsvannet til avløpsrenseanlegget, men volumet er også lavere.

Ved rene kjemiske anlegg er det i følge Storhaug (2000) i første rekke følgende problemer som kan oppstå:

- Høyt forbruk av fellingskjemikalier som følge av høyt og varierende innhold av suspendert stoff i returstrømmen
- Høyt forbruk av fellingskjemikalier som følge av alkalitet i returstrømmen
- Høy slamproduksjon som følge av høy kjemikaliadosering, dvs. man kommer inn i en "ond sirkel"
- Hvis returstrømmen inneholder mye løst organisk stoff (for eksempel ved mottak av septikslam), vil også utløpsvannet fra renseanlegget inneholde mye løst organisk stoff

Det er mulig å rense returstrømmene separat, men på verdensbasis gjøres dette helst på anlegg med krav til nitrogenfjerning. Særlig med anlegg med anaerob stabilisering er det aktuelt med separat behandling av returstrømmen fordi en stor del av nitrogenbelastningen blir resirkulert med slamvannet. I Norge gjøres dette kun ved VEAS renseanlegg som utfører en ammoniakkstripping på rejektivannet. (Storhaug 2000)

Det er ikke vanlig å måle returstrømmens belastning på renseprosessen, og det er heller ikke viet mye plass til disse returstrømmene i læreverket om avløpsrensing. Norsk Vann har karakterisert returstrømmene fra seks norske renseanlegg (Storhaug 2000). Renseanleggene hvor returstrømmene er kartlagt er beskrevet i Tabell 2. Fire av anleggene har anaerob utråtning som stabiliseringsmetode, mens de to siste, Tau og Åse, benytter henholdsvis kalkstabilisering kalkfelling.

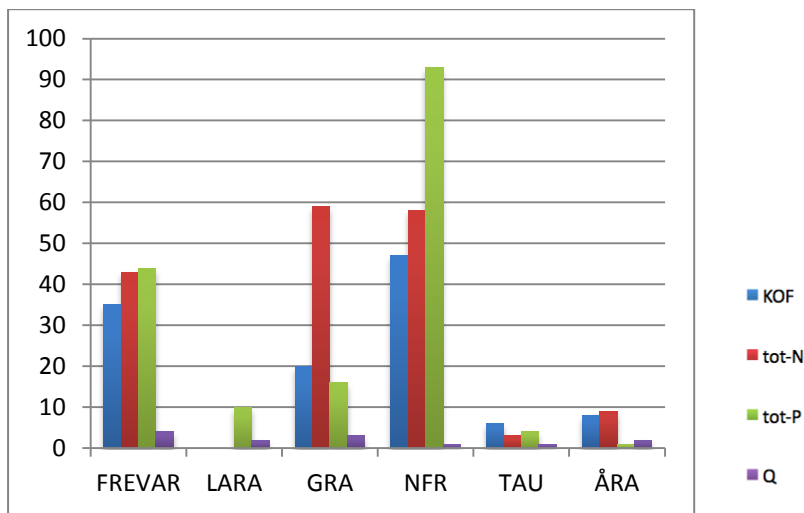
Tabell 2 Beskrivelse av renseanlegg hvor returstrømmer er kartlagt (Storhaug 2000)

Anlegg	Dimensjonert belastning	Avløpsbehandling	Slambehandling	Mottak av septikslam	Utjevning av returstrømmer
FREVAR	100 000 PE	- Primærfelling - Fell.kjem: FeCl ₃ + sjøvann	-Gravitasjonsfortykkere ¹ -Pasteurisering -Anaerob stabilisering -Avvanning i sentrifuger	Nei	Nei
Ladehammeren r.a (LRA)	96 000 PE	-Primærfelling - Fell.kjem: FeCl ₃ + sjøvann + polymer	-Gravitasjonsfortykkere -Pasteurisering -Anaerob stabilisering -Avvanning i sentrifuger	Nei	Nei
Gardermoen r.a. (GRA)	50 000 PE	-Etterfelling -Forsed. Biologiske rensetrinn m. nitrogenfjerning -Kjemisk felling -Fell.kjem: PAX	-Fortykkermaskin -Anaerob stabilisering -Avvanning i sentrifuge -Tørking	Ja	Ja
Nordre Follo r.a. (NFR)	49 000 PE	-Etterfelling -Forsed. -Biologiske rensetrinn m. nitrogenfjerning -Kjemisk felling -Fell. kjem: PAX	-Gravitasjonsfortykkere -Termofil aerob forbehandling (UTB) -Anaerob stabilisering -Avvanning i sentrifuge/ sil båndpresse	Ja	Ja
TAU	60 000	-Primærfelling -Fell. kjem: FeCl ₃	-Gravitasjonsfortykker -Avvanning i sentrifugerer -Tilsetning av ulesket kalk til avvannet slam ²	Ja	Nei
Åse r.a (ÅRA)	20 000	-Primærfelling -Fell.kjem: -Kalk + sjøvann	-Gravitasjonsfortykkere -Avvanning i sentrifuger	Ja	Ja

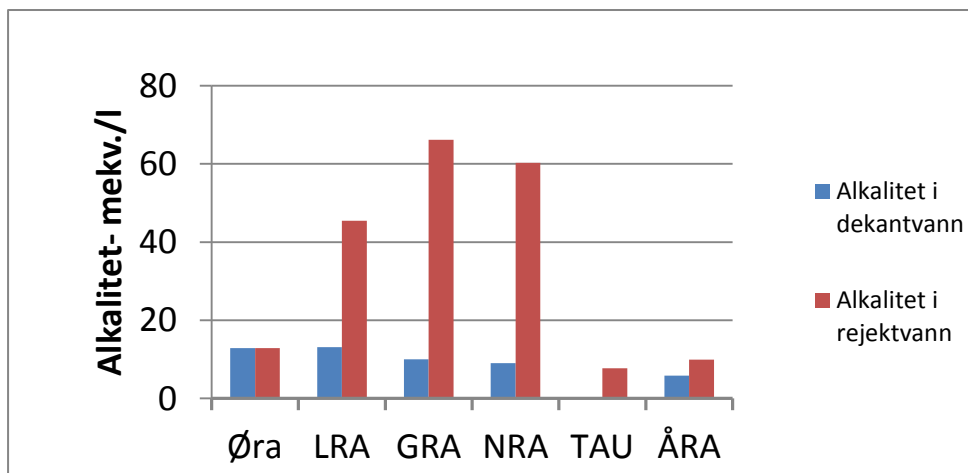
Resultatene fra undersøkelsene gjort av Storhaug (2000) viser at fortykkere og avvanningstrinn ofte ikke driftes optimalt, noe som fører til høyere konsentrasjoner enn nødvendig i returstrømmene. Blant annet er det vanskelig å oppnå ideelle driftsforhold for en gravitasjonsfortykker uten buffervolum, noe som vil føre til høye verdier av suspendert stoff i dekantvannet. Rejektvannet fra avvanningssentrifugene ga også høyere konsentrasjon suspendert stoff enn det som er optimalt på alle anleggene bortsett fra ved Åse. Høye konsentrasjoner av suspendert stoff medfører også høye konsentrasjoner av KOF, tot-N og tot-P. Renseanlegg med råtnetank har betydelig høyere innhold av løste nitrogenforbindelser i anlegget, noe som fører til høyere konsentrasjoner også i rejeckt vannet. Dette gjelder spesielt for anleggene Gardermoen og Nordre Follo som har nitrogenkonsentrasjoner over 20 ganger innløpskonsentrasjonene. Utjevning av returstrømmene, slik at de tilføres jevnt og ikke satsvis til innløpet av renseanlegget, er et viktig optimaliseringstiltak. Men det spesifiseres også at kvaliteten på returstrømmene må overvåkes slik at optimal drift sikres. (Storhaug 2000)

¹ Vil bli skiftet ut med fortykkermaskiner

² Medfører ingen returstrøm



Figur 5 Prosentvis tilleggsbelastning av organisk stoff (KOF), nitrogen (tot-N), fosfor (tot-P) og vannføring Q. Framstilt fra figur 4.17 fra Storhaug (2000) med 20 timers utjevning av returstrømmene.



Figur 6 Alkalitet i returstrømmene gitt i milliekvivalent/l, framstilt av Lasse Vråle ut i fra tall fra Storhaug (2000). Øra har felles prøvetakingspunkt for rejeckt vann og dekantvann.

Figur 5 og Figur 6 viser at anleggene med anaerob utråtning som stabiliseringsmetode har betydelig høyere tilleggsbelastning fra returstrømmene og høyere alkalitet i rejeckt vannet enn de to anleggene uten anaerob utråtning. Økt nitrogenbelastning på renseprosessen vil redusere nitrogenrensegraden, men det er ikke krav til nitrogenrensing i noen av disse anleggene. Økt alkalitet kan derimot føre til endringer i fellingsforholdene, og kan dermed øke forbruket av fellingskjemikalier og/eller redusere den totale renseseffekten ved anlegget. Økt belastning av organisk stoff og fosfor kan også være med å senke den totale renseseffekten til avløpsrensaneanlegget. (Personlig meddelelse, Lasse Vråle, 18.04.2013)

4.3. BIOGASSPRODUKSJON

I Norge i dag står biogass fra avfallsdeponier for størstedelen av den totale biogassproduksjonen, men avløpslam står også for en betydelig del av produksjonen i følge Tabell 3. Mange ulike organiske substrater kan utnyttes til produksjon av biogass; blant de viktigste er matavfall, husdyrgjødsel, trevirke og avløpslam. Biogassutbytte og metaninnhold i gassen til de ulike substratene er vist i Tabell 4.

Norge har et mål om å øke produksjonen av biogass slik at bruk av andre energikilder kan reduseres, som nevnt i kapitel 1. Nær halvparten av klimagassreduksjonspotensialet fra produksjon av biogass ligger i unngåtte metanutslipp fra husdyrgjødsel. Resten av reduksjonspotensialet ligger i at biogass erstatter andre energikilder som har et høyere klimagassutslipp knyttet til produksjon og/eller bruk (Meld.St.21 2011-2012). I følge tall fra Avfall Norge (2011) henvist til i (Klif 2013b) produseres det biogass ved 25 avløpsrensaneanlegg i Norge. Av disse er det kun FREVAR (Fredrikstad), BEVAS (Oslo Kommune) og SNJ (Sentralrensaneanlegg Nord Jæren) som oppgraderer gassen til drivstoff, mens det i Drammen og i Verdal leveres fjernvarme og elektrisitet til nettet. De resterende anleggene benytter biogassen i hovedsak internt til elektrisitet og varme.

Tabell 3 Produsert biogass fra deponi, avløpslam og matavfall. Av oppsamlet deponigass blir omtrent 50 % nyttiggjort (Klif 2013b)

Råstoff	Årlig produsert biogass (GWh)	Basisår	Kilde
Avløpslam	164	2008	Avfall Norge, 2010
Matavfall, husholdning og næring	63	2010	Mepex, 2012
Oppsamlet deponigass	270	2010	Klif, 2012
Sum	497		

Tabell 4 Biogassutbytte og metaninnhold i biogassen avhengig av substrattype. Kilde: Svensk Gasteknisk Center (2009) henvist til i (Klif 2013b).

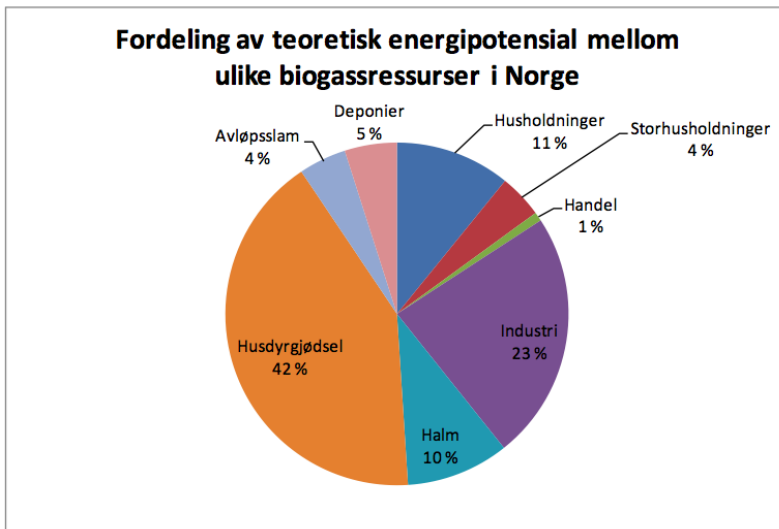
Substrat	Biogassutbytte i m ³ /tonn våtvekt	Metaninnhold i gassen i %
<i>Avløpsslam</i>	15	65
<i>Kildesortert matavfall</i>	204	63
<i>Slakteavfall</i>	93	63
<i>Svinegjødse</i>	26	65

POTENSIAL

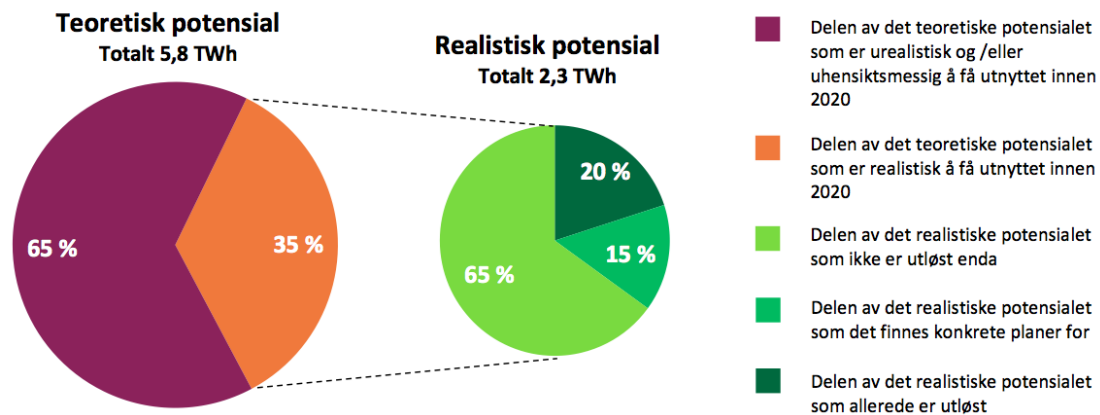
I følge Klif (2013b) hentes allerede mesteparten av potensialet for produksjon av biogass fra avløpsslam ut, og det store potensialet for å øke biogassproduksjonen i Norge ligger i matavfall og husdyrgjødsel (Figur 7). Mengden biogass som produseres i avfallsdeponi kommer til å synke jevnt fordi det ikke lenger er lov å deponere organisk avfall (Avfallsforskriften 2004), og dermed er tilførsel av kilden til biogassproduksjonen stoppet.

Figur 8 viser både det teoretiske potensialet, det realistiske potensialet og den allerede utnyttede (mørkegrønn) andelen biogass i Norge. Gjennom Fornybardirektivet (2009/28/EF) har Norge forpliktet seg til å oppnå en andel på 10 % fornybar energi innenfor transportsektoren innen 2020. I følge (Klif 2013b) kan dette målet nås hvis 0,7 TWh av det totale realistiske biogasspotensialet anvendes i transportsektoren.

Østfoldforskning har vurdert klimanyttet av biogassutnyttelse av matavfall og husdyrgjødsel ved hjelp av LCA-metodikk. Konklusjonen fra undersøkelsen er at i et klimaperspektiv er biogassutnyttelse av matavfall og husdyrgjødsel god utnyttelse av ressursene. Spesielt er det stor gevinst knyttet til oppgradering av biogass til drivstoff. (Lyng, Modahl et al. 2012) I følge Klif (2013b) er biogasspotensialet fra avløpsslam utnyttet i så stor grad i dag at det gjenværende potensialet ikke er stort nok til å vurderes som en del av en videre norsk, tverrsektoriell biogassstrategi. Det er likevel mange rensaneanlegg i Norge som ikke benytter anaerob utråtning som slambehandlingsmetode, og det ligger derfor fremdeles et uutnyttet potensial i avløpsslam.



Figur 7 Fordeling av teoretisk energipotensial på de ulike kartlagte biogassressursene (Hanne Lerche Raadal, Schakenda et al. 2008)



Figur 8 Potensial for biogassproduksjon i Norge innen 2020 (Klif 2013b)

PRODUKSJONSPROSESS

Den anaerobe nedbrytingen av organiske materialet foregår i tre faser. Hydrolyse, fermentering og produksjon av metan og karbondioksid fra organiske syrer ved hjelp av bakterier. Nedbrytningsprosessen avhenger av oppholdstid i råtnetanken, temperatur, alkalitet, pH, tilstedeværelse av toksiske stoffer og av næringsstoffenes og spormetallers biotilgjengelighet. Biogass fra anaerob nedbryting av avløpslam inneholder vanligvis mellom 65 og 70 % CH₄, 25-30 % CO₂ og små mengder N₂, H₂, H₂S og vanddamp. (Metcalf&Eddy 2004) Potensialet for

energiutnyttelse av det organiske stoffet i avløpsvannet vil avhenge av avløpsrensprosessen og hvor mye av det organiske stoffet som holdes tilbake i slammet. Noe organisk stoff brytes ned i avløpsrensprosessen, dette gjelder spesielt for renseanlegg med biologisk rensetrinn. Høy rensegraden er viktig for å holde tilbake mest mulig organisk stoff i slammet. Mengden biogass som produseres fra avløpsslam fra sekundærrensanlegg kan i følge Metcalf&Eddy (2004) grovt anslås til $28 \text{ m}^3/103 \text{ person} \cdot \text{døgn}$, men vil avhenge av hvor lett nedbrytbart det organiske innholdet er og på den biologiske aktiviteten i utråtningstanken.

Energimengden i metangass er $35,8 \text{ MJ/m}^3$. For biogass med 65 % metaninnhold tilsvarer dette $23,3 \text{ MJ/m}^3$. Energien i biogassen kan utnyttes ved å oppgradere biogassen til drivstoff. Biogassen kan også brukes direkte i en gasskjele som produserer varme eller en gassmotor som produserer elektrisitet med varme som biprodukt fra prosessen. Oppgradering av biogass vil si å fjerne de andre gassene fra energibæreren metan, som da videre kan brukes som drivstoff i forbrenningsmotorer. (Metcalf&Eddy 2004) For biogass fra husdyrgjødsel og matavfall har Arnøy, Møller et al. (2013) konkludert med at å erstatte diesel er det gunstigste bruksområdet for biogass. Oppgraderingsprosessen er kostbar og krever derfor store industrielle anlegg for å være lønnsom. (BiogassØstfold u.d.)

4.4. SLAM

REGULERING AV BRUK

Sluttproduktet etter slambehandlingen er et jordlignende produkt med innhold av organisk materiale og næringsstoff som ønskes utnyttet som gjødsel og jordforbedringsressurs i jordbruket. Produktet defineres som et gjødselprodukt og omfattes dermed av Gjødselvareforskriften. Gjødselvareforskriften (2003) setter krav til hygienisering slik at slammet ikke skal inneholde salmonellabakterier eller infektive parasittegg og innholdet av termotolerante koliforme bakterier skal være mindre enn 2500 pr g/TS. Det er ikke lov å bruke slam på arealer hvor det dyrkes bær, frukt eller grønnsaker, og slam kan bare brukes som del av et dyrkningsmiddel til bruk i parker, private hager eller lignende. Men slammet inneholder også tungmetaller og organiske miljøgifter som ikke fjernes ved hygienisering. Det stilles krav til konsentrasjon av tungmetaller i slammet per kg TS, og dette regulerer om, hvor og i hvor store mengder slammet kan benyttes. (Gjødselvareforskriften 2003) For organiske miljøgifter, plantevernmidler og annet er kravet i Gjødselvareforskriften (2003) ikke like tydelig som for tungmetall. Den sier:

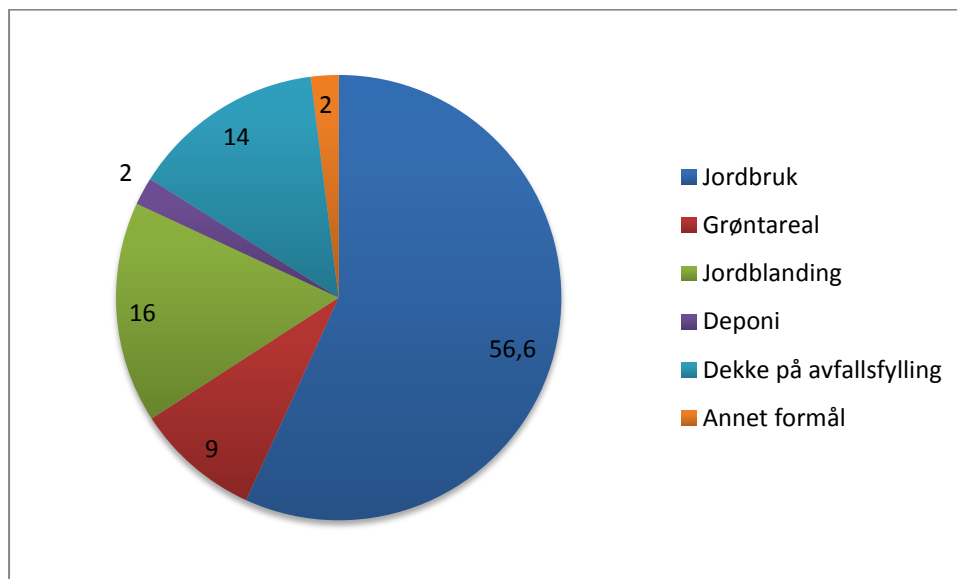
"Den som produserer eller omsetter produkter etter denne forskrift skal vise aktsomhet og treffe rimelige tiltak for å begrense og forebygge at produktet inneholder organiske miljøgifter, plantevernmidler, antibiotika/kjemoterapeutika eller andre miljøfremmede organiske stoffer i mengder som kan medføre skade på helse eller miljø ved bruk." Konsentrasjonen av tungmetall og organiske miljøgifter vil påvirkes av slambehandlingsmetode fordi anaerob utråtning har en konsentrerende effekt ved at den totale tørrstoffmengden reduseres, mens kalkbehandling vil ha en fortynnende effekt ved at den totale tørrstoffmengden i slammet økes.

Gjødselvareforskriften har siden januar 2010 vært under revidering. Kvalitetskravene til bruk av avløpslam kan dermed endres i nær fremtid. I følge Mattilsynet (2013) er revideringen nødvendig på grunn av at "arbeidet med rammedirektivet for vann, Göteborgprotokollen om sur nedbør og klimaarbeidet, har synliggjort et behov for en gjennomgang av regelverket knyttet til organisk gjødsel generelt og husdyrgjødsel spesielt. Det er også behov for å tilpasse forskriften til nye produkt, som for eksempel biorest." I forbindelse med revisjonen av har Mattilsynet samlet innspill fra ulike aktører, blant andre Bioforsk, Norsk Vann og fylkesmenn og landbruksorganisasjoner og andre. Bioforsk uttaler i den forbindelse:

"Mens dagens forskrift utelukkende kvalitetsvurderer organiske avfallsprodukter ut fra tungmetallkonsentrasjoner på tørrstoffbasis, mener vi at reell tungmetallbelastning pr. arealenhet er viktigere. Dessuten må gjødselvirkning og tungmetallbelastning ses i sammenheng på en annen måte. Ved en økende utnyttning av energien i organiske avfallsprodukter (reduert organisk innhold), vil tungmetallkonsentrasjonen på tørrstoffbasis øke som en konsekvens av at det blir lavere organisk innhold i restproduktene. Tungmetallene og næringsstoffene vil være igjen i restproduktet etter energien er tatt ut. Likevel vil restproduktene kunne ha like stor verdi som gjødsel som utgangsmaterialene." (Mattilsynet 2010)

DAGENS BRUK

I følge Berge and Mellem (2012) var mengden slam rensset fra norske avløpsrenseanlegg 113 200 tonn TS i 2011. Mesteparten av dette gikk til jordbruk, men en del gikk også til andre formål som vist i Figur 9. Østfold er et blant fylkene som mottar størst slammengder sammen med Akershus, Buskerud og Vestfold, men spredning av avløpsslam på jordbruksjord foregår i nesten alle fylker fra Nord-Trøndelag og sørover (Øgaard and Bøen 2012).



Figur 9 Bruksområder for slam i 2011. Basert på tall fra (Berge and Mellem 2012)

NYTTEVERDI

Nytteverdien av avløpsslam for jordbruket ligger hovedsakelig i tilførselen av organisk materiale, men også tilførsel av næringsstoff er viktig. I tillegg oppnås en kalkingseffekt for de anlegg som tilfører kalk som en del av rense- eller stabiliseringsprosessen. Kornarealer er typiske areal som mottar slam fordi de krever tilførsel av organisk materiale, noe som slam er rikt på. Mange steder er også kalking av jorda nødvendig, og kalkbehandlet slam er spesielt ettertraktet fordi bonden vanligvis ikke betaler noe for slammene, mens kalk ellers er en utgift.

Jordstruktur

God jordstruktur vil si at jorda holder godt på vann, har god lufttilgang og næringstilgang og gode dreneringsforhold og er motstandsdyktig mot erosjon. (Blytt u.d) Tilførsel av organisk materiale er viktig for å opprettholde en god jordstruktur, spesielt i områder med ensidig kornproduksjon, liten eller ingen tilførsel av husdyrgjødsel og leirholdig jord. Jordstrukturen er avhengig av flere faktorer. Aggregatstabilitet er en viktig egenskap ved god jordstruktur som igjen er avhenger av jordtekstur, de fysiske og kjemiske egenskapene til jorda, jordas innhold av organisk materiale og den biologiske aktiviteten i jorda. Kalking kan også bidra til økt

aggregatstabilitet. (Øgaard and Bøen 2012). I følge Tore Krogstad (personlig meddelelse, 19.04.2013) vil verdien av det organiske materialet fra anaerobt utråtnet slam og ikke-anaerobt slam være tilnærmet lik, selv om det organiske innholdet i det utråtnede slammet er lavere. Dette fordi andel organiske materialet som brytes ned under utråtningen er så lett nedbrytbart at denne andel uansett vil brytes hurtig ned i jordsmonnet hvis den ikke utråtnes. Det er da det tyngre nedbrytbare organiske stoffet som bidrar til en langvarig organisk tilførsel til jorda. Etter 15 år vil 20 % av det organiske materialet være igjen i jorda (Ugland, Ekeberg et al. 1998)

Et treårig feltforsøk ved Ås og Hobøl påbegynt i 2007 skulle dokumentere effekter på jordkvalitet, næringstilførsel og miljøpåvirkning ved tilsats av ulike typer avløpslam, husdyrgjødsel og mineralgjødsel til jordbruksjord (Øgaard, Grønsten et al. 2009).

Typene avløpslam undersøkt:

VEAS (Vestfjorden avløpselskap):

Kjemisk felling med blanding av jern og aluminium

Anaerob stabilisering og tilsats av hydratkalk til hygienisering

FREVAR (Fredrikstad Vann, Avløp og Renovasjonsforetak):

Kjemisk felling med jern og tilsats av sjøvann

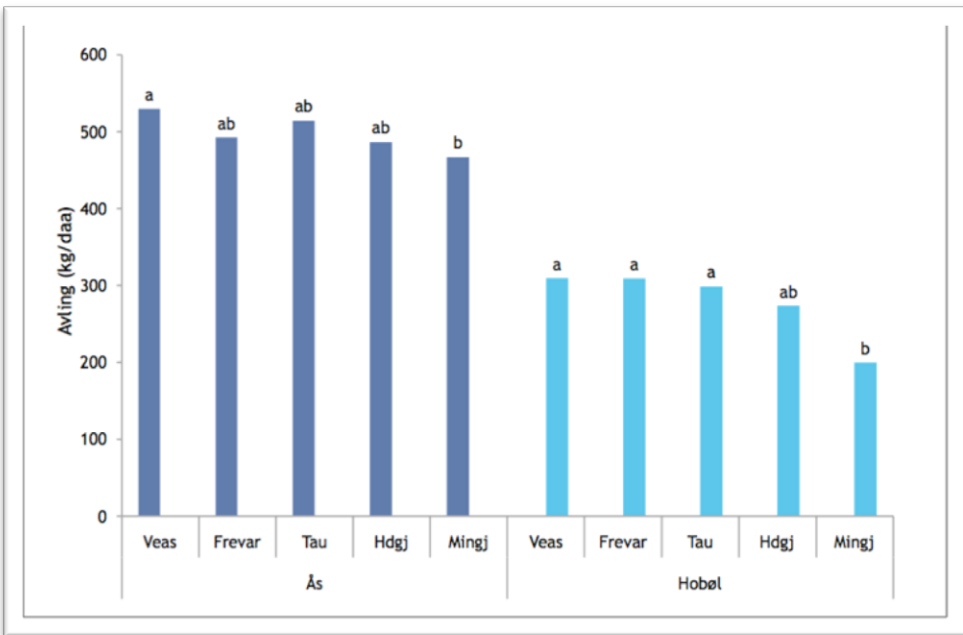
Anaerob stabilisering og pasteurisering til hygienisering

TAU (Tønsbergfjorden avløpsutvalg)

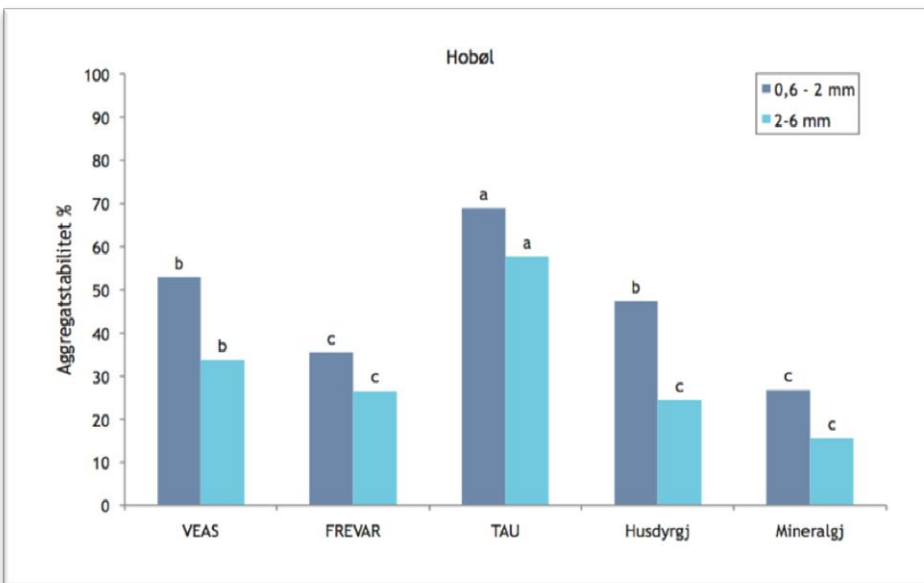
Kjemisk felling med jern

Tilsats av brent kalk gir både stabilisering og hygienisering

Undersøkelsen viser høyere avlinger for alle de tre undersøkte slamtypene sammenlignet med mineralgjødsel, men som vist i Figur 10 var det bare slammet fra VEAS som ga signifikant høyere avling på begge forsøksfeltene. (I Figur 10 og Figur 11 viser to søyler med bokstaver ulike fra hverandre resultat som er signifikant forskjellig fra hverandre) Undersøkelsen konkluderte med at både slam fra VEAS og TAU økte aggregatstabiliteten signifikant sammenlignet med jord som kun fikk tilsatt mineralgjødsel, mens det for FREVAR-slammet kun var en tendens til økt aggregatstabilitet (Figur 11). Husdyrgjødselen viste en tendens til høyere aggregatstabilitet enn slam fra FREVAR selv om det med FREVAR-slammet ble tilført dobbelt så mye organisk materiale. Dette skyldes trolig at husdyrgjødsel har høyere andel lett nedbrytbart organisk materiale enn slam fra FREVAR, som har gått gjennom en anaerob stabilisering og dermed er mye av det lett nedbrytbare organiske materialet omdannet til biogass. Kalkinnholdet i slam fra VEAS og TAU har antagelig en betydning for økningen i aggregatstabilitet. (Øgaard, Grønsten et al. 2009)



Figur 10 Middelayling for 2007 for hver av behandlingene i Ås og Hobøl. Kolonner innen hvert av feltene med forskjellig bokstav er signifikant forskjellig fra hverandre (Øgaard, Grønsten et al. 2009).



Figur 11 Aggregatstabilitet for 2 aggregatfraksjoner (0,6-2 mm og 2-6 mm) for de ulike behandlingsleddene i Hobøl. Gjennomsnittsverdien av tre gjentak er vist. Gjennomsnittsverdier innen hver aggregatfraksjon etterfulgt av ulike bokstaver er signifikant forskjellige. (Øgaard, Grønsten et al. 2009)

Næringsinnhold

Både fosfor og nitrogen er essensielt for alle levende organismer, og er derfor viktige å tilføre som gjødsel i matproduksjon. I motsetning til nitrogen som er hovedkomponenten i lufta vi omgir oss

med er fosfor en begrenset, ikke-fornybar ressurs. (Cordell et al., 2009; Herring og Fantel, 1993) referert i (Bøen 2010) anslår at verdens kjente og økonomisk drivverdige fosforressurser er begrenset til å holde i mellom 50 og 100 år til. Resirkulering av fosfor er derfor nødvendig. Nitrogen i lufta kan gjøres plantetilgjengelig, men prosessen er energikrevende, og det vil derfor være energibesparende også å resirkulere nitrogen som allerede er i plantetilgjengelig form.

Store deler av både fosfor- og nitrogenmengden i avløpsvannet ender opp i avløpsslam som deretter spres på jordbruksareal. Hvor stor andel av dette som er plantetilgjengelig er undersøkt i mange forsøk, men er likevel ikke enkelt å gi et svar på. Avløpsrensprosessen og slambehandling har avgjørende betydning for konsentrasjonen av næringsstoffer i slammene og plantetilgjengeligheten av disse. Plantetilgjengelighet vil ikke bare avhenge av slamegenskapene, men klima, vegetasjon og jordmikrobiologi påvirker også denne (O'Connor, Sarkar et al. 2004).

Nitrogen

I følge Ugland, Ekeberg et al. (1998) er det tre faktorer som avgjør nitrogeninnholdet i slammene:

- Behandlingstid: Generelt er det slik at nitrogeninnholdet har sammenheng med innhold av organisk materiale og reduseres med økende behandling og lagringstid.
- Temperatur: Høy temperatur i behandlingsprosessen gir økt nedbryting og tap av nitrogen.
- Innblanding av bark, kalk med flere vil på grunn av fortynningseffekten reduseres det prosentvise innholdet av nitrogen. Kalktilsetning fører også til økt ammoniakktap fra slammene.

Nitrogeninnholdet i slam angis som total- N eller Kjeldahl-N. Nitrogenet forekommer både som lett plantetilgjengelige former for nitrogen (mineralisert nitrogen) og tyngre plantetilgjengelige former som først må brytes ned av mikroorganismer i jordsmonnet før de kan nyttes av planter. Plantetilgjengeligheten bestemmes også av C/N forholdet i jorda. Med verdier under 20 vil normalt nitrogen frigis og være plantetilgjengelig. (Ugland, Ekeberg et al. 1998)

Oppsummering av nitrogenets egenskaper i slam gjort av Ugland, Ekeberg et al. (1998):

- Brukt planmessig er slam en god nitrogenkilde til kulturvekstene
- Slam gir nitrogenvirkning i flere år etter tilførsel
- Gjødseffekten av slammene kan beregnes ut fra analyse som angir total-N og mineralisert N
- Tilsetning av bark eller kalk reduserer nitrogeninnholdet i slammene
- Behandling som reduserer det organiske materialet fører til lavere nitrogeninnhold i slammene
- På utråtningsanlegg oppnås høyere nitrogeninnhold ved moderat utråtning
- Nitrogeninnhold i slammene varierer mye mellom anlegg med tilsynelatende samme prosess
- Bruk av store slammengder (6 tonn TS/daa) gir lavere utnyttning av nitrogenet enn moderate mengder (2 t TS/daa) i 1. år. Nitrogenutførselen blir for stor til at plantene kan nytte den fullt ut

Fosfor

Slam inneholder mye fosfor nettopp fordi dette er en av hovedkomponentene man ønsker å fjerne fra avløpsvannet. I avløpsvannet opptrer mye av fosforet som fosfat (PO_4^{3-}) som er lett tilgjengelig for plantene, men fellingskjemikalier tilsettes for å binde løst fosfor og felle det ut. Fosfor har i følge Bøen (2010) en komplisert bindingskjemi påvirket av både pH og redoksforhold i substratet, være seg i slam eller i jord. Innholdet av totalt fosfor i slam er generelt høyest i aluminiumfelt slam, dernest kommer jernfelt slam og til slutt kalsiumfelt slam, fordi fosfor bindes sterkere til aluminium enn kalk. Fosfor i avløpslam felt med Fe- og Al-forbindelser vil derfor være sterkt bundet, og ha en lav gjødslingsverdi, mens plantetilgjengeligheten i kalkfelt slam vil være noe høyere. Tilførsel av slam med høyt innhold av Fe eller Al vil kunne redusere mengden plantetilgjengelig fosfor og redusere gjødslingseffekten av tilførsel av mineralgjødsel fordi et overskudd av Fe og Al vil binde det plantetilgjengelige fosforet i mineralgjødselen. Riktig dosering av fellingstrinnet minker faren for et overskudd av fellingskjemikalier som bindes til jordas eksisterende innhold av plantetilgjengelig fosfor og hindrer en negativ påvirkning. (Ugland, Ekeberg et al. 1998) Generelle konklusjoner som kan trekkes ut i fra utførte studier er i følge Bøen (2010) og Ugland, Ekeberg et al. (1998):

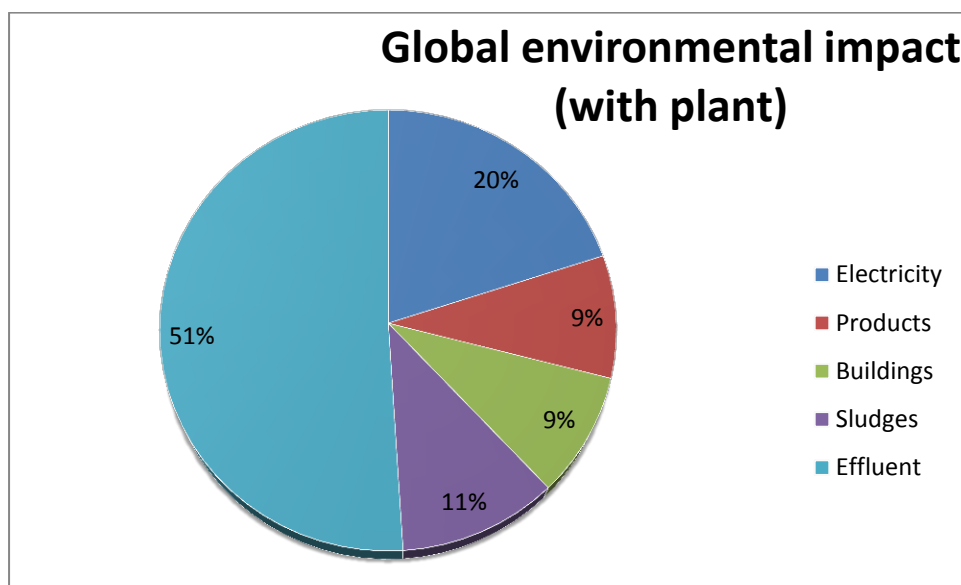
- Biologisk rensed avløpsvann har fosfor med plantetilgjengelighet på linje med mineralgjødsel
- Plantetilgjengelighet synker i takt med økende innhold Al og Fe
- Plantetilgjengeligheten reduseres mindre med Ca som fellingskjemikalie enn med Fe og Al
- Slam som er felt med Al har mindre P-tilgjengelighet enn slam som er felt med Fe
- Fosfor som er bundet til Fe eller Al fra fellingskjemikalier ser ikke ut til å bli mer plantetilgjengelig med åren
- Kalktilførsel i slambehandling reduserer plantetilgjengeligheten i slam hvor det ikke er benyttet Fe og Al-baserte fellingskjemikalier
- Kalktilførsel øker plantetilgjengeligheten i slam hvor Fe- og Al-baserte fellingskjemikalier er benyttet, men gir likevel bare en begrenset effekt
- Effekten av biologiske slamstabiliseringsmetoder er rapportert med noe sprikende resultater
- Tørking og avvanning reduserer fosforets plantetilgjengelighet
- Ved bruk av 2 tonn TS med kalket slam kan normalgjødslingsmengden reduseres med maksimalt 25 %

På grunn av fare for avrenning av fosfor til nærliggende resipienter er det viktig at tilførsel av plantetilgjengelig fosfor ikke overskrider avlingens behov for fosfor. (Øgaard, Grønsten et al. 2009) Fellingskjemikalier kan også sies å ha en positiv virkning på jord fordi de også binder negativ ladede jordpartikler og på den måten har en strukturstabiliserende virkning, noe som bidrar til å hindre erosjon. Binding av fosfor i jorda hindrer også avrenning av fosfor til vassdrag, og reduserer dermed eutrofiering. (Ugland, Ekeberg et al. 1998).

4.5. LCA-STUDIER AV AVLØPSBEHANDLING

En rekke livsløpsanalyser er utført med ulike problemstillinger knyttet til avløpshåndtering og rensing. LCA-analysens oppbygning er beskrevet nærmere i avsnitt 4.2, mens dette avsnittet tar for seg resultatet av ulike relevante LCA-analyser utført avløpsrensing og slambehandling.

En belgisk studie har kartlagt miljøpåvirkningene til et stort avløpsrenseanlegg for deretter å finne måter å redusere anleggets belastning på miljøet. Systemgrensene inkluderte byggingen av anlegget, avløpsrenseprosessen og slambehandling, utløp til resipient, transport av slam til sluttbruker og forbrenning av slam. Anlegget hadde en kapasitet på 170 000 PE og avløpsrenseprosessen inkluderer primær-, sekundær- og tertiærrensing. Resultatet fra studien er vist i Figur 12. Analysen viser at utløpsvannet (effluent) fra anlegget gir det største bidraget til den samlede miljøpåvirkningen fra avløpsrenseanlegget ved bruk av Eco-indicator 99 som vektingsmetode (Halleux, Lassaux et al. u. d.) Dette viser at effekten av renseanleggets primærfunksjonens, å rense avløpsvann, har en stor innvirkning på anleggets totale miljøpåvirkning.



Figur 12 Global miljøpåvirkning (Eco-Indicator 99) (Halleux, Lassaux et al. u. d.)

En australsk LCI³-analyse har tatt for seg problemstillingen om hvorvidt økte renskrav påvirker det totale miljøregnskapet. Konstruksjon av infrastruktur, direkte utslipp til både luft og vann og energiproduksjon og kjemikalieproduksjon var med i analysen. Bioenergi som erstattet elektrisitet ble antatt å erstatte den australske energimiksen som i hovedsak kommer fra kullkraft. Bioresten ble definert som et gjødselprodukt og ble ansett som erstatning for kunstgjødsel. Konklusjonen fra LCI-analysen er at belastning fra ressursbruk til infrastruktur, energiforbruk til drift, direkte drivhusgassutslipp og kjemikalieforbruk øker med økende grad av nitrogenfjerning. For økende grad av fosforfjerning er det kun ressursbruken til infrastruktur og kjemikaliebruket som øker med

³ LCI (livsløpsregnskap) er beskrevet i avsnitt 5.2

økt rensegrad. Resirkulering av fosfor representerer en mulighet for reduksjon av miljøbelastninger, men fordi tungmetallinnholdet er høyere i biorest fra avløpsbehandling enn i kunstgjødsel kan det også gi negativ påvirkning. Men for å vurdere størrelsen på miljøeffektene må en komplett LCA-analyse gjennomføres. (Foley, de Haas et al. 2010) Undersøkelsen setter fokus på at det er en balansegang mellom høy rensegrad og ressursbruken for å oppnå den høye rensegraden.

En japansk studie har studert ulike slambehandlingsmetoder, med og uten anaerob utråtning med bruk av LCA og økonomisk vurdering. Klimaendring, forsuring, miljøgifter og areal bruk var de benyttede miljøindikatorerne. Studien konkluderte med at anaerob utråtning fører til både lavest klimapåvirkning og er det billigste alternativet. (Hong, Hong et al. 2009)

En spansk studie har også sammenlignet ulike slambehandlingsprosesser. Slambehandlingsmåtene som ble sammenlignet var anaerob utråtning og termiske prosesser. Konklusjonen i analysen er at ingen av prosessene er klart bedre enn de andre i et miljøperspektiv. Usikkerheten rundt hva som er konsekvensene av for eksempel tungmetallinnhold i biorest er uklart, og det samme er nytteverdien av biprodukter fra den termiske prosessen, som tjære og biokull. Det optimale scenarioet er både å få utnyttet energien i slammet og næringsstoffene, men dette er ikke nødvendigvis gjennomførbart. Uansett vil det ikke finnes en løsning som er universelt best, men prosessvalg må tas ut i fra lokale forutsetninger og behov. (Hospido, Moreira et al. 2005)

En tysk LCA-analyse hadde fokus på å finne miljøpåvirkningen til et slambehandlingsanlegg med mål om å finne helhetlige gode optimaliseringsløsninger. Slam fra primærrensing og biologisk rensing ble behandlet med fortykning med tilsats av polymer, mesofil anaerob utråtning med tilførsel av eksternt fett. Etter utråtningprosessen blir MAP⁴ felt ut og slammet avvannes deretter. Funksjonell enhet valgt var organisk stoff i innløpet til rensenanlegget. MAP og biogass blir regnet med som *erstattet produkt*⁵. Hovedfokus for analysen var klimagassutslipp og energibruk. Resultatene fra analysen viser at energibruk til utråtning og avvanning representerer et stort energibruk, men også at energien produsert er høyere noe som resulterer i en netto energigevinst. Optimaliseringstiltak som ble nevnt var tilførsel av mer eksternt organisk substrat, så lenge man kan unngå negative påvirkninger på avvanningsprosessen. Separat rensing av rejeftvannet fra avvanningen burde også vurderes. (Remy, Lesjean et al. 2013)

Et norsk LCA-analyse er utført som del av en konsekvensutredning for bygging av et biogassanlegg for behandling av matavfall og avløpslam. De alternative slambehandlingsmetodene vurdert er rankekompostering, forbrenning sammen med restavfall og anaerob utråtning. Den produserte biogass ble vurdert som erstatning for ulike energikilder. Klimaendring, forsuring, eutrofiering og bakkenær ozondannelse var de miljøindikatorerne som ble brukt i analysen. Konklusjonen fra analysen var at anaerob utråtning var det beste av de undersøkte alternativene. (Raadal and Nyland 2005)

⁴ MAP: magnesium-ammonium-fosfat kalles også struvitt. Er en saltforbindelse som kan brukes som gjødsel.

⁵ Erstattet produkt er beskrevet i avsnitt 5.2

Østfoldforskning har utført en grundig livsløpsanalyse på klimanytte for biogassproduksjon fra matavfall og husdyrgjødsel. (Lyng, Modahl et al. 2012) Analysen tar for seg verdikjeden fra innsamling til biogassproduksjon og behandling av biorest. Selv om substratet har andre egenskaper og et annet biogassutbytte enn avløpsslam vil analysen være relevant i forhold til utnyttelse av biogass og biorest ved norske forhold. Analysen konkluderer blant annet med at oppgradering av biogass til drivstoff som kan erstatte diesel gir størst klimanytte. Et annet viktig resultat fra analysen er at det er for dårlig datagrunnlag med hensyn til utslipp av metan, lystgass og ammoniakk fra lagring, utnyttelse og avvanning av biorest og fra biogassproduksjon. Det er også mangelfull kunnskap om hvilke verdi bioresten har som gjødsel og hvor mye karbon som kan regnes som lagret i jorda. (Lyng, Modahl et al. 2012)

Litteratursøket som er gjennomført viser at LCA er en mye brukt metode for å vurdere både avløpsrenseanleggets totale miljøpåvirkning, og slambehandlingens miljøeffekt isolert sett. Anaerob utråtning som slamstabiliseringsprosess er vurdert som en gunstig prosess i et miljøperspektiv. De fleste livsløpsanalysene tar for seg større anlegg enn det vi har i Norge og gjerne med biologiske renetrinn i stedet for kjemisk felling slik som er mest vanlig i Norge. Analyser der kalkstabilisering sammenlignes med anaerob utråtning ble ikke funnet. Energikildene brukt har også gjerne noe annen klimabelastning knyttet til seg enn det som gjelder for norske forhold, noe som kan påvirke analyseresultatet i stor grad. Man kan dermed ikke uten videre anta at resultatene er gyldige for norske forhold.

5. METODE

I første del av dette kapitlet beskrives de tre renselanleggene og bakgrunnen for at disse er relevante å bruke som studieobjekter i livsløpsanalysen. Avløps- og slambehandlingsprosesser er beskrevet og renseeffekt ved anleggene for de tre siste årene er gitt.

Andre del av kapitlet inneholder en beskrivelse av LCA – metodikk.

Tredje del av kapitlet beskriver LCA-analysens mål og omfang og definerer de forutsetninger og begrensinger som er gjort for å gjennomføre analysen for de tre anleggene.

Siste del inneholder de parameterverdiene som er lagt inn modelleringsverktøyet SimaPro.

5.1. STUDIEOBJEKT

Østfold fylke satser, som nevnt i innledningen, på økt produksjon av biogass, og er i den forbindelse et interessant fylke å se nærmere på fordeler og ulemper ved å produsere biogass fra avløpsslam.

Øra renseanlegg (FREVAR) var et naturlig førstevalg fordi de har vært en av pådriverne for biogassproduksjon fra avløpsslam. De er også et av to avløpsrenseanlegg i Norge som oppgraderer biogass til drivstoff, i tillegg til at de produserer varme og elektrisitet til eget forbruk.

Fuglevik renseanlegg (MOVAR) ble valgt fordi det også her produseres biogass, men kun til eget bruk. Det er interessant å sammenligne om det gir store utslag i forhold til Øra som oppgraderer noe av biogassen.

Det er essensielt for analysen å sammenligne med et anlegg som ikke har anaerob utråtning, og dermed ingen biogassproduksjon. AHSA renseanlegg ble valgt fordi de benytter Orsa-metoden som hygienisering - og stabiliseringsmetode. AHSA er spesielt relevant fordi det her vurderes å legge om til anaerob slambehandling med mål om å produsere biogass til eget energiforbruk.

DATAINNSAMLING

Hvert renseanlegg fikk tilsendt et spørreskjema for dokumentasjon av data om energibruk, ressursbruk og annen informasjon om prosess og drift av anlegget. Hvert renseanlegg ble deretter besøkt i mars måned for å få bedre innsikt i prosessen og gjennomgå svarene i spørreskjemaet. Ved Øra stod Raymond Jørgensen (arbeidsleder avløp) for omvisning ved anlegget den 15.03.2013 og uthenting av de nødvendige driftsdataene, samt oppklaringer på telefon i etterkant av møtet. Ved Fuglevik var Jon Wold, (driftskordinator VA ved MOVAR) og Hans Rikard Wold (avdelingsleder Fuglevik) med på gjennomgang av spørreskjema og samtaler rundt drift av Fuglevik renseanlegg. Deretter var Hans Rikard Wold med på omvisning på renseanlegget. Begge har i etterkant vært tilgjengelig for supplering og oppklaringer på e-post. Ved AHSA stod Tom Thoresen (driftsleder VA) for omvisning på anlegget og informasjon om drift av anlegget. Thoresen har i ettertid vært tilgjengelig for oppklarings spørsmål på telefon.

Mengder avløpsvann, rensegrader, energiforbruk, ressursforbruk og produsert slam, håndtering av slam, biogassproduksjon og bruk av biogass er hentet direkte fra driftstall fra det enkelte anlegg. Raymond Jørgensen (Personlig meddelelse, 15.03.2013) oppga verdiene for

biogassproduksjon og elektrisitetsforbruk for Øra-anlegget. FREVAR har ikke tall for energiproduksjon eller energiforbruk fra biogass, men kun volum biogass produsert og hva det benyttes til. Energimengde produsert fra biogassen er derfor regnet ut på basis av teoretiske verdier for energiinnhold i metan og erfaringstall for effekten av utnyttelse. Metanlekkasje og effekttap knyttet til oppgraderingsprosessen er brukt i henhold til forutsetninger gjort av Lyng, Modahl et al. (2012), men det spesifikke elektrisitetsforbruket til oppgraderingsprosessen er oppgitt. Ved Fuglevik er spesifikke tall for både energi produsert og brukt spesifisert i Årsberetning 2011 (MOVAR 2012). AHSA har i det valgte driftsåret gjennomført en grundig kartlegging av energiforbruket ved hjelp av Norconsult. (Norconsult 2012)

AHSA står selv for videre håndtering av slam til sluttbruker, mens Øra og Fuglevik leverer det avvannede slammet videre til henholdsvis Høst AS og Råde Graveservice.

Kemira er leverandør av fellingskjemikalier til vann og avløpsrenseanlegg og har gitt informasjon om livsløpsanalyser utført på fellingskjemikalier som er i bruk i avløpsrenseanleggene. Dokumentasjon er lagt i vedlegg I.

2011 er valgt som referanseår, og de fleste spesifikke data er hentet fra dette året. Et unntak er bruk av ferdigbehandlet slam fra Øra, der Høst AS kun hadde data tilgjengelig for siste halvdel av 2011. Data fra 2012 er derfor delvis benyttet.

Renseeffekten ved anleggene er oppgitt i Årsrapporten fra Driftsassistansen i Østfold. (Arnesen, 2011, 2012, 2013) I renseeffekten som er oppgitt er belastningen fra mengden forurensing som går i overløp ved renseanlegget inkludert i beregningen. I denne analysen er det effekten ved selve renseprosessen som er interessant, og forurensning som går i overløp regnes ikke med i beregning av renseeffekt. Følgende beregning er brukt:

$$\text{Renseeffekt} = \frac{\text{kg forurensing innløp} - \text{kg forurensing utløp}}{\text{kg forurenising innløp}}$$

AHSA RENSEANLEGG

AHSA står for Askim, Hobøl og Spydeberg Avløpssamarbeid. AHSA driver et avløpsrenseanlegg som behandler avløpsvann for de tre eierkommunene. Renseanlegget er dimensjonert for 28 000 p.e., mens dagens belastning er rundt 20 000 p.e. Avløpsmengden er årlig på omtrent 4 millioner m³. (Arnesen 2012)

Anlegget har god renseeffekt i perioder med tørrvær, men har store tilførsler av fremmedvann og sliter derfor med å overholde kravene til fosforrensing i perioder med mye nedbør. I 2011 innfridde ikke anlegget rensekravet for tot-P fjerning på 90 %, men innfridde sekundærrensekravet for både BOF og KOF som vist i Tabell 5. I 2011 ble 4 180 000 m³ avløpsvann rensert og 660 726 m³ gikk i overløp. (Arnesen 2012)

Tabell 5 Renseeffekt ved AHSA med belastningen fra overløp ekskludert fra beregninga. Renseeffekt beregnet på grunnlag av (Arnesen, 2011, 2012, 2013)

	2010	2011	2012	Rensekrav i dag (Arnesen, 2012)	Rensekrav fra 2020 (Forurensingsforskriften, 2004)
Tot-P	93,1	90,9	89,3	90	90
BOF ₅	78,2	75	76,7	70	70
KOF	74,9	76,7	78,6	75	75

Avløpsrensing

Avløpsrensianlegget har mekanisk/kjemisk renseprosess. Den mekaniske rensingen består av rister og et sandfang, hvor det utsorterte materialet blir sendt til søppelfylling. Deretter følger et forsedimentasjonsstrinn hvor det utseparerte slammet sendes til slambehandling. Neste trinn er kjemisk felling med påfølgende flokkulering etterfulgt av ettersedimentasjon, hvorfra slammet også sendes til slambehandling. Fram til 2013 ble AVR fra Kemira benyttet som fellingskjemikalie. AVR er et granulert jernholdig aluminiumsulfat, beregnet på avløpsrensing. Unormalt høye tungmetallverdier i det ferdigbehandla slammet i 2011-2012 viste seg å skyldes tungmetallinnholdet i dette fellingskjemikaliet. Spesielt var verdien av krom (Cr) høy og førte til at slammet ikke innfridde krav til slamklasse I. Da dette ble oppdaget gikk anlegget over til ALG fra Kemira, som er et jernfritt aluminiumsulfat. (Tom Thoresen, Personlig meddelelse, 21.03.2013).

Slambehandling

I tillegg til slammet fra for- og ettersedimentasjonen fra eget anlegg får AHSA tilførsel av fortykka slam fra Ringvoll RA i Hobøl, som har en kjemisk/biologisk renseprosess, og septikslam fra alle de tre eierkommunene til AHSA samt noe septikslam fra Skiptvet kommune. Slammet blandes i et slambasseng før det går til en gravitasjonsfortykker. Slammet avvannes i en sentrifuge med hjelp av polymertilsats. Etter avvanning blir slammet tilsatt brent kalk (CaO) og stabilisert og hygienisert i slamsilo før det blir lagt på åpent mellomlager utenfor rensianlegget i påvente av slamanalysene. (Personlig meddelelse, Tom Thoresen, 21.03.2013)

Returstrømmene fra fortykking og avvanning sendes tilbake til innløpet av rensianlegget. Det foreligger ingen prøver fra disse vannstrømmene, men AHSA kan være interessert i et samarbeid med UMB om å ta slike prøver. (Personlig meddelelse, Tom Thoresen, 21.03.2013)

AHSA står selv for levering og spredning av slam til bonden. Tom Thoresen (Personlig meddelelse, 21.03.2013) bekrefter at slammet er svært populært, og det er venteliste på opptil tre år av bønder som ønsker slam på sine jorder. Alle slamprøvene overholder krav for tungmetaller til bruk i landbruket, det vil si klasse II eller bedre. (Arnesen 2012) Varedeklarasjonen på slammet er hittil

tatt før kalk blir tilsatt, men skal fra 01.01.2014 også tas på det ferdige produktet som sendes til bonden. Hygieniske parametere testes etter kalktilførsel som er det hygieniske trinnet og det ble opplyst at alle testene har vist tilfredsstillende resultater til hygieniske parameterkrav. (Tom Thoresen, Intervju 21.03.2013)

Energibruk

AHSA ligger like ved et avfallsdeponi hvor deponigassen blir samlet opp og benyttet til varmeproduksjon i avløpsrensaneanlegget. I 2011 frøs gassledningen fra deponiet til rensaneanlegget, og andelen varme fra deponigass er derfor lavere og oljeforbruket høyere enn i normalåret. Foruten deponigass blir olje brukt til varmeproduksjon. (Tom Thoresen, personlig meddelelse, 18.04.2013).

Ombygging av anlegget

AHSA vurderer å gå over til anaerob stabilisering av slammet. Dette fordi man kan redusere mengden slam og produsere energi. Driftsassistansen i Østfold har utarbeidet en rapport om potensialet for biogassproduksjon ved AHSA. Basert på måling av VS i slammet er potensialet beregnet til å være 288 000 m³ biogass/år. Med 65 % innhold av metan i denne gassen tilsvarer det en energiproduksjon på 1,8 millioner kWh/år. Slammengden antas å reduseres til 1/3 av dagens produksjon, noe som fører til reduserte transportkostnader og ikke lenger behov for kalk. (Jantsch 2012) Negative momenter som er nevnt er at "ytterlige prosessstrinn vil også medføre høyere driftskostnader." (Jantsch 2012) Tilleggsbelastning fra rejektivannet med innførsel av anaerob utråtning med eventuell senket renseseffekt er ikke nevnt i rapporten. Det er heller ikke nevnt noe om at energibehovet ved anlegget vil øke.

Nøkkeltall for energi- og ressursbruk ved anlegget er gitt Tabell 6.

Tabell 6 Nøkkeltall AHSA

	Enhet	Verdi/år
Størrelse anlegg		
Vannmengde	m ³	4 180 000
Dimensjonert størrelse	PE	28 000
Kjemikalier		
Jernklorid	kg	0
PAX	kg	0
AVR	kg	454 000
Polymer	kg	2 800
Kalk	kg	207 000
Energi		
Varmeforbruk	kWh	610 000
Vameproduksjon	kWh	0
Elforbruk	kWh	640 000
Elproduksjon	kWh	0
Total energiproduksjon	kWh	0
Totalt energiforbruk	kWh	1 250 000
Slam		
Tilførsel eksternt slam	m ³	8 800
Slamproduksjon	tonn	3 000
Slamproduksjon, tørrstoff	tonn TS	790
Varme		
Biogass brukt internt	Nm ³	57 400
Forbruk olje	m ³	3,3

FUGLEVIK RENSEANLEGG

Fuglevik Renseanlegg ligger i Rygge kommune og eies av MOVAR IKS. Fuglevik har mekanisk/kjemisk avløpsrensing og slambehandling bestående av aerob forbehandling og anaerob stabilisering. Den teoretiske hydrauliske kapasiteten til anlegget er 50 000 PE, men beregning av tilført PE i henhold til NS9426 er 76 686 PE. (MOVAR 2012)

Som vist i Tabell 7 er rensekravene til anlegget 90 % for fosfor og 60 % for både BOF₅ og KOF. Fra og med 2020 vil det foreligge krav fra Fylkesmannen om å innfri sekundærrensekravet for BOF og KOF på henholdsvis 70 % og 75 % i henhold til (Forurensningsforskriften 2004). For å innfri kravet vurderes innføring av et biologisk rensetrinn. Anlegget innfridde kravet til fosforrensing i 2011, men i perioder har anlegget problemer med rensegraden.

Tabell 7 Renseeffekt ved Fuglevik med belastningen fra overløp ekskludert fra beregninga. Renseeffekt beregnet på grunnlag av (Arnesen, 2011, 2012, 2013)

	2010	2011	2012	Rensekrav i dag (Arnesen, 2012)	Rensekrav fra 2020 (Forurensningsforskriften, 2004)
Tot-P	92,6	90,9	89	90	90
BOF ₅	68,9	66,2	69,6	60	70
KOF	68,9	70,6	67,6	60	75

Hovedsakelig skyldes dette sesongbasert industri med periodevis høy organisk belastning og tilførsel av vaskemidler som påvirker pH-verdien i innkommende avløpsvann. Optimaliseringstiltak ved anlegget og regulering av påslippet antas å være tilstrekkelige tiltak for å innfri kravet fremover. MOVAR eier også to andre avløpsrenseanlegg, Kambo ($PE_{dim} = 16\ 000$) og Hestevold ($PE_{dim} = 8\ 000$) som begge er mekanisk/kjemiske renseanlegg, men benytter andre slambehandlingsmetoder. Kambo benytter langtidslagring av slammet, og Hestevold benytter Orsa-metoden. (Personlig meddelelse, Jon Wold, 19.03.2013) Begge disse anleggene har høyere rensegrad enn Fuglevik, som vist i Tabell 8.

Tabell 8 Renseeffekt ved MOVARs tre avløpsrenseanlegg i 2011 (MOVAR 2012)

	Fuglevik	Hestevold	Kambo
Tot-P	91 %	94 %	93 %
BOF ₅	66 %	81 %	78 %
KOF	71 %	80 %	77 %

For alle de tre anleggene er det observert økte konsentrasjoner av BOF₅ i innløpene, uten at årsaken til dette er kjent. En hypotese er at det skyldes prøvetakingsmetoden er endret etter at Hardanger Miljøsenster ble brukt som laboratorium. Før ble avløpsprøvene fryst for å holdes ferske fram til analyse, mens de nå kun kjøles ned til litt over 0°C. Dette undersøkes av MOVAR. (Personlig meddelelse, Jon Wold og Hans Rikard Wold, 19.03.2013)

Avløpsrensing

Forbehandling består av rister som fjerner grove partikler og sand og fettfang. Fettet som fanges i fettfanget går til slambehandling, mens de grove partiklene og sand behandles som restavfall. Etter forbehandling kommer et kjemisk trinn hvor fellingskjemikaliet PAX 18, som er et aluminiumsbasert fellingsmiddel, benyttes som koagulant sammen jernklorid (JKL). JKL benyttes for å hindre produksjon av hydrogensulfid i fellingsprosessen. Tidligere ble det bare benyttet JKL, men det førte til at det ble dannet et belegg i varmevekslerne i det anaerobe slambehandlingstrinne som skapte problemer. Polymer tilsettes nå i flokkulering for å se om partikkelfjerningen kan optimeres. De utfelte fnokkene separeres ut i et sedimenteringsbasseng, og slammet sendes herifra til slambehandling. (Personlig meddelelse, Jon Wold, 19.03.2013)

Slambehandling

Fuglevik tar imot fett fra forbehandlingstrinnet i MOVARs to andre renseanlegg. Dette fettet tilføres før fortykking av slammet og blir sammen med avløpsslammet fra Fuglevik ført inn i en mekanisk fortykker. Polymer blir tilsatt for å oppnå ønsket TS innhold i slammet på omtrent 4 %. Tilsatsen av polymer gir noen problemer med varmeoverføringsegenskapene til slammet. Fram til 2011 ble gravitasjonsfortykkere i sedimenteringsbassengene benyttet, men disse ble ombygd til standard slamlommer i bassengene på grunn av driftsproblemer. Gravitasjonsfortykkerene ble erstattet av fortykkermaskiner, og disse er fortsatt under optimalisering. I begynnelsen av 2013 ble en online-måler, som måler SS innhold, montert på dekantvannsstrømmen fra fortykkeren. Fra fortykkeren går slammet gjennom to varmevekslere, der ferdig utråtnet slam gir varme til slammet som skal inn i hygieniseringsreaktoren. Slammet hygieniseres ved en temperatur på minimum 60°C i 60 minutter ved satsvis drift. Slammet føres videre til den mesofile utråtningstanken for utråtning og delvis stabilisering ved 35 °C over lengre tid, men går også her gjennom en varmeveksler først for nedkjøling mens varme avgis til nytt innkommende slam til den

termofile reaktoren hvor slammet hygieniseres. Etter utråtning avvannes slammet i en sentrifuge med tilsats av polymer. Returstrømmene fra både fortykker og avvanning føres tilbake til innløpet av rensesanlegget. Slammet testes for hygieniske parametere og tungmetallinnhold og kjøres til mellomagrigsstasjon for å avvente godkjenning av prøver. (Personlig meddelelse, Jon Wold og Hans Rikard Wold, 19.03.2013)

Den anaerobe prosessen er flaskehalsen i kapasiteten til anlegget per i dag. Å gå over til termofil utråtning prosess kan øke metanproduksjonen, fordi en termofil prosess bryter ned mer organisk materiale, og dermed øker biogassproduksjonen. Det betyr også at slammengden reduseres og det gjør også det organiske stoffet i slammet, og dermed øker kapasiteten til de eksisterende utråtningstankene. MOVAR vurderer derfor å gå over til termofil drift. (Personlig meddelelse, Jon Wold og Hans Rikard Wold, 19.03.2013) Overgang til termofil drift kan også føre til at rejektivannstrømmen fra avvanning får høyere konsentrasjoner, noe som fører til økt belastning på avløpsrensprosessen.

Råde Graveservice står for håndtering og viderelevering av det ferdigbehandla slammet. Mesteparten av slammet går til bruk på jordbruksjord, men noe går også til jordblandinger og til bruk som anleggsjord.

Biogass

I 2011 var den totale biogassproduksjonen 638 000 Nm³ biogass. Av dette gikk 37 % til gasskjele og varmeproduksjon, 33 % gikk til gassmotor, (av den produserte energien var 60 % varme og 40 % elektrisitet) og de resterende 30 % gikk til fakling.

Nøkkeltall for energi- og ressursbruk ved anlegget er gitt i Tabell 9.

Tabell 9 Nøkkeltall Fuglevik

	Enhet	Verdi/år
Størrelse anlegg		
Vannmengde	m ³	4 704 000
Dimensjonert størrelse	PE	50 000
Kjemikalier		
Jernklorid	kg	183 000
PAX	kg	724 000
AVR	kg	0
Polymer	kg	3 900
Kalk	kg	0
Energi		
Varmeforbruk	kWh	1 871 000
Varmeproduksjon	kWh	1 810 000
Elektrisitetsforbruk	kWh	1 297 000
Elektrisitetsproduksjon	kWh	347 000
Total energiproduksjon	kWh	2 157 000
Totalt energiforbruk	kWh	3 168 000
Energiutnyttelse		
Egenprodusert energi av forbruk	%	68
Egenprodusert varme av varmeforbruk	%	97
Egenprodusert elektrisitet av elektrisitetsforbruk	%	27
Slam		
Tilførsel ekstern slam/fett	m ³	51
Slamproduksjon	tonn	2 800
Slamproduksjon, tørrstoff	tonn TS	770
Biogass og varme		
Biogass brukt internt	Nm ³	450 380
Biogass til fakling	Nm ³	187 170
Totalproduksjon	Nm ³	637 500
Forbruk olje til varme	m ³	6,1

ØRA RENSEANLEGG

Fredrikstad Vann, Avløp og Renovasjonsforetak, FREVAR, er et kommunalt foretak. FREVAR har to avløpsrenseanlegg, Øra og Kvernhuset. Kvernhuset er svært lite anlegg og har en maksimalbelastning på 26 PE. Øra er hovedanlegget, og er dimensjonert for en framtidig belastning på 120 000 PE, hvorav 65 000 er fra private husholdninger og resten fra servicebedrifter og industri. (FREVAR u.d.)

Øra har noe lav renseseffekt med hensyn til organisk stoff. Kravet til anlegget er foreløpig å opprettholde dagens nivå av BOF₅ og KOF fjerning på henholdsvis 60 og 40 %, men må fra og med 2020 innfri sekundærrensekravet (Forurensningsforskriften 2004). I 2011 greide ikke anlegget å innfri kravet for verken fosforfjerning eller BOF₅. Tilførsel av matavfall for å øke biogassproduksjonen øker belastningen på anlegget. Anlegget påvirkes også av tilførsel av fremmedvann, både ved at en del vann går i overløp og at avløpsvannet tynnes ut og blir mer krevende å rense. (Arnesen 2012)

Tabell 10 Renseeffekt ved Øra med belastningen fra overløp ekskludert fra beregning. Renseeffekt beregnet på grunnlag av (Arnesen, 2011, 2012, 2013)

	2010	2011	2012	Rensekrav i dag (Arnesen, 2012)	Rensekrav fra 2020 (Forurensningsforskriften, 2004)
Tot-P	85,6	87,3	88,6	90	90
BOF ₅	58,9	57,6	64,1	60	70
KOF	56	63,1	67,6	40	75

Avløpsrensprosessen

Øra er et mekanisk/kjemisk anlegg. Forbehandling består av skruerpumper, trapperister og luftet sand- og fettfang. De utskilte partiklene i forbehandlingstrinnet blir foreløpig behandlet som restavfall, men det er planer om å tilføre fett fra fettfanget til råtnetanken. Det organiske innholdet i fettene vil kunne bidra til å øke biogassproduksjonen.

I fellingstrinnet benyttes jernklorid (JKL) som fellingskjemikalie. Tidligere ble sjøvann tilsatt som hjelpekoagulant, men dette ble avsluttet i 2010 fordi det ikke ga gode nok resultater i tillegg til at det ga høye driftskostnader i form av pumpekostnader og sterk korrosjon på rørene på grunn av sjøvannet. (Personlig meddelelse, Raymond Jørgensen, 15.03.2013)

Fra og med januar 2013 tilsettes en polymer etter sand og fettfang for å øke renseseffekten i fellingstrinnet. Så langt har dette gitt gode resultater, men vinteren har lavere hydraulisk belastning på grunn av mindre fremmedvann, og et helt driftsår kreves for å se hvordan endringer i løpet av året påvirker renseseffekten. Håpet er at tilsats av polymer og andre optimaliseringstiltak skal gi god nok effekt til å innfri sekundærrenserekravet som blir gjeldende fra 2020. Den minst ønskelige løsningen for å innfri renserekravet er å bygge et nytt biologisk rensetrinn, da dette medfører store investeringskostnader og høyere driftskostnader. Det vurderes å gå over til aluminiumsbaserte fellingskjemikalier, men det skal først testes om de kan oppnå like gode eller bedre renseseffekter. Dette er ønskelig for å bedre fosfortilgjengeligheten i avløpsslammet. (Personlig meddelelse, Raymond Jørgensen, 15.03.2012)

Slambehandlingsprosess

Slammet fortykkes først ved hjelp av mekanisk fortykker med tilsats av polymer for å øke effektiviteten. Tørrstoffinnholdet i slammet økes i fortykker fra ca. 1 % til ca. 6 %. Tidligere ble gravitasjonsfortykker brukt, men denne brukes nå isteden som slamlager i forkant av den mekaniske fortykkeren. Dekantvannet tilbakeføres til innløpet av rensenanlegget, nedstrøms prøvepunkt for innløpskonsentrasjon, men skaper i følge Raymond Jørgensen (Personlig meddelelse, 15.03.2013) ikke problemer for renseseffekten.

Slammet hygieniseres ved pasteurisering ved 70° C i minimum 30 minutter. Stabilisering oppnås ved anaerob utråtning i to råtnetanker. Oppholdstiden i råtnetankene er i gjennomsnitt 20 døgn. Biogass produseres i dette trinnet. Matavfall fra Norsk Biogasssubstrat AS på Rygg i Tønsberg blir tilsatt for å øke biogassproduksjonen på anlegget. Matavfallet er ferdig sterilisert fra leverandør og tilsettes derfor direkte i råtnetanken. Både pasteurisering og utråtning foregår i lukkede tanker med varmegjenvinning. (Intervju: Raymond Jørgensen, 15.03.2013)

Avvanning av utråtnet bioest foregår i sentrifuger, og polymer blir tilsatt for å øke effekten av sentrifugen. Rejektvannet føres, i likhet med dekantvannet, tilbake til innløpet av rensenanlegget nedstrøms prøvetakeren. I følge Jørgensen (Personlig meddelelse, 15.03.2013) øker rejektvannet belastningen på rensenanlegget med omtrent 3-5 %. Nærmere opplysninger om hvordan dette er vurdert er ikke oppgitt.

Det ferdig avvannede slammet går til mellomlagring i siloer, og deretter tar firmaet Høst AS seg av videre håndtering av slammet til bruk i jordbruk. Slammet behandles ikke videre før bruk, men må lagres fram til det er sesong for å spre det på jordene. Høst AS har kun tall fra 2012, da de ikke startet håndteringen av slammet fra Øra før siste halvdel av 2011. Totalt tok de hånd om 9 882 tonn avvannet slam fra Øra i 2012. Av disse gikk 4 % til produksjon av jord til grøntareal, mens de resterende 96 % gikk til landbruk uten videre behandling. Slammet mellomlagres ved Øra og transporteres videre med lastebil og henger. Bøndene som tar imot slammet betaler ingenting for leveransen. Høst AS reklamerer til bøndene for å få avsetning på slammet. (E-post, Lars Olav Breivik fra Høst AS, mars 2013)

Biogass

Øra produserte i 2011 totalt 1,9 millioner Nm³ biogass, halvparten av dette gikk til elektrisitet- og varmeforbruk internt på anlegget. En gassmotor benyttes til produksjon av elektrisitet, men gir også varmeenergi. Det er angitt en effektutnyttelse av motoren på 85 %, der 40 % av produsert energi anslås å gå til elektrisitet og 60 % til varme. 496 000 Nm³ biogass går til gassmotoren. Det produseres også varme fra biogassen i en gasskjele. Effekten til denne er ikke oppgitt, og effektall fra Fuglevik er derfor lagt til grunn for beregning av energiutbytte fra denne. Elektrisitetsproduksjonen erstatter innkjøp av elektrisitet. Ved overskudd av elektrisitet kan det sendes ut på nettet. Øra var i 2011 selvforsynt med varme fra biogass, men har mulighet til å kjøpe varme fra avfallsforbrenningsanlegget som ligger på nabotomta i tilfelle de ikke er selvforsynte. (Personlig meddelelse, Raymond Jørgensen, 15.03.2013) 865 000 Nm³ av gassen oppgraderes til drivstoff og selges til AGA som drifter fyllestasjoner for dette i Fredrikstad. Teoretiske verdier for energiinnholdet i metan gitt i avsnitt 5.4 og effekttap ved oppgraderingsprosessen gitt i henhold til livsløpsanalysen utført av Lyng, Modahl et al. (2012) er grunnlaget for beregning av energiinnholdet i det produserte drivstoffet. Som siste løsning, ved driftsproblemer eller manglende kapasitet med noen av de nevnte bruksområdene, blir gassen faklet. I 2011 gikk 89 500 Nm³ til fakling, det vil si knapt 5 % av den totale biogassproduksjonen ved anlegget.

Nøkkeltall for energi- og ressursbruk ved anlegget er gitt i Tabell 11.

Tabell 11 Nøkkeltall Øra

	Enhet	Verdi/år
Størrelse anlegg		
Vannmengde	m ³	14 270 000
Dimensjonert størrelse	PE	120 000
Kjemikalier		
Jernklorid	kg	3 500 000
PAX	kg	0
AVR	kg	0
Polymer	kg	17 000
Kalk	kg	0
Energi		
Varmeforbruk	kWh	4 117 000
Vameproduksjon	kWh	4 117 000
Elektrisitetsforbruk	kWh	3 251 000
Elektrisitetsproduksjon	kWh	1 059 000
Total energiproduksjon	kWh	5 176 000
Totalt energiforbruk	kWh	7 368 000
Energiutnyttelse		
Egenprodusert energi av forbruk	%	70
Egenprodusert varme av varmekonverter	%	100
Egenprodusert elektrisitet av elektrisitetsforbruk	%	33
Slam		
Tilførsel matavfall	m ³	6 970
Slamproduksjon	tonn	9 900
Slamproduksjon, tørrstoff	tonn TS	2 300
Biogassproduksjon		
Biogass brukt internt	Nm ³	982 000
Biogass til drivstoff	Nm ³	865 000
Biogass til faking	Nm ³	89 500
Totalproduksjon	Nm ³	1 936 500

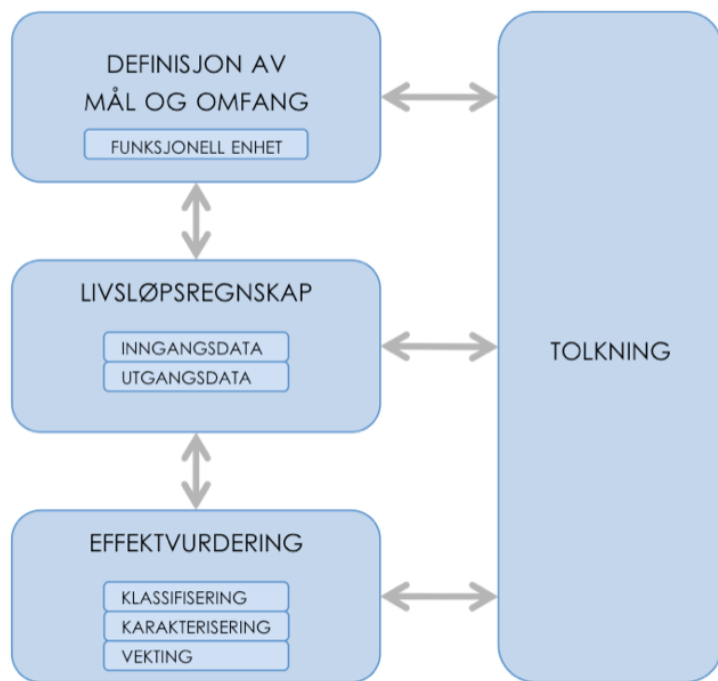
5.2. LCA - METODIKK

Livsløpsanalyser eller Life Cycle Assessment (LCA) kan betegnes som en prosedyre for hvordan man skal beregne den potensielle miljøpåvirkningen for hele livssyklusen til et produkt. I ISO 14044 (2006) er det definert som "innsamling og evalueringa av innstrømmer, utstrømmer og de potensielle miljøpåvirkningene til et produktsystem gjennom hele produktets livssyklus." Innstrømmer og utstrømmer er alle materialressurser, energiresurser og andre fysiske utslipp eller opptak av stoff som krysser systemgrensene. Hver eneste av disse strømmenes belastning forbundet med uttak av råvare, prosess, transport fram til det inngår i det produktet eller systemet som undersøkes skal være en del av analysen. Hensikten med å gjennomføre en LCA-analyse er å finne ut hvilke produkt eller produksjonsmetoder som er mest miljøvennlige eller hvordan produksjonen av et gitt produkt best kan optimaliseres med hensyn til miljøpåvirkning. Fordelen med LCA-metoden er at man unngår å fokuseres på å forbedre kun en eller få enkeltprosesser i et livsløp, som i seg selv kan gi gunstig utslag for miljøpåvirkningen, men som i det større systemet vil gi en netto ugunstig miljøeffekt. (Baumann and Tillman 2004) Det finnes internasjonale standarder for gjennomføringen av en LCA-analyse utført av The International Organization for Standardization (ISO). ISO 14040 (2006) og ISO 14044 (2006) er gjeldende standarder. Hensikten med en internasjonal standard er å sikre at forutsetninger og kontekst for analyseutførelsen er gjennomsiktige og følger visse krav. Dette gjør det mulig å vurdere om forutsetningene for ulike LCA-studier er sammenlignbare.

Det er ulike målsetninger for å gjennomføre en LCA-analyse. Grovt sett kan man si at disse bruksområdene kan deles i to hovedkategorier: Regnskapsorientert og endringsorientert. Regnskapstypen vil si å gjennomføre et regnskap for hvilke potensielle miljøpåvirkninger som et produkt har i nåværende situasjon. En endringsorientert analyse vil fokusere på hvordan ulike systemvalg vil påvirke fremtidige miljøbelastninger. (Baumann and Tillman 2004)

LCA-analysen består av fire hoveddeler:

- Definisjon av mål og omfang
- Livsløpsregnskap
- Effektvurdering
- Tolkning



Figur 13 DE FIRE TRINNENE I EN LIVSLØPSANALYSE (FRITT ETTER BAUMANN & TILLMANN 2009) hentet fra (Fjeldhus 2012)

DEFINISJON AV MÅL OG OMFANG

Målet med å gjennomføre en LCA-analyse er det første som må klarlegges. Klare spørsmål må stilles for å få gode svar på analysen. Hva er hensikten med å gjennomføre studien? Skal produksjonen av et bestemt produkt optimaliseres med tanke på miljøpåvirkning eller skal to produkter sammenlignes for å finne hvilket som er mest miljøvennlig? Hvem er studien beregnet på? Skal det brukes i markedsføring til kunder eller internt i bedriften, eller til myndigheter i utføring av reglement? (ISO 2006)

Funksjonell enhet

For å relatere et produkt til miljøpåvirkninger må det velges en funksjonell enhet (FU) som representerer funksjonen til produktet på en god måte og som kan defineres kvantitativt. Alle inn og utstrømmer skal beregnes ut i fra denne enheten, slik at man regner for eksempel energibruk per FU. Dette gjør det mulig å sammenligne ulike energiforbruk i ulike deler av systemet. Å velge 100 kg rent tøy som funksjonell enhet for analyser av ulike typer vaskemiddel vil for eksempel være et godt valg, i stedet for å velge kg vaskemiddel produsert. Dette gjør det mulig å si noe om hvor store miljøbelastninger det medfører å vaske 100 kg tøy, og en sammenligning av ulike vaskemiddel som har ulik effekt i forhold til vaskemiddelmengden blir mulig. (Baumann and Tillman 2004)

Miljøindikator

Hvilke miljøindikatorer som skal inkluderes i analysen skal også bestemmes i mål og omfang delen. Det er i de fleste tilfeller ønskelig å få med alle miljøpåvirkninger, men i noen tilfeller er målet for analysen satt slik at bare enkelte parametere er nødvendig å ta med for å begrense analysen for begrense arbeidsmengden. De vanligste miljøindikatorer brukt er forbruk av abiotiske ressurser, arealbruk, global oppvarming, nedbryting av ozonlaget, toksisitet for mennesker, toksisitet for økosystemet, forsuring og eutrofiering. Indikatorene som velges avgjør hva slags data som kreves for å utføre analysen. Detaljnivå på datagrunnlaget må også defineres ut fra målsetningen til analysen. Hva slags effektvurderingsmetode som skal brukes er også et viktig valg. Effektvurdering beskrives i eget avsnitt, men vil kort sagt si å oversette listen over inn- og utstrømmer til tall for potensiell miljøpåvirkning. (Baumann and Tillman 2004)

Systemgrenser

Systemet som skal analyseres må defineres og avgrenses. Prinsippet med en livsløpsanalyse er å få med alle påvirkninger av et system. Men i praksis er de fleste produkter del av et større system som kan være vanskelig å avgrense direkte til et produkt eller en funksjon. Klare systemgrenser for hva som tilhører prosessen må settes. Grenser i forhold til tilgrensende naturlige systemer, geografiske grenser, tidshorison og grenser i forhold til det tekniske produksjonssystemet er alle viktige systemgrenser. (Baumann and Tillman 2004)

De tekniske grensene forholder seg til produksjonsmidler som bygningsmasse, maskineri, transportmidler osv. Spørsmålet blir om miljøpåvirkningen av produksjon av alle disse produksjonsmidlene også skal inkluderes i analysen. I praksis vil det kreve mye mer arbeid å samle inn all denne informasjonen. I mange tilfeller blir det derfor utelatt, spesielt når det gjelder regnskapsorientert LCA-analyse, selv om det i teorien hører med til analysen. For endringsorientert LCA-analyse vil det kun være relevant i de tilfeller hvor ulike valg medfører behov for ulike typer produksjonsmidler og endringer i infrastruktur. Hva som kan og ikke kan utelates fra en analyse er svært viktige valg, og bidrag fra masse, energiforbruk og relevans i forhold til miljøpåvirkning er viktige kriterium for å ta slike valg, og det er svært viktig å tydeliggjøre hvile valg som er tatt. (Baumann and Tillman 2004)

Allokering

Når en prosess produserer flere produkter, resirkulering av materiale forekommer, eller ulike produkt går inn i samme avfallshåndteringsprosess kan det være vanskelig å tilskrive ulike miljøpåvirkninger til et enkelt produkt. Dette er eksempler på allokeringsproblemer. (Baumann and Tillman 2004) I ISO 14040 (2006) er allokering definert som "å dele opp inn- eller utstrømmer til en prosess eller et produktsystem mellom det produktsystemet som skal analyseres og andre produktsystemer." Det skal på forhånd tas stilling til hvordan slike problemer skal håndteres. Allokerings problemer kan unngås ved å øke detaljnivået i analysen, men dette vil i mange tilfeller øke arbeidsmengde og omfanget av data som må samles inn i stor grad. Oppdeling av systemet og utvidelse av systemet er to prinsipielt ulike metoder å løse allokeringsproblemer på. Oppdeling vil si å dele opp miljøbelastningene fra de prosesser som produserer flere produkter

på de ulike produktene. Dette er en god metode for regnskapsorientert LCA-analyse. Utvidelse av systemet vil si at når en prosess produserer flere produkt, kan miljøbelastningen fra kun å produsere det ene produktet trekkes fra miljøbelastningen fra å produsere begge. Tanken bak dette er at man ved å produsere flere produkter i en prosess unngår å måtte produsere det ene av disse produktene i tillegg. Dette er særlig aktuelt for endringsorienterte LCA-analyser, der varme eller annen energiproduksjon er et typisk biprodukt som "trekkes fra" miljøbelastningen til hovedproduktet. (Baumann and Tillman 2004)

LIVSLØPSREGNSKAP - LCI

Livsløpsregnskapet, eller LCI (Life Cycle Inventory Analysis), er i ISO 14040 definert som innsamling og kvantifisering av inn- og utstrømmer for et produkt gjennom hele livsløpet (ISO 2006). Livsløpsregnskapet forholder seg til grensene definert i mål- og omfangsdelen. Resultatet fra livsløpsregnskapet skal være en masse- og energibalanse relevant for miljøpåvirkningen fra systemet som analyseres. Et flytskjema for masse- og energistrømmer hører med til denne delen. Data for alle aktiviteter må samles inn, inkludert uthenting av råmateriale, alle produkter og håndtering av avfall og utslipp til luft og vann. Videre må alle innsamla data relateres til den valgte funksjonelle enheten. Utførelsen av livsløpsregnskapet høres i prinsippet enkelt ut, men er i praksis en omfattende prosess fordi sammenhengen mellom prosesser og produkter vanligvis er komplisert. Det er i denne delen bruk av allokeringsmetoder, som er nevnt i mål og omfangsdelen, kommer inn i bildet. (Baumann and Tillman 2004)

Datagrunnlaget som trengs for en LCA-analyse er i følge Baumann and Tillman (2004) både numeriske data og deskriptive, kvalitative data. De numeriske dataene består av data om tilførsel av råmaterialer og energi, og alle andre tilførsler som for eksempel arealbruk og utslipp til luft, vann og land, og andre miljøaspekter som for eksempel bråk. Kvalitative data er viktige for å vurdere validiteten til de numeriske dataene, og består av prosessforståelse, hvordan inn- og utstrømmer påvirker miljøet og hvordan de numeriske dataene forholder seg til de definerte systemgrensene. (Baumann and Tillman 2004)

EFFEKTVURDERING - LCIA

Effektvurdering eller LCIA (Life Cycle Impact Assessment) består av prosessen å vurdere hva slags konsekvenser resultatene fra regnskapsdelen har for miljøet. Målet er å presentere resultatene på en tydelig måte for målgruppen til analysen, noe som ifølge Baumann and Tillman (2004) gjøres ved følgende steg:

- Definisjon av effektkategorier
- Klassifisering
- Karakterisering
- Normalisering
- Gruppering
- Vekting
- Datakvalitetsanalyse

Ved bruk av miljøindikatoren *klimaendring* vil dette si å regne om alle utslipp som har en effekt på klimaendring til hvor stor effekt det har i CO₂-ekvivalenter. Det finnes en rekke ferdiglagde LCIA metoder, som forenkler prosessen med å gjennomføre effektvurderingen. I disse metodene er forhold mellom klassifisering, karakterisering osv. allerede definert, og regnes automatisk ved å legge inn LCI resultatene på riktig måte. Ulike metoder har ulike målemetoder og vekter de ulike effektindikatorerne forskjellig. Ecoindicator og EPS er vanlige LCIA-metoder. (Baumann and Tillman 2004)

TOLKNING

Tolkning er fasen hvor resultatene fra livsløpsregnskapet og effektvurderingen skal settes i sammenheng med målet for utførelsen av analysen. Ifølge (ISO 2006) skal tolkningsdelen på en forståelig måte presentere et konsist og komplett bilde av hva resultatet fra analysen er. Målet er at man i denne delen skal nå en konklusjon i forhold til målsetningen samtidig med at begrensninger til studien blir forklart og videre anbefalinger blir presentert. Ifølge Baumann and Tillman (2004) er det i praksis veldig mange ulike måter å presentere resultatene på, og det kan derfor ikke gis noen oppskrift på dette. Generelt kan man likevel si at det er to ulike tolkningsprinsipper. Den første går ut på å vurdere selve resultatene av analysen, og hva som er de mest kritiske miljøbelastningene produktet påfører omgivelsene. Den andre er å vurdere relevansen og robustheten til analysen for å underbygge troverdigheten til metoden.

5.3. ANALYSENS MÅL OG OMFANG

MÅL

Målet med analysen er å svare på oppgavens problemstilling beskrevet i avsnitt 2.1.

Målgruppen for studien er å bidra til kunnskapsbygging innenfor livsløpsvurdering av prosesser innenfor avløpssektoren. Analysen skal bidra til å utvikle en generell modell for beregning av netto miljø- og klimanytte fra avløpsrensing og slambehandling for avløpsrensaneanlegg i Østfold.

FUNKSJONELL ENHET

Mange av LCA-analysene utført på avløpsvann benytter vannstrømmen inn i rensaneanlegget som funksjonell enheten. Hovedfunksjonen til et rensaneanlegg er å rense vannet, og volum av avløpsvann som mottas i anlegget er en enkelt kvantifiserbar mengde. Renseprosessene og energiforbruk vil også i mange tilfeller være direkte relatert til vannmengde. Problemet er perioder med store fremmedvannsmengder inn på anlegget. I disse tilfellene vil konsentrasjonen av forurensingene i avløpsvannet være lave, og mengden slam og biogass produsert per kubikkmeter vann vil dermed også være lavere. Dette gjør det også vanskelig å sammenligne

ulike anlegg som har ulik tilførsel fremmedvann med en slik funksjonell enhet. Mengden forurensinger som skal behandles i anlegget er derfor et alternativ som funksjonell enhet, særlig når det er slambehandlingen som er i fokus, siden dette direkte sier noe om alle de tre viktigste funksjonen til renseanlegget: fjerning av forurensing fra vannet, produksjon av slam til jordbruket og eventuell biogassproduksjon. I denne LCA-analysen benyttes volum behandlet avløpsvann som funksjonell enhet, men omregningsfaktorer kan benyttes for å sammenligne resultatene med hensyn til andre viktige referansestrømmer, som kg BOF inn i anlegget der dette er hensiktsmessig.

EFFEKTVURDERINGSMETODE

I denne analysen er klimagass valgt som eneste miljøindikator. Effektvurderingsmetoden *IPCC 2007 GWP 100a* er benyttet i modelleringsverktøyet SimaPro. Metoden er utviklet av Intergovernmental Panel on Climate Change og inneholder klimaendringfaktor med et 100-års tidsperspektiv. (IPCC 2007b) Normalisering og vektning er ikke en del av denne metoden. Alle klimabelastninger regnes i denne metoden om til CO₂-ekvivalenter.

SYSTEMGRENSER

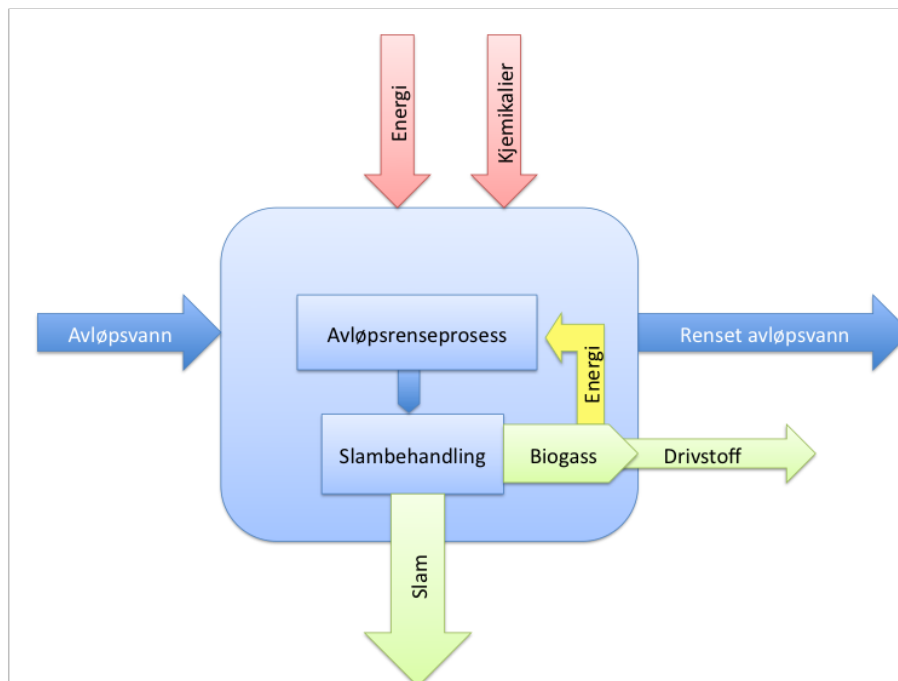
Slambehandlingsprosessen er en brikke i et større system som strekker seg fra generering av avløpsvannet i husholdninger og industri, transport til renseanlegg, med inn- og utlekkasjer i ledningsnett, gjennom renseprosessen, og videre til utløpsvannets påvirkning på resipient samt ulike slamprodukters nytteverdi og eventuell energiproduksjon. Målsetningen i denne analysen er å se på hvordan valg av slambehandling påvirker avløpsrenseanleggets klimapåvirkning. Ledningsnettets utforming, med type industri tilknyttet og fremmedvannsmengder inn på nettet, vil kunne påvirke behandlingsprosessene på renseanlegget, men dette blir ikke regnet med i denne analysen på grunn resursmessige hensyn.

Alle de tre renseanleggene har mekanisk/kjemisk avløpsrensing, men benytter ulike fellingskjemikalier og har ulik rensegrad. Avløpsrensprosessen vil også direkte bli påvirket av valgt slambehandlingsprosess gjennom returstrømmene og det er derfor valgt å legge de fysiske systemgrensene ved innløpet til renseanlegget. Vann som går i overløp ved renseanlegget på grunn av for lav hydraulisk kapasitet vil påvirke rensegraden til renseanleggene, fordi forurensingsmengden i overløpet regnes med til utløpskonsentrasjon. I følge målsetningen til denne analysen er det renseanleggets effekt og produkt som er interessant. Vann som går i overløp regnes derfor i denne analysen som del av ledningsnett, og tas ikke med innenfor systemgrensene.

Det er kun drift av anlegget med energi- og ressursforbruks klimapåvirkning som tas hensyn til i denne analysen. Konstruksjon av renseanlegg og annen infrastruktur tas ikke med på grunn begrenset tidsressurs. Bygningsmassen i et avløpsrenseanlegg står i følge Halleux, Lassaux et al. (u. d.) for 9 % av klimabelastningen, men bygningsmassen for ulike slambehandlingsprosesser er relativt like og vil i så måte antagelig ikke utgjøre store forskjeller mellom ulike prosessvalg.

Tidsperspektivet til analysen er et gjennomsnittlig driftsår, slik at alle inn- og utstrømmer av ressurser og energi forholder seg til ett år (2011). Miljøpåvirkningene fra klimagass derimot har et lengre tidsperspektiv, og 100 års perspektiv i forhold klimabelastning brukes i henhold til den valgte effektvurderingsmetoden. Alle spesifikke data er årgjennomsnitt hentet fra 2011 så langt data fra dette året er tilgjengelig.

Sluttproduktene i form av rensset avløpsvann, slam til jordforbedring og som gjødslingsmiddel, samt eventuell energi fra biogassproduksjon er viktige deler av systemet og tas med i analysen ved å inngå som erstattede produkt, men forutsetningene for dette er beskrevet nærmere i neste avsnitt. Transport til sluttbruker og lagring før spredning burde vært en del av systemet, men på grunn av manglende data utelates dette. Systemgrensene med de inn- og utstrømmer som er inkludert i analysen er vist i Figur 14. Grønne piler er produkter som produseres ved avløpsrensaneanlegget og røde piler er de nødvendige ressursene som trengs for å drive anlegget. Den gule pilen er energi fra biogassen som blir brukt internt i anlegget. Forutsetninger knyttet til modellering av denne er nærmere beskrevet i neste avsnitt.



Figur 14 Systemgrenser for LCA-analysen.

ERSTATTEDE PRODUKTER

Rensing av avløpsvann og hygienisering og stabilisering av avløpsslammet er primærfunksjonen til rensenanlegget, mens energi og andre produkter som er et resultat av denne prosessen vil være sekundærfunksjoner, som kan erstatte tilsvarende produkter fra annen produksjon.

Biogass

Biogassen som produseres ved anleggene erstatter bruken av andre energikilder, bortsett fra den andelen biogass som fakles. Hvis ikke biogassen hadde gitt et energiutbytte ville anlegget måtte bruke mer energi fra en alternativ energikilde. De unngåtte klimabelastningene som følge av at disse alternative energikildene ikke blir produsert og brukt regnes da med som et fratrekk i mengden klimagassutslipp i CO₂-ekvivalenter som anlegget medfører.

Drivstoff som produseres ved oppgradering av biogass regnes som et erstattet produkt. Forutsetningene for beregning av erstattet energi følger forutsetningene gjort av Lyng, Modahl et al. (2012), men alle spesifikke data fra gjeldene rensenanlegg benyttes så langt de er tilgjengelige.

Et forhold ved denne forutsetningen er at produksjonen av biogass fører til et økt behov for energi ved avløpsrenseanlegget, fordi det må tilføres varme for å oppnå hygienisering og stabilisering av slammet, i motsetning til ved Orsa-metoden hvor hygienisering og stabilisering skjer ved hjelp av kjemiske prosesser ved tilsats av kalk, og ingen biogass blir produsert. Noe av energien fra biogassen produsert ved anaerob utråtning går dermed med til å dekke det ekstra behovet ved å produsere biogassen. Primærfunksjonen til et rensenanlegg er å rense avløpsvann, samt å behandle avløpsslammet som er et uunngåelig produkt fra denne prosessen. I et tenkt tilfelle kan en gitt mengde tilført energi oppfylle primærfunksjonen til anlegget med to ulike slambehandlingsmetoder, A og B. Det totale energibehovet til slambehandlingsprosessen A er betydelig større enn energibehovet til slambehandlingsprosess B, men prosess A produserer biogass og kan dermed akkurat dekke det ekstra tilførte energibehovet med den produserte biogassen. I denne situasjonen vil prosess A få en lavere total klimapåvirkning fordi biogassenergien brukt dermed regnes som en erstatning for en alternativ energikilde. A fremstår da som et mer miljøvennlig valg, selv om energien som kreves tilført er akkurat lik for prosess A og B for å utføre samme primærfunksjon. Det bør undersøkes om situasjonen ved Øra og Fuglevik ligner på situasjon A.

Slam

Mange undersøkelser er utført på erstatning av mineralgjødsel og jordforbedringsmiddel, og det forskes fortsatt mye på virkningen av å tilføre avløpsslam til jord. En oppsummering av noen av disse resultatene er beskrevet i avsnitt 4.4, men dette er komplekse sammenhenger, og effekten av avløpsslam avhenger av mange faktorer. Det er derfor ikke lett å sette opp nøyaktige verdier for hva slags produkt og hvor store volumer avløpsslam erstatter. Tilførsel av avløpsslam til jord kan også ha en negativ virkning dersom det inneholder for høye konsentrasjoner av tungmetallet. Resultat fra litteraturstudien legges til grunn for å angi hvilke produkter som avløpsslam i beste fall

kan erstatte, slik at det kan vurderes hvor store effekter bruk av avløps slampets i jordbruket gir i det totale klimagassregnskapet.

DIREKTE UTSLIPP

Utslipp av CO₂ fra organisk innhold i avløps slam regnes som klimanøytralt fordi det inngår i det naturlige karbonkretsløpet (IPCC 2006). Dette gjelder ikke for utslipp av andre klimagasser, som metan og lystgass, som i følge IPCC (2006) regnes som antropogene klimagasser i denne type prosesser. Tabell 12 viser CO₂ – ekvivalentene for lystgass og metan i ulike tidshorisonter. Det er verdiene for 100 år som benyttes i denne analysen.

Tabell 12 Global oppvarmingspotensial for de tre vanligste klimagassene. Hentet fra (UNFCCC 2013)

Kjemisk formel		Tidshorisonter for oppvarmingspotensial		
		20 år	100 år	500 år
<i>Karbondioksid</i>	CO ₂	1	1	1
<i>Metan</i>	CH ₄	56	21	6,5
<i>Lystgass</i>	N ₂ O	280	310	170

For avløpsbehandling og slamdisponering vil derfor direkte utslipp av CO₂ som skyldes nedbryting av det organiske stoffet ikke regnes som en klimabelastning. Karbon fra avløpet som bindes i et tidsperspektiv på over 100 år kan sies å tas ut av det naturlige kretsløpet, og dermed føre til en reduksjon av CO₂.

I følge IPCC (2006) kan N₂O-utslipp forekomme både i resipienten som mottar nitrogenholdig avløpsvann, og i renseanlegg med nitrogenrensing. Hvis behandlingsprosessen fører til utslipp av N₂O vil dette ha stor negativ innvirkning på renseanleggets totale klimabelastning, da oppvarmingspotensialfaktoren til N₂O er 310 CO₂-ekvivalenter som vist i Tabell 12

Direkte utslipp fra avløpsrensprosessen skjer først og fremst ved biologisk rensetrinn, men da stort sett i form av CO₂ og ved anlegg med nitrogenfjerning. Ved nitrogenfjerning kan N₂O-utslipp forekomme, noe som vil ha en stor betydning for klimagassregnskapet. Metan produseres ved anaerob utråtning, men dette er en ønsket prosess og gassen blir samlet opp og utnyttet. Hvis det forekommer lekkasjer vil derfor disse sannsynligvis være små. I denne analysen regnes ingen direkte utslipp med på grunn av manglende datagrunnlag, unntaket er ved oppgradering av biogass til drivstoff da det regnes med et lite lekkasjetap av metan, basert på forutsetninger gjort i (Lyng, Modahl et al. 2012)

Det organiske stoffet i avløpsvannet bindes til en viss grad, og i følge Ugland, Ekeberg et al. (1998) vil 20 % av det organiske stoffet tilført jorda være tilstede 15 år etter spredning av slammet. I et 100 års perspektiv vil derimot trolig kun en liten del av det organiske materiale være tilstede, og det ses bort fra denne effekten i denne analysen.

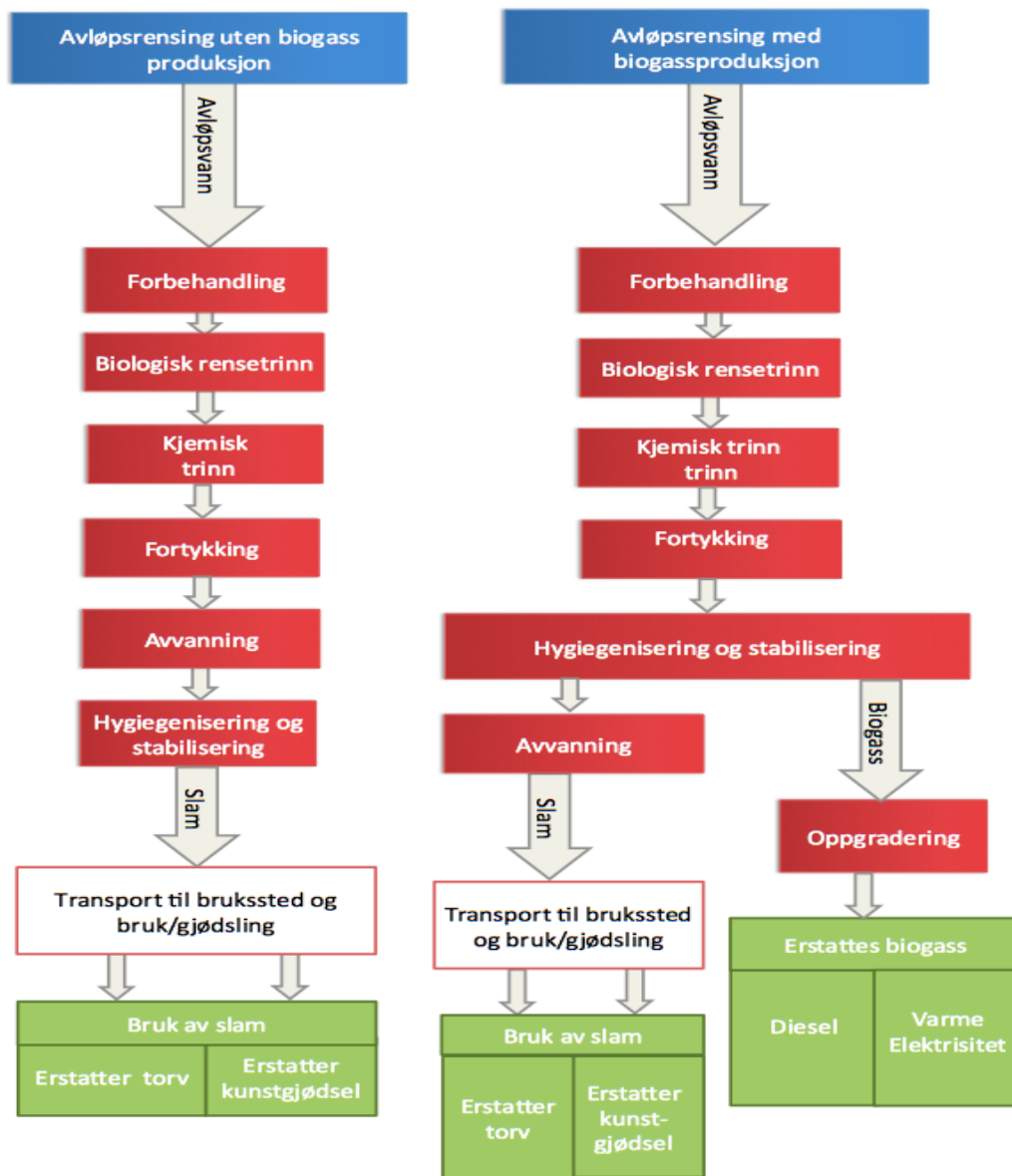
5.4. PROSESSER OG PARAMETERVERDIER

Modelleringsverktøyet SimaPro benyttes for å gjennomføre regnskapsdelen av analysen med analyser av utslipp og effektvurderinger. Biogassmodellen for matavfall og gjødsel fra Østfoldforskning er brukt som et utgangspunkt for oppbygning av SimaPro-modellen. (Lyng, Modahl et al. 2012) Avløpsrensing skiller seg fra behandling av matavfall og gjødsel, og oppbygning av analysen blir dermed nokså ulik.

Først er flytskjemaet for prosessene som inngår i modellen vist, samt hvilke inn- og utstrømmer som inngår i de ulike prosessene og hvilke klimagassutslipp som er forbundet med de ulike prosessene.

Deretter er parameterverdiene som er lagt inn i SimaPro presentert. Hva som er lagt til grunn for verdiene er også gjort rede for.

Alle parameterverdier er vist slik de er lagt inn i SimaPro. De fleste verdier er oppgitt per funksjonell enhet, som er m³ avløpsvann behandlet i renseanlegget. Det er spesifisert i tabellen hvis dette ikke er tilfellet.



Figur 15 Flytskjema over livsløpstrinnene i analysen. Basert på figur fra (Lyng, Modahl et al. 2012)

Figur 15 viser de ulike prosessene som inngår i analysen. Prosessen til venstre beskriver prosessen ved AHSA som ikke produserer biogass. Figuren til høyre beskriver prosessen ved Fuglevik og Øra hvor biogass produseres. Ved Fuglevik oppgraderes ikke biogass til drivstoff. De røde boksene er prosesser som krever ressurser eller energi, men de grønne er produkt som kan erstatte produksjon av andre tilsvarende produkt. Energi- og ressursstrømmene som inngår i prosessene er som følger:

- Forbehandling
 - Elektrisitet
- Biologisk trinn
 - Elektrisitet
- Fellingstrinn
 - Elektrisitet
 - Fellingskjemikalier
 - Polymer
- Fortykking
 - Elektrisitet
 - Polymer
- Hygienisering og stabilisering
 - Elektrisitet
 - Varmeenergi
 - Kalk
- Oppgraderingsprosess
 - Elektrisitet
 - Utslipp av metan
- Avvanning
 - Elektrisitet
 - Polymer
- Erstattet (drivstoff)
 - Diesel
- Erstattet (varme og elektrisitet)
 - Elektrisitet
 - Varme
- Bruk av slam
 - Organisk materiale
 - Nitrogengjødsel
 - Kalk
- Diverse – belastninger knyttet til hele rensenanlegget
 - Elektrisitet
 - Varme

PROSESSER BRUKT

Prosesser brukt i modelleringen og deres utslippsfaktor er vist i Tabell 13 og Tabell 14. Tabell 13 viser de prosessene som er hentet fra SimaPro, og biblioteket hvor prosessen er hentet fra er referert til.

Tabell 13 Prosesser og deres utslippsfaktorer hentet fra SimaPro

Prosess og energibærer	Utslippsfaktor i CO ₂ -ekv/MJ	Utslippsfaktor i CO ₂ -ekv/kg	Kilde til datagrunnlag
Elektrisitet	0,0388		Electricity, low voltage, production NORDEL 2008, at grid biogassmodell/NORDEL STOE modell U (Østfoldforskning 2011)
Varme basert på biogass	0,0158		Heat, biogas, allocation exergy, at SOFC fuel cell 125 kWe, future/CH5 (Ecoinvent system processes)
Varme fra avfallsbehandling	0,0508		Heat from waste, at municipal waste incineration plant, Norge (MED skille feedstock-/energiressurs)m/belastning (Østfoldforskning-bibliotek 2002)
Varme basert på oljefyring	0,0939		Heat, light fuel oil, at boiler 100kW, non-modulating/CH U (Ecoinvent unit processes)
Erstattet drivstoff	0,0858		Diesel (produksjon og forbrenning) (Østfoldforskning-bibliotek 2002) og (Ecoinvent unit processes)
Produksjon av kunstgjødsel per kg N, inkl trp		3,2	Fertilizer, NPK synthetic, Norway, per kg N, 2010 (Østfoldforskning- bibliotek 2012)
Uttak av torv (per kg C)		3,667	Carbon dioxide, fossil (prosess hentet fra prosjektet (Lyng, Modahl et al. 2012)
Kalk til slambehandling og erstattet kalk til jordbruk		0,833	Lime, hydraulic, at plant/CH U (Ecoinvent system processes)

Tabell 14 Prosesser og deres utslippsfaktorer lagt inn i SimaPro i denne oppgaven. Dokumentasjon gitt av Kemira lagt i Vedlegg I.

Produktnavn	Innhold	Klimapåvirkning (kg CO ₂ -ekv/tonn fellingskjemikalie)
PAX-18	Polyaluminiumklorid, 40 % løsnig	455
PIX-118	Jernkloridsulfat, 40 % løsnig	80
ALG	Granulert aluminiumsulfat, 90-100 %	320
Superfloc C-498HMW (polymer)	Mangler info	4150

ENERGI OG RESSURSFORBRUK

Energi- og ressursbruk er basert på de spesifikke verdiene gitt for hvert enkelt anlegg Tabell 15.

Tabell 15 Parameterverdier for energi- og ressursbruk. Alle verdier er spesifikke verdier for driftsåret 2011

Parameternavn	Øra	Fuglevik	AHSA	Beskrivelse
Forbruk jernklorid	0,25	0,039	0	[kg/m3] Forbruk av jernklorid som fellingskjemikalie
Forbruk AVR	0	0	0,109	[kg/m3] Forbruk av AVR (aluminiumsbasert fellingskjemikalie)
Forbruk PAX18	0	0,154	0	[kg/m3] Forbruk av PAX-18 (aluminiumsbasert fellingskjemikalie)
Forbruk polymer: felling	0,17	0	0	[kg/m3] Forbruk av polymer i fellingstrinnet
Forbruk polymer: fortykker	0,70	0	0	[g/m3] Forbruk av polymer til fortykker
Forbruk polymer avvanning	0,32	0,83	0,670	[g/m3] Forbruk av polymer til avvanning
Forbruk kalk	0	0	0,0495	[kg/m3] Forbruk av brent kalk til stabiliserings- og hygieniseringstrinn
Totalt elforbruk	0,131	0,202	0,153	[kWh/m3] Elektrisitetsforbruk, ekskludert egenprodusert energi basert på biogass
Varme biogass	0	0	0,250	[MJ/m3] Energiforbruk til varme, med biogass som kilde. (ved AHSA er deponigass kilden) Varmeforbruk gitt i kWh: Omregningsfaktor fra kWh til MJ: 3,6 MJ/kWh
Varme olje	0	0,0467	0,276	[MJ/m3] Energibruk til varme, med olje som energikilde. Varmeforbruk gitt i kWh: Omregningsfaktor fra kWh til MJ: 3,6 MJ/kWh
Varme erstattet basert på olje	0	0,384	0	[kWh/m3] Egenprodusert varme fra biogass som erstatter oljefyring
Varme erstattet basert på avfallsforbrenning	0,289	0	0	[kWh/m3] Egenprodusert varme fra biogass som erstatter varme fra avfallsforbrenningsanlegg
Elektrisitet erstattet	0,0742	0,0738	0	[kWh/m3] Egenprodusert elektrisitet fra biogass som erstatter innkjøp av elektrisitet fra nettet

Energibruk fordelt på prosesskategorier

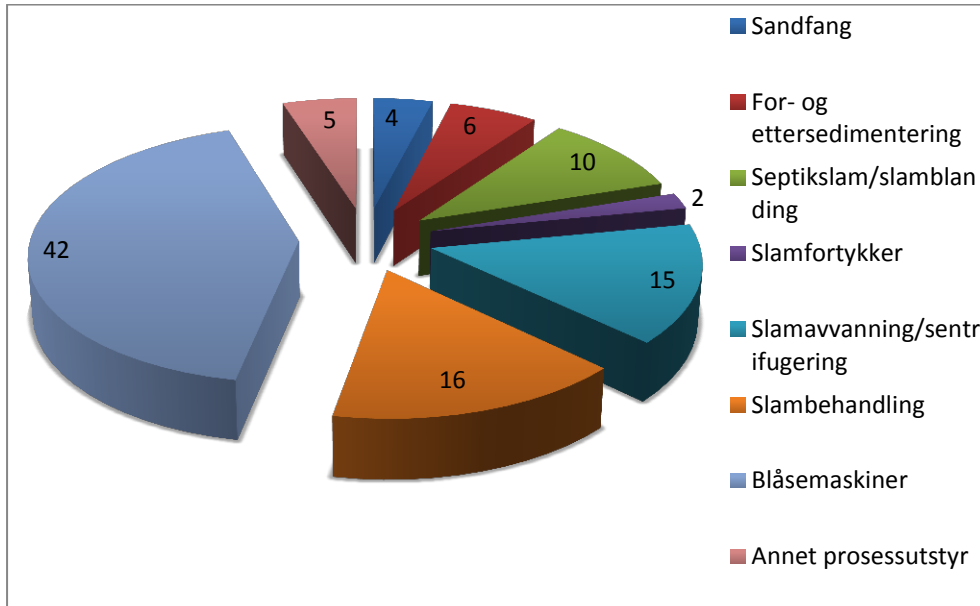
Fordeling av elektrisitetsforbruket er gjort for å få et inntrykk av størrelsesorden av elektrisitetsforbruket i ulike prosesser. Antagelser lagt til grunn for fordelingen er kort beskrevet i dette avsnittet. Verdiene brukt i analysen er vist i Tabell 16.

Tabell 16 Parameterverdier for fordeling av elektrisitetsforbruket til de ulike prosesstrinn med og uten biologisk rensetrinn. Basert på energikartlegging ved AHSA (Norconsult 2012) og Hias (Wadahl, 2010).

Parameternavn	Øra	Fuglevik	AHSA	Øra og Fuglevik	Beskrivelse
	Eksisterende situasjon			Med biologisk rensetrinn	
Andel el forbehandling	0,26	0,26	0,25	0,15	(verdi 0-1) Andel elektrisitetsforbruk av totalt elektrisitetsforbruk som går til forbehandling
Andel el biologisk	0	0	0	0,42	(verdi 0-1) Andel elektrisitetsforbruk av totalt elektrisitetsforbruk som går til fortykking
Andel el felling	0,22	0,22	0,06	0,13	(verdi 0-1) Andel elektrisitetsforbruk av totalt elektrisitetsforbruk som går til biologisk trinn
Andel el fortykking	0,004	0,004	0,02	0,002	(verdi 0-1) Andel elektrisitetsforbruk av totalt elektrisitetsforbruk som går til felling
Andel el hyg. og stab.	0,14	0,14	0,26	0,09	(verdi 0-1) Andel elektrisitetsforbruk av totalt elektrisitetsforbruk som går til hygieniserings- og stabiliseringstrinnet
Andel el avvanning	0,08	0,08	0,15	0,05	(verdi 0-1) Andel elektrisitetsforbruk av totalt elektrisitetsforbruk som går til avvanning.
Andel el diverse	0,29	0,29	0,26	0,17	(verdi 0-1) Andel elektrisitetsforbruk av totalt elektrisitetsforbruk som ikke kan fordeles på en prosesskategori.
Andel varme hyg. og stab.	0,66	0,66	0	Antas uendret	(verdi 0-1) Andel varmeenergi benyttet som går til oppvarming av hygieniserings- og stabiliseringstrinnet.
Andel varme diverse	0,34	0,34	1	Antas uendret	(verdi 0-1) Andel varme som ikke kan fordeles til en prosess, men som går til oppvarming av bygningsmasse og arbeidsmiljø.
Totalt elforbruk	0,131	0,202	0,153	Øra: 0,274 Fuglevik: 0,394	[kWh/m ³] Elektrisitetsforbruk, ekskludert egenprodusert energi basert på biogass

AHSA

Ved AHSA ble det i 2011 utført en kartlegging av energiforbruket til hele rensesanlegget med hensikt om å finne ut hvor energieffektiviseringsiltak er mest effektivt. Rapporten viser det totale energiforbruket fordelt på energikilder, samt prosessutstyrets elektrisitetsforbruk fordelt på ulike prosessstrinn (Figur 16).



Figur 16 Inndeling av elektrisitetsforbruk til prosessutstyr ved AHSA rensanlegg i 2011. (Norconsult 2012)

Elektrisitetsfordelingen til prosessutstyr fra Figur 16 endres for å tilpasses prosesskategoriene modellen er delt inn i. Sandfang går under *Forbehandling*, for- og ettersedimentering under *Fellingstrinn*, Septikslam/slambehandling og Slambehandling under *Hygienisering og stabilisering*. Det mest energikrevende prosessutstyret, blåsemaskiner, er dessverre ikke knyttet til et bestemt trinn. Tom Thoresen oppgir at blåsemaskinene benyttes til lufting av sandfanget og for å forhindre sedimentasjon i vanntransportkanaler mellom ulike prosesser (Personlig meddelelse, 18.04.2013). Jeg antar derfor at 50 % av elektrisitetsbruken fra blåsemaskinene kan tilskrives Forbehandling og 50 % til Diverse. Elektrisitetsforbruk til VVS, antas å være likt fordelt på alle prosessstrinn, selv om det er mulig at fellingstrinnet står for en større andel av dette. Elektrisitetsforbruket til VVS og blåsemaskiner er i følge Norconsult (2012) prosessene hvor energieffektiviseringspotensialet er størst, men i denne analysen blir kun forbruket i referanseåret 2011 benyttet. Fordeling av elektrisitetsbruk på prosesskategorier blir som vist i Tabell 16 Tom Thoresen oppgir at all varmeenergi går til oppvarming av bygningsmasse (Personlig meddelelse, 18.04.2013). Varmeenergiforbruket legges derfor til prosesskategorien *Diverse*.

Øra og Fuglevik

Ved Øra er det oppgitt at elektrisitetsforbruket til oppgradering er 10 % av det totale elektrisitetsforbruket, men det er ikke utført en energikartlegging hvor elektrisitetsforbruket er fordelt på andre prosesser, verken ved Øra eller Fuglevik. Ved Hias avløpsrensaneanlegg i Hedmark derimot, er det utført en grundig kartlegging av strømforbruket ved anlegget i 2010, med mål om å redusere elektrisitetsforbruket (Wadahl 2010). Hias har en avløpsrensning som består av mekanisk, biologisk og kjemisk trinn, og anaerob stabilisering. Energikartleggingen ved Hias kan ikke overføres direkte til Øra og Fuglevik fordi anleggets oppbygning er nokså ulike, men kartleggingen er så detaljert at et overslag for energifordelingen mellom prosesskategorier ved Østfoldanleggene kan utføres på grunnlag av denne. Analysen gir også et anslag på hvor mye elektrisitet et eventuelt biologisk trinn vil medføre, hvis dette må bygges ved Øra og Fuglevik for å innfri renskravene som vil bli gjeldende fra 2020. Slambehandlingsprosessen ved Hias er nokså ulik den ved de to Østfoldanleggene, selv om det i alle tre produseres biogass. Hygieniseringsprosessen foregår ved oppvarming til 160°C, mens den ved Øra og Fuglevik foregår ved henholdsvis ved 70°C og 60°C. Det må presiseres at energifordelingen basert på energiforbruket ved Hias er kun et overslag, men det totale elektrisitetsforbruket er spesifikke verdier gitt fra hvert enkelt anlegg. Elektrisitetsforbruket til oppgradering av biogass ved Øra regnes ikke med fordi den er oppgitt som egen spesifikk verdi. Energifordeling benyttet i analysen er vist i Tabell 16.

Fordeling av varmeforbruk er heller ikke oppgitt for verken Øra eller Fuglevik. Det er kun oppvarmingen av slammet i hygieniserings- og stabiliseringstrinnet av prosessene som krever varmetilførsel, men også bygningsmassen og arbeidsmiljøet varmes opp. Ved Fuglevik anslås det at 1/3 av varmeenergien går til oppvarming av bygningsmasse og resterende 2/3 går til slambehandlingstrinnet (Personlig meddelelse, Hand Rikard Wold, e-post 17.04.2013). Raymond Jørgensen (Telefonsamtale, 16.04.2013) oppgir at også ved Øra er slambehandling det eneste prosesstrinnet som krever oppvarming. Antar at fordeling mellom oppvarming av bygningsmasse og slam er lik som ved Fuglevik. Varmen som går til oppvarming legges under prosesskategorien *Diverse*.

Innføring av biologisk rensetrinn

Innføring av biologisk rensetrinn kan bli en nødvendighet ved Øra og Fuglevik for at de skal oppnå sekundærrensekravene som blir gjeldende fra 2020. Biologiske rensetrinn krever mye energi og innføring av biologisk rensetrinn vil påvirke klimaregnskapet til anlegget. Et biologisk rensetrinn bryter ned noe av det organiske materiale ved aerobe prosesser, og dermed vil biogassutbytte antagelig senkes. Det er også mulig at andelen faklet biogass vil synke, fordi energibehovet ved anlegget vil være høyere, og sannsynligheten for et overskudd mindre. Dette tas det ikke hensyn til i analysen på grunn av manglende data. Antar at mengden biogass er uendret, og at andelen energi produsert til interne prosesser er lik nåværende situasjon. Det totale energiforbruket og energifordeling med innføring av et biologisk rensetrinn er vist Tabell 16.

Ved Hias står det biologiske trinnet for 42 % av det totale elektrisitetsforbruket.(Wadahl 2010)

Hvis man antar at dette kan overføres direkte til Fuglevik og Øra vil det gi et ekstra forbruk på:

$$\begin{aligned} \text{Totalt elforbruk med biologisk rensetrinn} &= \frac{\text{Eksisterende elforbruk}}{58} * 100 \\ &= \text{Eksisterende elforbruk} * 1,7 \end{aligned}$$

ERSTATTEDE PRODUKTER

Biogass

Tabell 17 Parameterverdier for oppgradering av biogass til drivstoff

Parameternavn	Øra og Fuglevik	Beskrivelse
Biogass til oppgradering	0,061	[Nm ³ /m ³] Volum biogass som går til oppgradering per m ³ avløpsvann behandlet
Oppgradering elforbruk	0,643	[kWh/Nm ³]Elektrisitetsforbruk til oppgradering og komprimering av biogassen per volum rågass produsert.
Metantap ved oppgradering	0,0015	[andel] Ligger som regel mellom 1 og 2 % (Lyng, Modahl et al. 2012)
Metaninnhold biogass	0,65	[andel] Gitt i tabell 4.
Tettheten metan	0,656	[kg/Nm ³] Tettheten til metan (Energifakta u. d)
Brennverdi metan	50,2	[MJ/kg] Energiinnhold per kg metan
Andel biogass som erstatter diesel	0,871	[MJ/MJ] Forhold mellom virkningsgrad i motor: gassmotor/dieselmotor (Modahl and Rønning 2003)
Reelt utbytte biogassanlegg	0,7	[andel] Andel av den teoretiske energimengden som anlegget klarer å utnytte. Varierer mellom 0,6 og 0,8. (Lyng, Modahl et al. 2012)

En stor andel av biogassen produsert ved Øra og all biogassen produsert ved Fuglevik går til oppvarming eller elektrisitetsproduksjon ved hjelp av en gasskjele eller gassmotor. Dette tas med i analysen som erstatning for energikildene som ellers benyttes. Miljøbelastningene knyttet til forbrenningsprosessen i gasskjele, gassmotor og fakkell er ikke tatt med i analysen.

Oppgradering av biogass til drivstoff utføres kun ved Øra. Det er oppgitt mengde rågass som blir oppgradert og samlet elektrisitetsforbruk brukt til oppgraderingen og komprimering av gassen. Den oppgraderte og komprimerte gassen erstatter bruk av diesel i bybusser i Fredrikstad og andre biler med mulighet til å kjøre på metangass. Mengde diesel erstattet er beregnet på grunnlag av:

Mengde diesel erstattet:

Diesel erstattet =

*Energiinnhold biogass * Reelt utbytte biogassanlegg * (1 – mentantap ved oppgradering) **

Andel biogass som erstatter diesel

*Energiinnhold biogass = Biogass til oppgradering * Metaninnhold biogass * Tettheten metan **

Brennverdi metan

Direkte utslipp av metangass ved oppgraderingsprosessen

*Metanutslipp = Metantap ved oppgradering * Metaninnhold biogass * Tetthet metan*

Slam

Tabell 18 Parameterverdier for slammets verdi i jordbruket

Parameternavn	Øra	Fuglevik	AHSA	Beskrivelse
Slam per m³ vann	0,000692	0,000602	0,000710	[tonn/m ³] Ferdigbehandlet slam til bruk i jordbruk
Andel TS i slam	0,32	0,22	0,27	[tonn TS/tonn]Tørrestoffandel i ferdigbehandlet slam
Slam innhold C	439	588	533	[kg/tonn TS] Organisk innhold i avvannet slam
Kalkingseffekt	0	0	600	[kg/tonn TS] Kalkingsverdi i kg kalksteinsmel som erstattes ved tilførsel per tonn TS slam. Kilde (Nedland 2008)
Slam utnyttbar andel N	3,3	5	6	[kg/tonn TS] Mengde plantetilgjengelig N. Referanse: (Ugland, Ekeberg et. al.) 1998)

Jordforbedring

Jordforbedringsverdien som følge av tilførsel av slam til kornareal er vanskelig å tallfeste og å oppgi alternative produkter for. I følge Fjellstad, Klakegg et al. (2010) er tilførsel av planterester, gjødsel og kompost tiltak for å øke karboninnholdet i jord som har lave verdier. Redusert jordbearbeiding, tilbakeføring av planterester til jorda, vekselbruk med eng, tilførsel av husdyrmøkk og fangvekster/grønngjødsling er metoder for å opprettholde jordas organisk innhold over tid. (Fjellstad, Klakegg et al. 2010) Men ingen av disse er et direkte produkt som kan tallfestes. Torv er en kilde til tilførsel av organisk materiale, men brukes først og fremst i jordblandinger til mindre areal som hagebruk. Torv kan betegnes som fossilt fordi det organiske materiale ikke lenger er en del av karbonkretsløpet (EPA 2011). Ved å erstatte bruk av torv hindrer man at karbonet i torva oksideres og dermed bidrar med CO₂ utslipp. I denne analysen benyttes uttak av torv som alternativt produkt til bruk av avløpsslam i modellen i mangel på bedre produkter, selv om dette ikke praktiseres i realiteten. Uttak av torv er også benyttet som erstattet produkt i livsløpsmodellen for husdyrgjødsel og matavfall (Lyng, Modahl et al. 2012).

Kalkingseffekt

Tabell 19 Kalkingseffekt i kalkholdig slam (Nedland 2008a)

Slamtype	Kalsiuminnhold (% av TS)	Kalkingsverdi (kg kalksteinsmel) av 2 tonn slamtørrstoff
Kalkfelt, kompostert slam	15-18	760-900
Kalkbehandlet slam	17-24	860-1.200
Vakuumtørket slam	15-20	760-1.000

I følge Tabell 19 har slammet fra AHSA en kalkningsverdi opp mot 1200 kg kalksteinsmel/2 tonn TS. Dette gir 600 kg kalksteinsmel/tonn TS.

Gjødslingseffekt

I følge Ugland, Ekeberg et al. (1998) er det nitrogen og ikke fosfor som har størst påvirkning på gjødsleffekten til slammet. I følge Yara (2010) står produksjonen av nitrogeninnholdet i fullgjødsel (mineralgjødsel som inneholder både nitrogen, fosfor og kalium) for den helt klart største klimabelastningen. Slammets potensial for å erstatte gjødsel på grunnlag av nitrogeninnhold legges derfor til grunn. Verdien av avløpsslam i jordbruk, med hensyn til gjødslingseffekt fra nitrogen og fosfor og jordforbedringseffekt fra 8 norske renseanlegg er undersøkt i 1994-1995. Blant disse renseanleggene er MOVAR og FREVAR. Ved MOVAR ble jernklorid benyttet som fellingskjemikalie, mens det nå benyttes PAX som hovedfellingkjemikalie og jernklorid som hjelpefellingkjemikalie. AHSA er dessverre ikke representert i undersøkelsen, men Nedre Romerike avløpsrenseanlegg (RA2) hadde, da undersøkelsen ble gjort, mekanisk-kjemisk avløpsrensing og Orsa-metoden som slambehandling, som tilsvarer renseprosessen ved AHSA. (Ugland, Ekeberg et

al. 1998) Nitrogengjødslingseffekten er beregnet for totalt 3 år etter tilførsel av slam, og både teoretiske verdier er beregnet og målte oppnådde verdier er oppgitt. Gjennomsnittet for undersøkelsen er vist i Tabell 20. Oppnådde verdier er lagt til grunn for analysen.

Tabell 20 Gjennomsnittsverdier for nitrogengjødslingsverdi fra forsøk beskrevet av Ugland, Ekeberg et al. (1998)

	FREVAR	MOVAR	RA2
Totalt 3 år beregnet (kg N/tonn TS)	7,3	8,4	4,3
Totalt 3 år oppnådd (kg N/tonn TS)	3,3	5	6,0

6. RESULTAT

Resultatene fra LCA-analysen utført i SimaPro viser anleggenes klimapåvirkning som CO₂-ekvivalenter. Ressurs- og energibruk knyttet til driften av anleggene (som er beskrevet i kapittel 4) er ved hjelp av effektiviseringsmetoden *IPCC 2007 GWP 100a* regnet om til potensiell klimaendringpåvirkning gitt i CO₂-ekvivalenter. Prosesser som har negative CO₂-ekvivalenter er prosesser som gir et positivt bidrag til produktets totale påvirkning fordi man ønsker å redusere mengden CO₂ som tilføres atmosfæren. Nettoresultat viser summen av negative og positive bidrag. Når nettoresultatet for et anlegg har en negativ CO₂-ekvivalent gir dette et netto positivt bidrag i å redusere klimaendringspotensialet.

Resultatene fra LCA-analysen, datainnsamlingen og litteraturstudiet er delt inn i avsnitt relatert til de tre delspørsmålene i problemstillingen.

Først er renseanleggenes totale klimapåvirkning i driftsåret 2011 beskrevet.

Deretter er slambehandlingsvalgets påvirkning på enkeltprosessene *Kjemisk felling* og *Erstattet slam* sett nærmere på. Anleggenes renseseffekt sammenstilt med norske gjennomsnittsverdier for kjemisk/mekanisk renseanlegg og renskravene i Forurensingsforskriften er presentert i sammenheng med dette.

Konsekvensen for anleggenes totale klimapåvirkning ved å innføre et ekstra biologisk rensetrinn er presentert i et eget avsnitt.

I siste avsnitt er resultater fra å regne ved ikke å regne egenprodusert energi brukt internt som en erstatning for andre energikilder vist.

6.1. RENSEANLEGGENES TOTALE KLIMAPÅVIRKNING

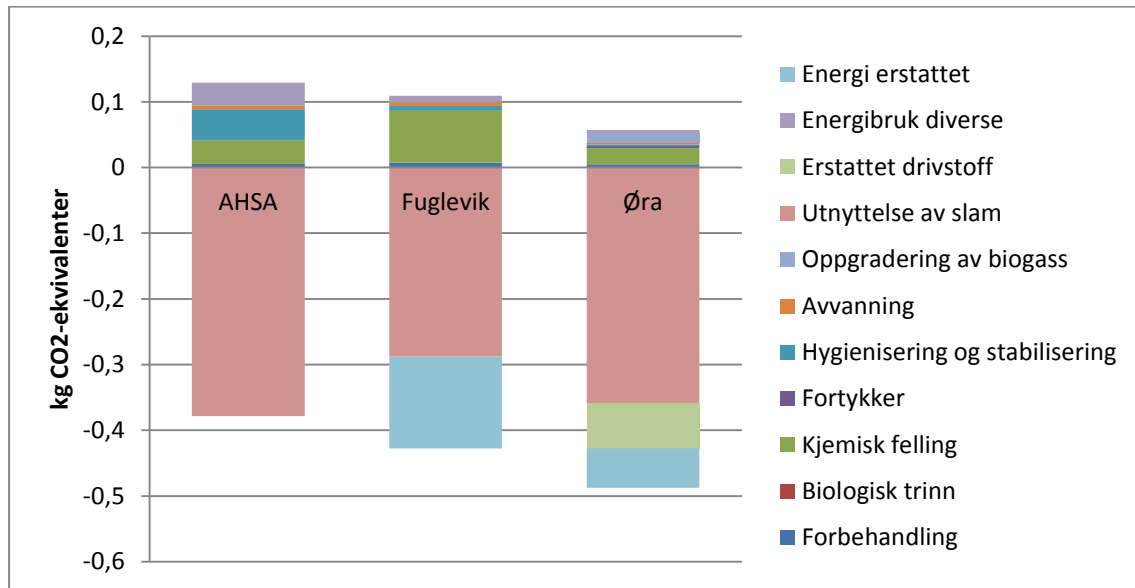
EKSISTERENDE SITUASJON

Inkludert uttak av torv som erstattet produkt

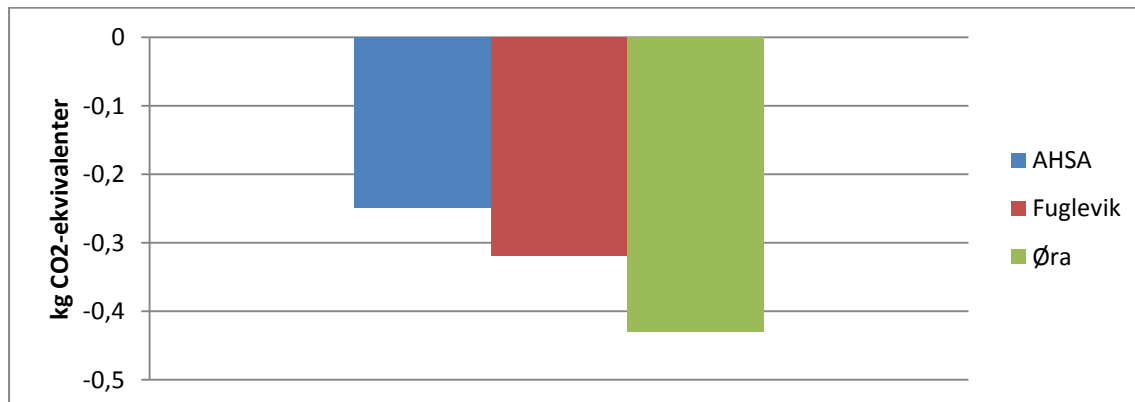
Figur 17 og Figur 18 viser de tre renseanleggene, Øra, Fuglevik og AHSA, bidrar til en reduksjon av klimagasspåvirkning per m³ avløpsvann behandlet. Dette skyldes i første rekke det store bidraget som følge av antagelsen om at det organiske innholdet i slam erstatter torv. Inkludert i prosessen *Bruk av slam* inngår også nitrogengjødslingsverdi og kalkingseffekt, men som vist i Figur 19 på side 67 gir disse produktene kun et lite bidrag. *Energi erstattet* og *Oppgradering av biogass* gir også

vesentlige bidrag til reduksjon av anleggenes totale utslipp. Øra har det største netto positive bidraget til reduksjon av klimapåvirkning.

Uttak av torv som erstatning for tilførsel av organisk materiale til landbruk utføres ikke i praksis. Det er likevel valgt å vise dette som resultat fordi det gir et bilde på hvor stor potensielle nytteeffekt det organiske slammet har på netto klimanytte hvis det antas å erstatte uttak av fossilt karbon. Resterende resultat er presentert uten uttak av torv som erstattet produkt.



Figur 17 Resultater for klimapåvirkning fra rensing av 1 m³ avløpsvann fordelt vist med påvirkningen fra de ulike prosessene. Uttak av torv er inkludert som erstattet produkt for det organiske innholdet i slammet brukt i jordbruket



Figur 18 Resultat for netto klimapåvirkning fra håndtering av 1 m³ avløpsvann. Uttak av torv er inkludert som erstattet produkt for det organiske innholdet i slammet brukt i jordbruket.

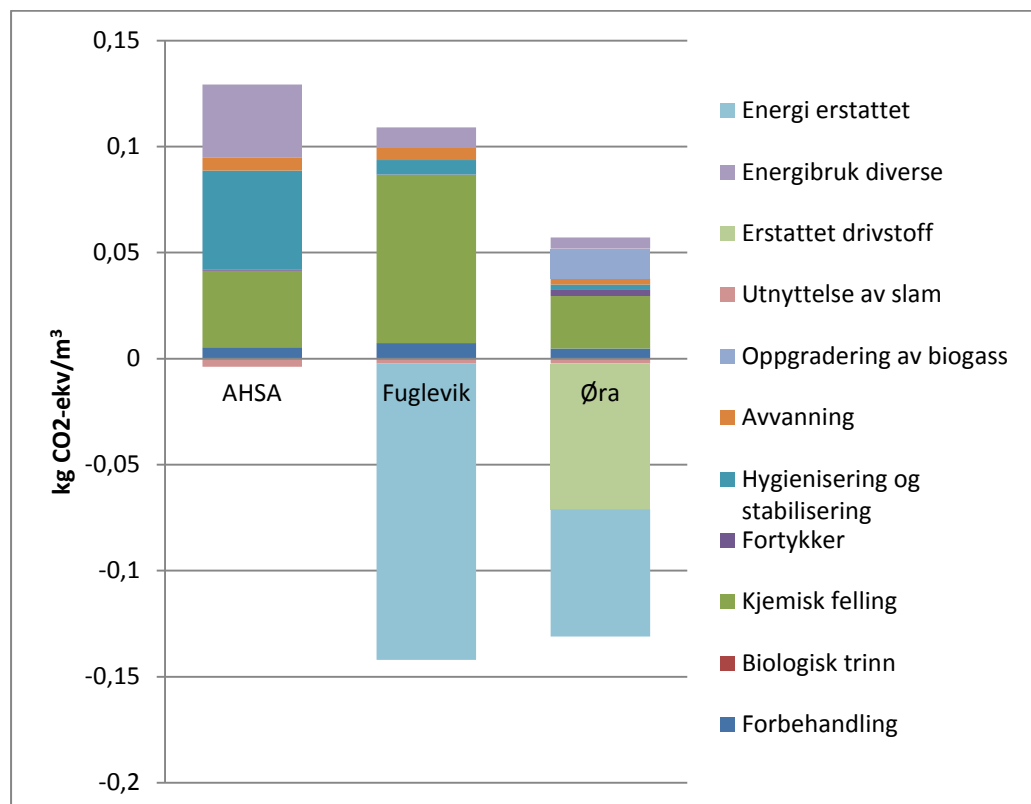
Ekskludert utfak av torv som erstattet produkt

Ved å utelate torv som erstattet produkt viser resultatene et ganske annet netto klimaregnskap fra alle de tre rensenanleggene som vist i Figur 20. AHSA kommer da klart dårligst ut, med en klimabelastning på 0,13 kg CO₂-ekvivalenter/m³. De to andre anleggene har fortsatt et positivt bidrag til klimapåvirkning og Øra er fremdeles anlegget med størst bidrag til reduksjon av klimabidraget.

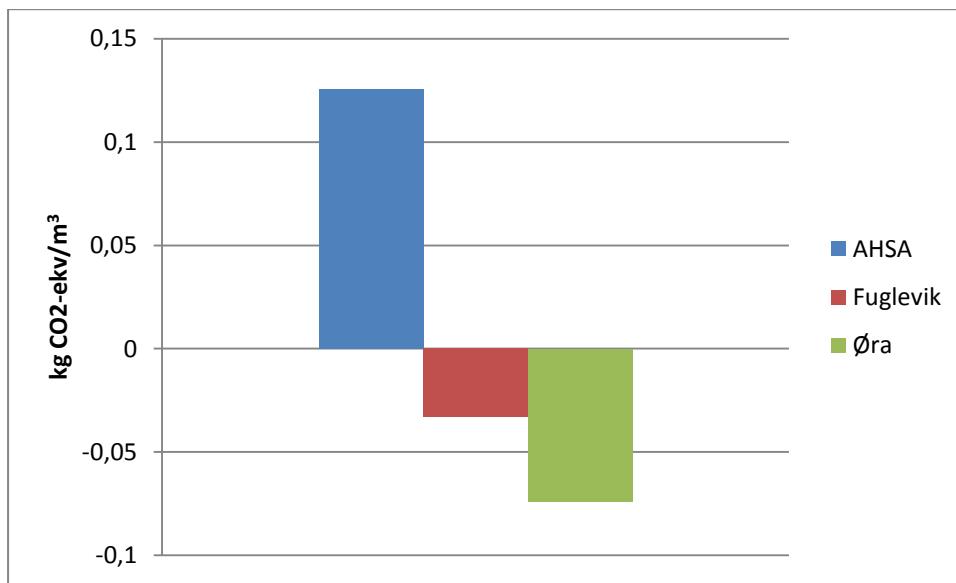
Figur 19 viser de enkelte prosessenes bidrag. Det positive bidraget fra Energi erstattet er mye større ved Fuglevik enn ved Øra. Fordi Øra har en lavere total negativ klimapåvirkning og i tillegg har prosessen Erstattet drivstoff får Øra et bedre nettoresultat enn Fuglevik som vist i Figur 20. Figur 21 viser anleggenes totale klimapåvirkning per år og Øra kommer tydelig best ut.

Øras produksjon av drivstoff fører til det største bidraget i reduksjon i utslipp av CO₂-ekvivalenter.

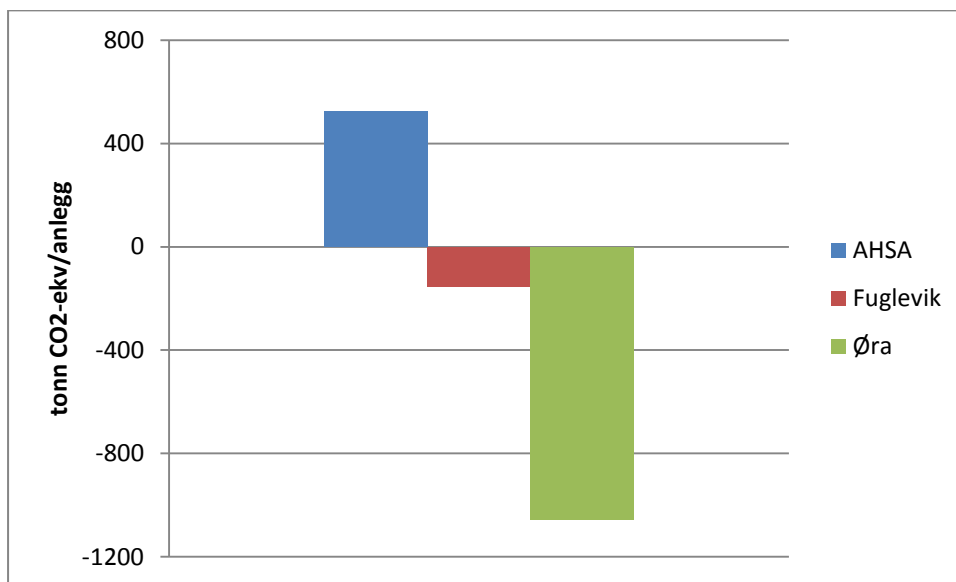
Bruk av slam gir et lite utslag i det totale regnskapet når torv utelates som alternativt produkt for det organiske stoffet. Kjemisk felling gir et betydelig bidrag til anleggenes totale klimapåvirkning, og da i særlig grad ved Fuglevik. Klimabidraget fra bruk av slam og kjemisk felling er sett nærmere på i avsnitt 6.2.



Figur 19 Resultater for klimapåvirkning fra rensing av 1 m³ avløpsvann fordelt på ulike livsløpstrinn. Utfak av torv er ikke inkludert som erstattet produkt for det organiske innholdet i slammet brukt i jordbruket.



Figur 20 Resultat for netto klimapåvirkning fra håndtering av 1 m³ avløpsvann. Uttak av torv er ikke inkludert som erstattet produkt for det organiske innholdet i slammet brukt i jordbruket.



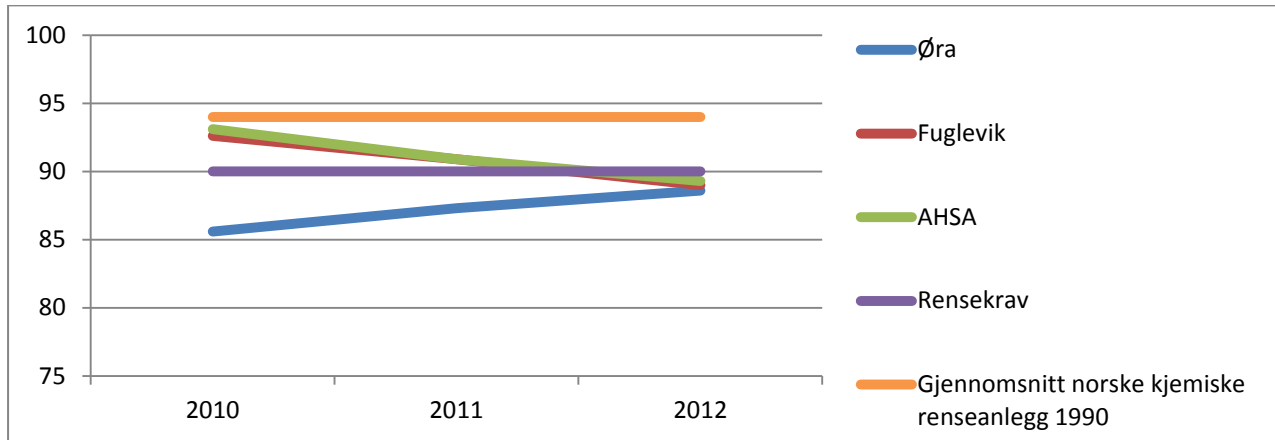
Figur 21 Resultat fra netto klimapåvirkning fra den totale belastningen til rensanlegget (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt)

6.2. RENSEEFFEKT OG SLAMKVALITET

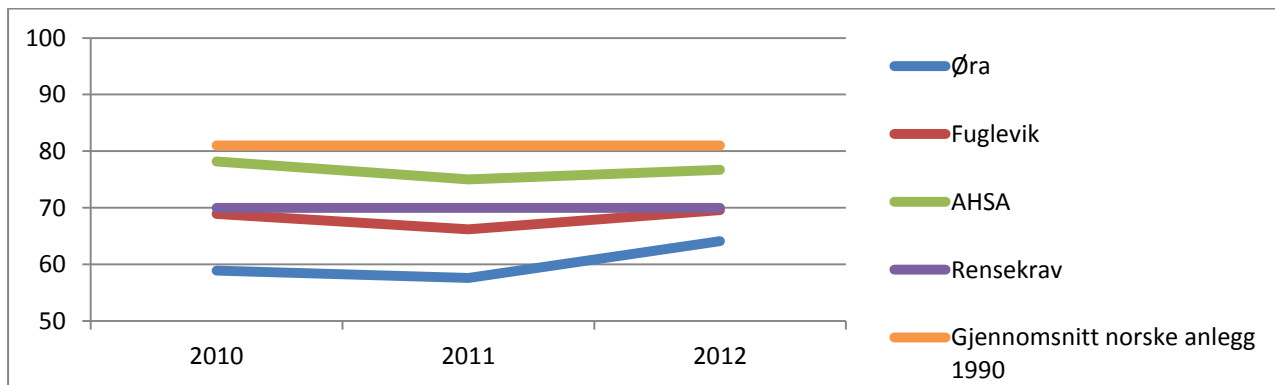
Hvordan avløpsrenseanleggets renseseffekt og kvaliteten på slammet som benyttes i jordbruket påvirkes av slambehandlingsprosessen beskrives i dette avsnittet. Enkeltprosessene *Bruk av slam* og *Kjemisk felling* er særlig interessante å se nærmere på i denne sammenhengen.

RENSEEFFEKT

Rensing av avløpsvannet er primærfunksjonen til et renseanlegg og er derfor viktig å synliggjøre. Renseeffekten vist er hentet fra renseseffekt rapportert til Driftsassistansen i Østfold (Arnesen, 2011, 2012, 2013) er sammenstilt med renseskravene i Forurensningsforskriften (2004) og gjennomsnittsverdier for norske kjemiske renseanlegg (Ødegaard 1992). I renseseffekten til anleggene er belastningen fra forurensningene som går i overløp ikke medregnet fordi det er renseanleggets effekt som er interessant i denne sammenheng og ikke ledningssystemets funksjon. Figur 23 og Figur 24 viser at både Fuglevik og Øra har lavere fjerning av organisk stoff enn både gjennomsnittsverdien til norske kjemiske anlegg og sekundærrenseskravene i Forurensningsforskriften. Øra som har størst produksjon av biogass har den laveste renseseffekten av de tre anleggene. AHSa har derimot bedre fjerning av KOF enn både sekundærrenseskravet og gjennomsnittet av norske kjemiske renseanlegget, og ligger over sekundærrenseskravet for BOF. Rensegraden for tot-P ligger for alle de tre renseanleggene i nærheten av renseskravet, men varierer noe fra år til år.



Figur 22 Renseeffekt tot-P for alle tre renseanlegg, samt rensekrav og gjennomsnittsverdi for 87 norske kjemiske renseanlegg uten anaerob utråtning av slammet (Ødegaard 1992).



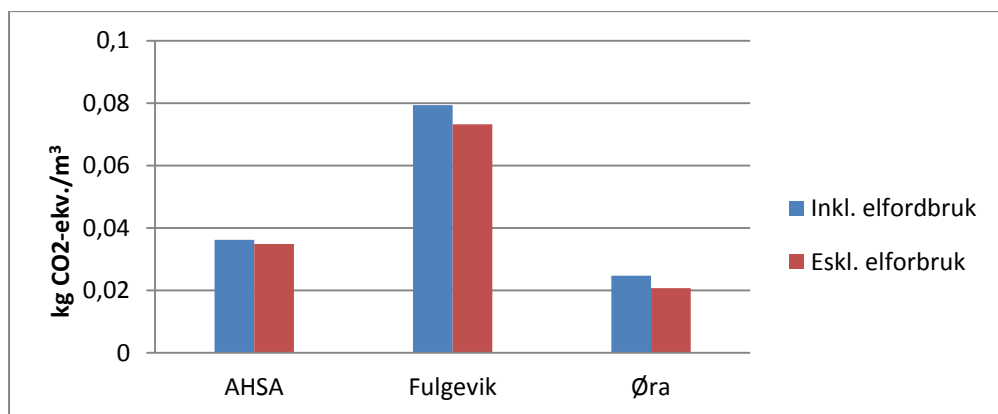
Figur 23 Renseeffekt BOF₅ for alle tre renseanlegg, samt rensekrav (Forurensningsforskriften 2004) og gjennomsnittsverdi for 87 norske kjemiske renseanlegg uten anaerob utråtning av slammet (Ødegaard 1992)



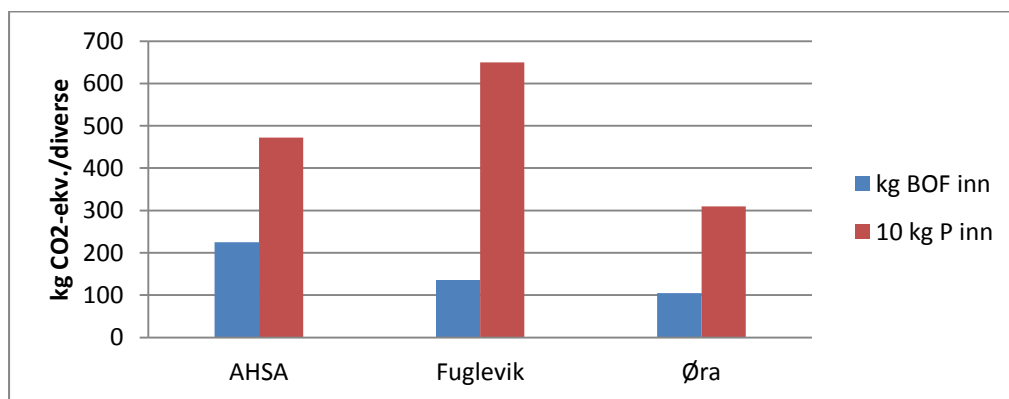
Figur 24 Renseeffekt KOF for alle tre renseanlegg, samt rensekrav (Forurensningsforskriften 2004) og gjennomsnittsverdi for norske kjemiske renseanlegg uten anaerob utråtning av slammet (Ødegaard 1992). (Graf for renseeffekt vises ikke i figur fordi den tilsvarende gjennomsnittet for norske renseanlegg)

KJEMISK FELLING

Prosessen kjemisk felling har et betydelig bidrag til anleggenes totale klimapåvirkning som vist i Figur 19 på side 67. Prosessen inkluderer kun elektrisitetsforbruk og forbruk av fellingskjemikalier. Elektrisitetsforbruket til kjemisk felling er kun et estimat og Figur 25 viser derfor klimapåvirkningen til kjemisk felling både med og uten klimapåvirkningen fra elektrisitet. Dette viser at det er fellingskjemikalierne som gir det store utslaget i prosessen kjemisk felling. Fuglevik har den største klimapåvirkningen både per m³ avløpsvann behandlet og per 10 kg tot-P tilført anlegget. Figur 25 og Figur 26. Per kg BOF inn i anlegget er det AHSA som har den største klimapåvirkningen. Dette tyder på at Fuglevik har et høyt kjemikalieforbruk som skyldes høy organisk belastning i innløpsvannet. Øra har lavest belastning både per m³ avløpsvann behandlet, per 10 kg tot-P tilført og per kg BOF tilført. Dette skyldes ikke et lavt forbruk av fellingskjemikalier, men at klimapåvirkningen til JKL brukt ved Øra er lavere enn fellingskjemikalierne ved de to andre anleggene.



Figur 25 Klimapåvirkning fra prosesstrinnet *Kjemisk felling* per m³ behandlet avløpsvann inn i anlegget. (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt)

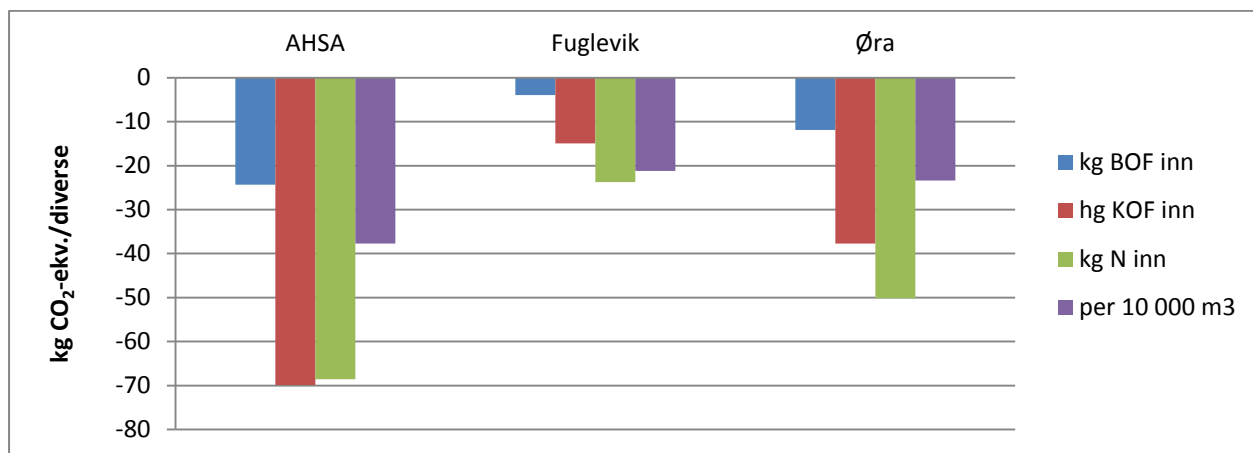


Figur 26 Klimapåvirkning fra prosesstrinnet *Kjemisk felling* per mengde forurensing inn i anlegget. Mengde forurensing vist med ulike enheter for å få samme størrelsesorden. (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt)

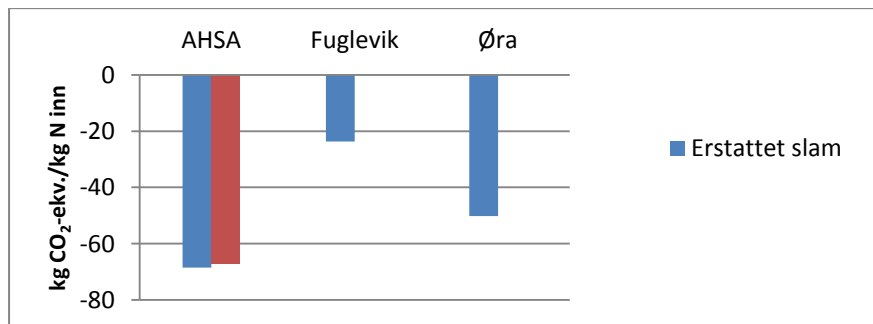
SLAMKVALITET

Bruk av slam utgjør et stor positiv bidrag til den totale klimapåvirkningen ved at CO₂ utslippet blir mindre når uttak av torv inkluderes i analysen som erstattet produkt som vist Figur 17, mens det utgjør en veldig liten andel når uttak av torv utelates som vist i Figur 19. For å synliggjøre klimapåvirkningen av nitrogengjødsel og kalk som erstattede produkter ved bruk av slam er disse vist i Figur 27 uten å inkludere uttak av slam. Resultatene viser tydelig at det er slam fra AHSA som gir det største positive bidraget, både per 10 000 m³ avløpsvann behandlet, per kg N, per hg KOF og per kg BOF inn i anlegget. Slam fra AHSA er det eneste som har en kalkingseffekt, men Figur 28 viser at det er nitrogengjødslingsverdien til slammene som gir størst effekt.

Slam fra AHSA har i tillegg til nitrogengjødslingsverdi, også en kalkingseffekt som erstatter bruk av kalk. Figur 26 viser at det ikke er kalkinnholdet, men det plantetilgjengelige nitrogeninnhold som gjør at AHSA kommer best ut. Fuglevik har slammene med lavest verdi som erstattet produkt i jordbruket.



Figur 27 Klimapåvirkning fra prosessstrinnet *Bruk av slam* per mengde forurensing inn i anlegget. Mengde forurensing vist med ulike enheter for å få samme størrelsesorden. (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt)

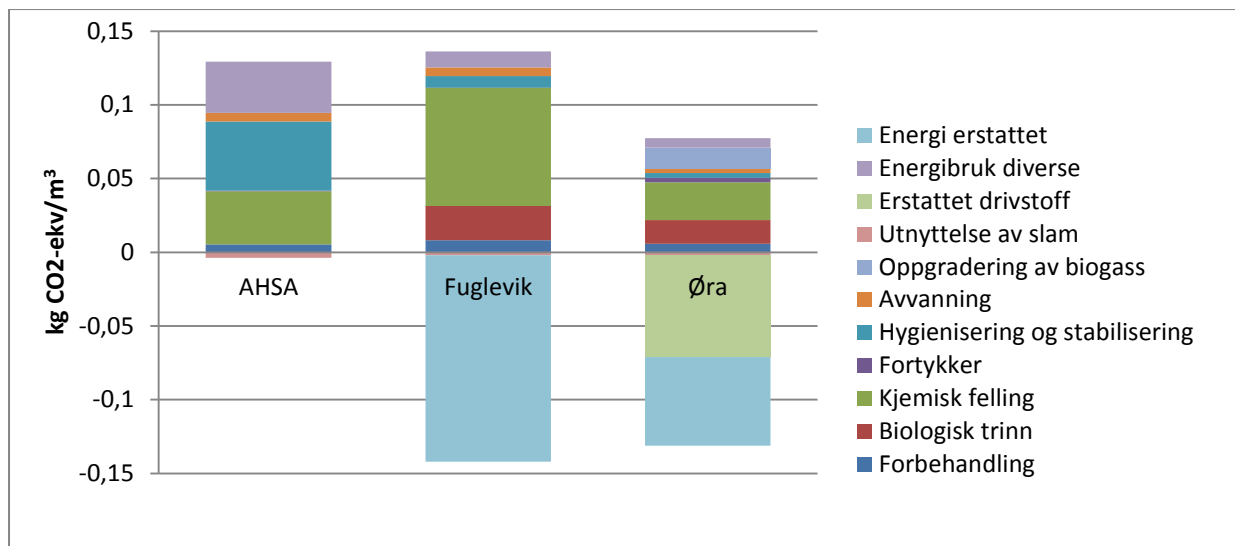


Figur 28 Klimapåvirkning kun fra prosessstrinnet *Bruk av slam* per kg N inn i anlegget per år. Med og uten kalk som erstattet produkt (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt)

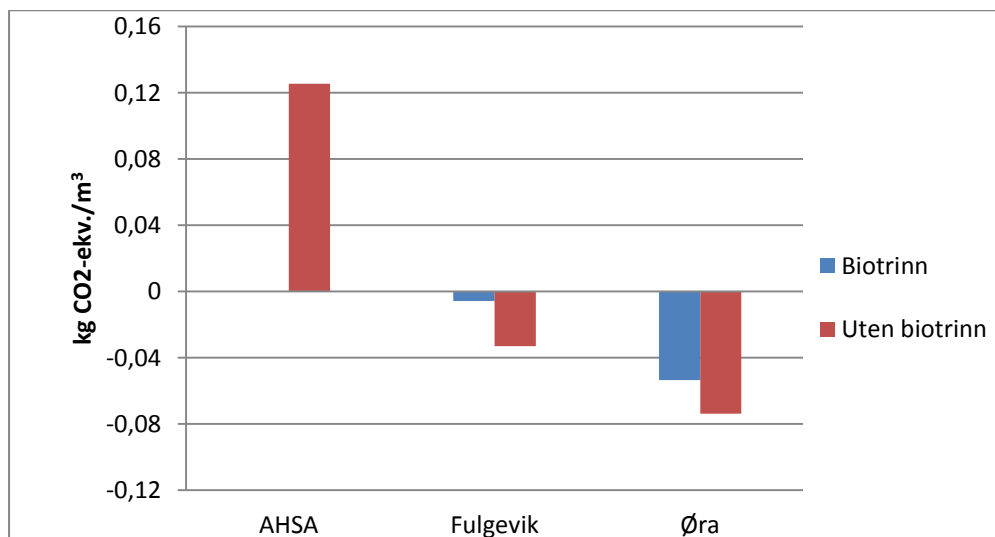
6.3. BIOLOGISK TRINN

Hvis det blir nødvendig å innføre et biologisk rensetrinn for å øke rensesgraden ved Fuglevik og Øra på grunn av at anaerob utråtning senker rensesgraden, vil dette føre til et økt elektrisitetsforbruk. Med det elektrisitetsforbruket som det er estimert at et biologisk trinn medfører, utgjør biologisk rensing en vesentlig del av anleggenes totale klimapåvirkning

Figur 29, men Figur 30 viser at anleggene med biogassproduksjon fortsatt har en langt bedre netto klimapåvirkning enn AHSA som ikke produserer biogass. Det gjøres oppmerksom på at direkte CO₂ utslipp fra den biologiske rensesprosessen ikke tas med i regnestykket fordi utslippet er av organisk opprinnelse.



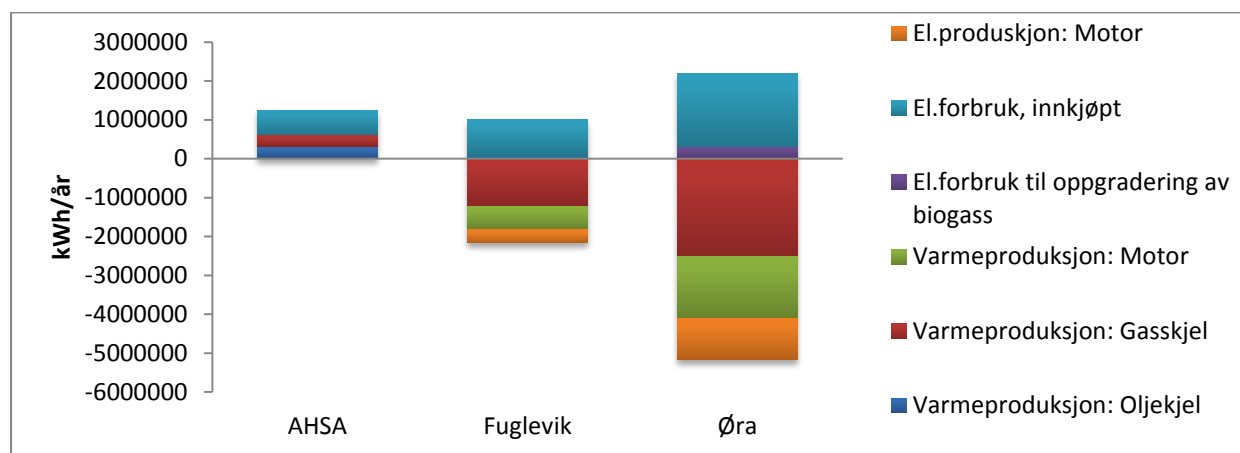
Figur 29 Klimapåvirkning per m³ avløpsvann behandlet med innførelse av biologisk trinn. (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt)



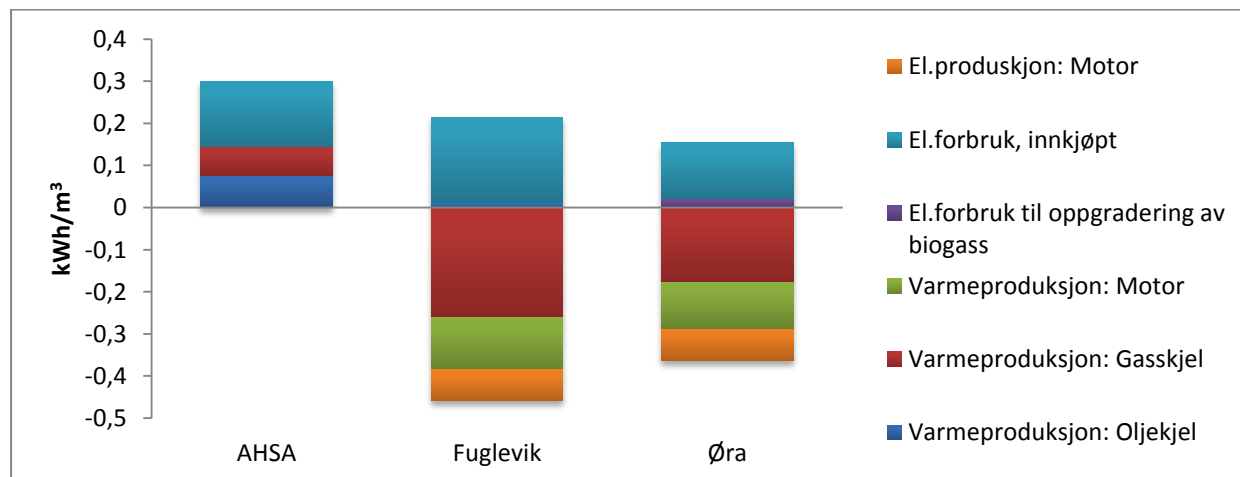
Figur 30 Netto klimapåvirkning per m³ avløpsvannbehandlet med og uten innføring av biologisk trinn. (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt)

6.4. ENERGIBRUK VED DAGENS SITUASJON

Energi er hovedressursen som benyttes ved renseanlegget. Anleggenes totale energibehov er vist i Figur 31 og anleggenes totale energibehov per m³ avløpsvann behandlet er vist i Figur 32 hvor energien under 0-aksen er egenprodusert energi brukt internt og energien over 0-aksen er energi tilført utenfra. Her vises det tydelig at AHSA er anlegget med lavest energibehov, både totalt og per funksjonell enhet i analysen. De to andre anleggene har et mye høyere totalt energibehov, men dekker mye av sitt eget energibehov med biogass, noe som resulterer i et netto lavere behov for tilførsel av energi per m³ avløpsvann behandlet. Behovet for tilført energi per m³ avløpsvann behandlet ved anleggene er derfor noe høyere ved AHSA enn ved de to andre anleggene. Biogassen som oppgraderes til drivstoff er ikke med i denne betraktningen, da dette ligger utenfor systemgrensene.

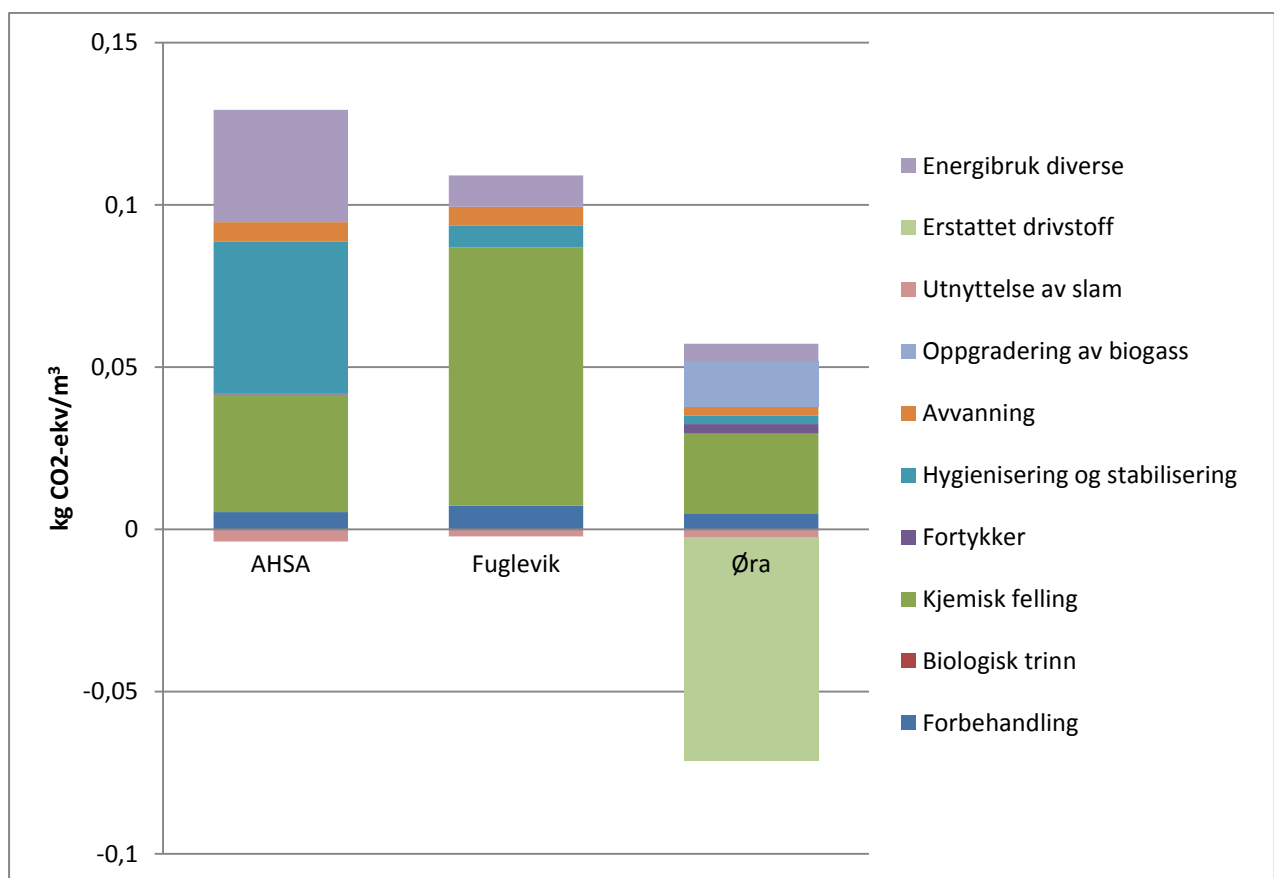


Figur 31 Renseanleggenes totale energibehov i kWh/år. Energiforbruket som ligger på den positive aksen er energiforbruk som tilføres anlegget. Forbruket som ligger under nullaksen er energi produsert og brukt internt på anlegget.

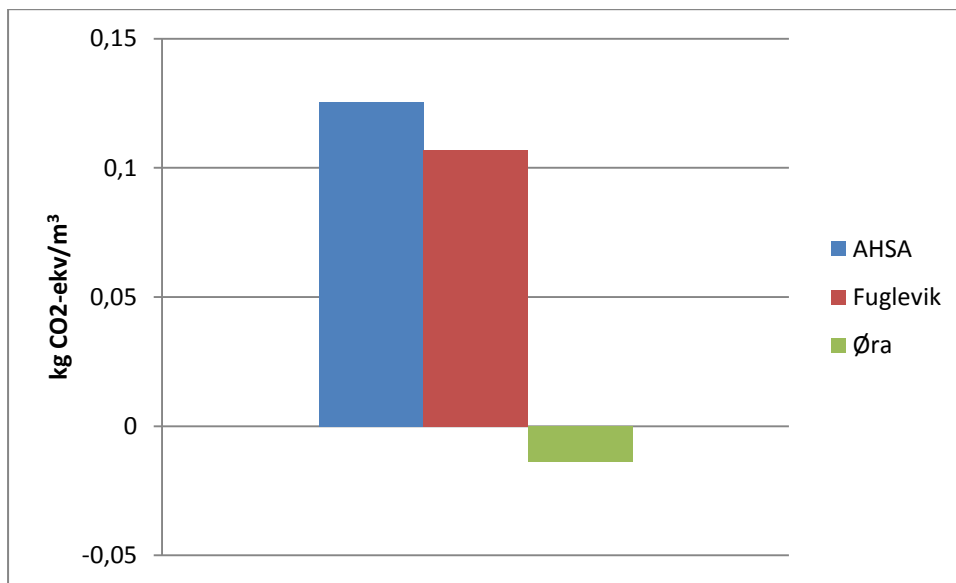


Figur 32 Renseanleggenes energibehov i kWh per m³ avløpsvann behandlet. Energiforbruket som ligger på den positive aksen er energiforbruk som tilføres anlegget. Forbruket som ligger under nullaksen er energi produsert og brukt internt på anlegget.

Modellens oppbygning i forhold til hvordan energi produsert og brukt internt i anlegget skulle inkluderes i analysen ble diskutert i avsnitt 5.3 på side 47. Resultatene ved ikke å regne med energien brukt internt på anlegget som et erstattet produkt for alternative energikilder, er vist i Figur 33 for å vise konsekvensen av denne forutsetningen. AHSA er fremdeles anlegget som har høyest netto klimapåvirkning per m³ avløpsvann behandlet. For Fuglevik blir resultatet totalt endret og får et netto utslipp av klimagasser nesten tilsvarende utslippet fra AHSA som vist i Figur 34. Øra har fortsatt et netto positivt resultat på grunn av biogassen som erstatter drivstoff.



Figur 33 Resultater for klimapåvirkning fra rensing av 1 m³ avløpsvann fordelt på ulike livsløpstrinn rensenanlegget når erstattet energi internt på anlegget ikke er regnet med. (Uttak av torv er ikke inkludert som erstattet produkt for det organiske innholdet i slammet brukt i jordbruket)



Figur 34 Resultat fra netto klimapåvirkning per m³ avløpsvann behandlet fra den totale belastningen til rensenanlegget når erstattet energi internt på anlegget ikke er regnet med. (Uttak av torv ikke inkludert som erstattet produkt)

7. DISKUSJON

7.1. RENSEANLEGGENES TOTALE KLIMAPÅVIRKNING

Hva er klimagassbelastningen for et driftsår for de tre renseanleggene: FREVAR renseanlegg Øra, Fuglevik renseanlegg (MOVAR) og AHSA renseanlegg?

Uttak av torv regnes ikke med som erstatning for det organiske stoffet i diskusjonen om anleggenes totale klimapåvirkning fordi det i praksis ikke benyttes. Bruk av slam diskuteres isolert i avsnitt 7.3, men det må presiseres at å utelate dette skaper noe usikkerhet rundt resultatet.

ØRA

Produksjonen av biogass fra avløpslam gir et tydelig positivt bidrag til Øras totale netto klimapåvirkning med de forutsetninger som er lagt til grunn for gjennomføring av denne livsløpsanalysen. Totalt for renseanlegget tilsvarer reduksjonen i klimagassutslipp 1054 tonn CO₂-ekvivalenter i år 2011. Dette skyldes at de ved hjelp av biogassen produsert ved anlegget har mulighet til å dekke hele sitt eget varmekonsum som erstatter varme tilført fra avfallsforbrenning og en tredjedel av elektrisitetsforbruket sitt som erstatter nordisk elektrisitetsmikse samt å sitte igjen med et overskudd av biogass som kan oppgraderes til drivstoff. Matavfallet som tilsettes i utråtningsstanken ved Øra for å øke biogassproduksjonen er ikke regnet med som en del av analysen.

FUGLEVIK

Fuglevik har en netto positiv klimapåvirkning for det valgte driftsåret. Totalt for renseanlegget tilsvarer det reduksjonen i klimagassutslipp 155 tonn CO₂-ekvivalenter i år 2011. Dette skyldes at biogassen produsert ved Fuglevik dekker 97 % av varmebehovet til anlegget, og erstatter dermed bruk av oljefyring som har en høy klimabelastning. Dette fører til at Fuglevik får en netto positiv klimapåvirkning. Resultatene for klimagassbelastningen til Fuglevik viser at forbruk av fellingskjemikalier har stor effekt på totalregnskapet til anlegget, og bidrar til et betydelig utslipp av klimagasser.

AHSA

AHSA har det eneste anlegget med en netto klimabelastning, når den positive virkningen fra slam som erstatter bruk av torv utelates. Total klimagassbelastning fra AHSA tilsvarer et klimagassutslipp på 524 tonn CO₂-ekvivalenter i år 2011. Dette skyldes i stor grad at anlegget ikke produserer energi som hverken utnyttes internt eller eksternt, og dermed må AHSA tilføre all

energi som benyttes i prosessene. AHSA er i en gunstig situasjon som har mulighet til å benytte biogass fra et nærliggende avfallsdeponi. Biogass har en veldig lav klimagassbelastning i forhold til fyringsolje som er den alternative kilden til oppvarming. Fordi tilførselen av biogass var lavere enn normalt i 2011, og dermed andelen av fyringsolje brukt høyere, er klimagassbelastning større enn i et normalår. Det er ikke undersøkt hvor mye dette utgjør. AHSA har utført en energikartlegging i den hensikt å redusere energiforbruket ved anlegget, dette kombinert med høyere andel biogass til oppvarming ville trolig forbedret resultatet for AHSA. AHSA har det eneste anlegget med en netto klimabelastning. Totalt klimagassbelastning fra AHSA tilsvarer et

7.2. RENSEEFFEKT

Hvordan påvirker innføring av anaerob utråtning renseeffekten til renseanlegget og påvirker dette klimagassregnskapet?

Litteraturstudiet gir ikke noe klart svar på hvordan anaerob utråtning påvirker renseeffekten. Undersøkelser av returstrømmer beskrevet i avsnitt 4.2 tyder på at rejektivannstrømmene fra anlegg med anaerob utråtning har høyere tilleggsbelastning på anlegget enn anlegg uten anaerob utråtning, men dette var ikke fokuset for den gjennomførte studien, som i stedet pekte på dårlig drift av fortykkere og avvanningsmaskiner som årsak til returstrømmenes høye belastning.

I de tre undersøkte studieobjektene i denne oppgaven har de to anleggene med anaerob utråtning en utfordring i å oppnå sekundærrensekravet som blir gjeldende for anleggene fra år 2020. Avløpsrensing er en kompleks prosess som påvirkes av mange faktorer, så årsaken til Øras og Fugleviks lavere renseeffekt kan ikke nødvendigvis knyttes til slambehandlingsmetode alene. Sammenligning av renseeffekten ved de tre undersøkte renseanleggene de tre siste årene viser tydelig at Øra, som har den gunstigste netto klimapåvirkningen, også har den laveste renseeffekten for både tot-P, BOF₅ og KOF. AHSA, som ikke har anaerob utråtning og som kommer dårligst ut i forhold til total klimapåvirkning, er anlegget med best renseeffekt. Særlig har AHSA en bedre fjerning av organisk stoff, og har en høy renseeffekt også sammenlignet med gjennomsnittet av 87 norske kjemiske renseanlegg. Men også AHSA sliter med å innfri sine krav til tot-P-fjerning antagelig i hovedsak på grunn av stor fremmedvannsbelastning. Øra har et høyt kjemikalieforbruk i kg per m³ avløpsvann sammenlignet med de andre renseanleggene, men fordi jernklorid har det laveste klimabelastningen per kg fellingskjemikalie gir dette ikke et særlig stort utslag i analysen. Kjemisk felling gir større klimabelastning per m³ avløpsvann behandlet for Fuglevik enn for de to andre anleggene. Dette skyldes at fellingskjemikaliet benyttet ved Fuglevik, PAX-18, har det høyeste klimapåvirkning per kg fellingskjemikalie.

Det er viktig å stille spørsmålstegn ved hvorfor de to anleggene med anaerob stabilisering og biogassproduksjon har en lavere renseeffekt, både for KOF, BOF og tot-P enn gjennomsnittet av 87 norske renseanlegg med samme prinsipielle avløpsrensemetode, men ikke anaerob utråtning i

1990? En lignende undersøkelse utført i dag ville være særdeles interessant, for å se på utviklingen til norske renseanlegg og om slambehandlingsmetoden virker inn på renseseffekten.

Det bør definitivt undersøkes i hvor stor grad returstrømmene, og da i særlig grad rejektivannstrømmene, påvirker renseseffekten ved anleggene. Hvis returstrømmene har en stor innvirkning på renseanleggets effekt bør anleggene gjøres oppmerksom på dette. Dette gjør det mulig å innføre optimaliseringstiltak på riktig sted i prosessen for å bedre renseseffekten. Rensing av rejektivannstrømmen kan være et alternativ til innføring av et biologisk rensetrinn av hovedvannstrømmen. I dag opplyser alle tre anlegg at de ikke vet hvor stor belastning returstrømmene fører til, eller sier de ikke påvirker renseseffekten uten at det finnes målinger som bekrefter dette.

INNFORING AV BIOLOGISK RENSETRINN

Både Øra og Fuglevik risikerer å måtte innføre biologisk rensing for å oppnå tilstrekkelig fjerning av organisk stoff i henhold til sekundærrensekravet i Forurensingsforskriften. Det biologiske trinnet vil også redusere substratmengden til biogassproduksjonen, uten at dette er inkludert i analysen. I LCA-analysen er innførselen av et biologisk trinn modellert ved å legge inn estimert elektrisitetsforbruk ved et slikt biologisk trinn. Selv med økt totalt energiforbruk med en faktor på 1,7 vil både Øra og Fuglevik fortsatt ha en netto positiv klimapåvirkning. Forskjellen mellom nettobidraget mellom AHSa og de to andre anleggene er så stor at usikkerheten rundt estimert elektrisitetsforbruk til det biologiske trinnet ikke bør endre konklusjonen fra resultatet.

7.3. ERSTATTEDE PRODUKTER

BRUK AV SLAM

Hvordan påvirker innføring av anaerob utråtning slammets nytte som jordforbedringsmiddel og/eller gjødsel, og påvirker dette klimagassregnskapet?

Antagelsen om at uttak av torv er et alternativt produkt til det organiske stoffet i slammet gir et stort utslag i anleggenes netto klimapåvirkning. Torv blir i praksis ikke brukt i landbruket, og er derfor ikke tatt med som et erstattet produkt i det endelige resultatet. Resultatet fra livsløpsanalysen viser at utnyttelse av det organiske stoffet er viktig, særlig hvis uttak av fossile karbonressurser, slik torv er, er det eneste alternative produktet. Litteraturstudiet gir ikke grunnlag for å hevde at anaerob stabilisering gir dårligere slamkvalitet med hensyn til jordforbedringspotensial. Selv om andelen organisk stoff reduseres ved anaerob utråtning, antydes det i litteraturstudien at dette ikke har påvirkning på slammets langvarige virkning på jordstruktur. Det er altså nødvendigvis ikke stor forskjell i slammets verdi i tilførsel av organisk materiale til jorda selv om andelen organisk stoff er lavere i anaerob utråtnet slam, men det må presiseres at litteraturstudien ikke gir klare svar på dette området.

Slammets verdi som et erstattet produkt gir lite utslag i anleggenes totale klimapåvirkning når uttak av torv ikke regnes med som erstattet produkt. Livsløpsanalysen viser likevel en forskjell mellom klimapåvirkningen til de tre ulike slamtypene: Resultatene fra livsløpsanalysen viser at slammet fra AHSA har høyest verdi som erstatning for andre produkt. Dette skyldes i hovedsak bidraget fra nitrogengjødslingseffekten som er høyere i slammet fra AHSA. Slammet fra AHSA er også svært populært blant bønder, og det er ventelister på opptil 3 år. Slammet fra Øra og Fuglevik har omtrent lik klimapåvirkning per m³ avløpsvann behandlet, mens Øra kommer noe bedre ut enn Fuglevik per kg forurensing inn på anlegget.

Tall for nitrogengjødslingseffekt er hentet fra undersøkelser gjort av Ugland, Ekeberg et al. (1998), men det er presisert i undersøkelsen at det forekommer store forskjeller ved nokså like behandlingsprosesser, og disse tallene er dermed usikre. Litteraturstudien viser at nitrogeninnholdet i anaerobt utråtnet slam er lavere fordi nitrogeninnholdet i slam reduseres i forbindelse med at det organiske stoffet reduseres. Kalk gir i følge litteraturstudien et tydelig positivt bidrag til jordstruktur, men dette gir ikke et stort utslag i livsløpsanalysen for slammet fra AHSA. Bruk av slam har et minimalt utslag i anleggenes totale klimapåvirkning, og usikkerhet i parameterne som omhandler nitrogengjødslingsverdi vil dermed mest sannsynlig ikke utgjøre en forskjell i renseanleggene netto resultat i forhold til hverandre.

Effekter av tilførsel av slam til jordbruket som ikke tas hensyn til i livsløpsanalysen er fosfortilgjengelighet og tungmetallinnhold. Slam fra AHSA vil sannsynligvis ha det mest plantetilgjengelige fosforet, fordi kalk har en positiv virkning på fosfortilgjengeligheten. Både jern og aluminium binder fosforet sterkt, og gir derfor et lite plantetilgjengelig fosfor, men jern har noe høyere plantetilgjengelighet. Dette gir grunn til å tro at slam fra Fuglevik har noe lavere plantetilgjengelighet enn slam fra Øra som er felt med jernklorid.

BIOGASS

Biogassen produsert ved Fuglevik og Øra erstatter andre energikilder, og fører til et stort positivt bidrag sammenlignet med AHSA som ikke produserer noe energi. Energikildene som erstattes har stor betydning for hvor store utslipp, gitt i CO₂-ekvivalenter, som unngås. Ved Fuglevik er fyringsolje den alternative oppvarmingskilden, og dette gir et stort utslag i forhold til ved Øra hvor varmen produsert fra biogass antas å erstatte varme fra avfallsforbrenning.

Primærfunksjonen til avløpsrensaneanlegg er å rense avløpsvann, og hvis dette medfører en ekstra gevinst i form av energi produsert skal dette selvfølgelig regnes som et erstattet produkt og belastningen fra en alternativ energiproduksjon trekkes fra anleggets totale klimapåvirkning. I tilfellet hvor biogass oppgraderes til drivstoff er det enkelt å se at biogassen erstatter en annen energikilde, ved at busser kan kjøre på biogass i stedet for diesel. Men hvis biogassproduksjonen i seg selv fører til en ekstrabelastning for primærfunksjonen, slik at all energi produsert går med til å opprettholde primærfunksjonen kan det kanskje gi et noe feil bilde å regne all denne energien som en erstatning for annen energiproduksjon.

Det totale energibehovet ved Øra og Fuglevik var i 2011 vesentlig høyere enn ved AHSA per m³ avløpsvann behandlet, mens mengden tilført energi var noe høyere ved AHSA. Både AHSA, Fuglevik og Øra kan sies å utføre samme primærfunksjon, selv om AHSA har noe høyere rensesgrad enn de to andre anleggene. Fuglevik og Øra trenger altså noe lavere mengde energi tilført per m³ avløpsvann behandlet. Spørsmålet blir da om det er produksjonen av biogass som fører til det økte energibehovet? Og hvis dette er tilfellet er det riktig å regne all biogass brukt internt som en erstatning for andre energikilder, da denne mengden er mye større enn differansen i energitilførsel i forhold til AHSA? Differansen mellom netto tilført energi brukt for å utføre samme primærfunksjon ville kanskje være mer logisk å regne som energien som i praksis blir erstattet?

Ved kun å regne med den energien som tilføres anlegget og som sendes ut fra anlegget i analysen får Fuglevik ikke lenger et netto positivt klimabidrag, men bidrar med en klimabelastning nesten opp mot klimabelastningen fra AHSA per m³ avløpsvann behandlet. Øra sitter fortsatt igjen med en positiv klimapåvirkning med de forutsetninger som er lagt til grunn i analysen.

7.4. VURDERING AV METODE

Er livsløpsanalyse egnet som metode for å sammenligne ulike behandlinger av avløpsslam og er kvaliteten på dataene i denne analysen tilstrekkelig?

Med en målsetning om å vurdere klimapåvirkningen til avløpsrensaneanlegg må LCA-analyse sies å være en egnet metode. Begrensinger i resultatene ligger i kvaliteten på inngangsdataene.

Den utførte livsløpsanalysen har kun hatt fokus på energi- og ressursbruk. Disse dataene er hentet direkte fra de gjeldende anleggene, og bør i så måte være representative for situasjon i 2011. Energibruk for innføring av et biologisk rensetrinn burde vært bedre undersøkt. I hvor stor grad et biologisk trinn reduserer produksjon av biogass bør også vært inkludert i analysen.

Data for bruk av slam i jordbruket er det knyttet større usikkerhet til. Med de utslagene uttak av torv medfører, burde alternative produkt for det organiske stoffet i slam fått et større fokus i datainnsamlingsfasen. Torv brukes ikke i praksis i jordbruket, men i undersøkelsen ble det ikke funnet andre alternative produkt som kan sies å erstatte det organiske stoffet på kornareal. Husdyrgjødsel burde vært vurdert som et alternativ.

Forutsetningene for biogassens potensial for å erstatte andre mer forurensende energikilder har stort utslag på analysens resultat, og burde derfor vært sett grundigere på. Forutsetninger gjort kan påvirke konklusjonen fra analysen i stor grad, og det er derfor grunn til å stille spørsmål ved om denne analysen er grundig nok til å gi et faktisk godt svar på problemstillingen. Hvorfor energibehovet ved de to største anleggene, som har anaerob utråtning og biogassproduksjon, er større bør analyseres nærmere for å svare på denne problemstillingen.

Det ligger også en usikkerhet i resultatene i prosesser som er utelatt fra analysen. Direkte utslipp og utslipp fra transport har ikke blitt tatt med på grunn av tidsbegrensning.

Klimaendring som eneste miljøindikator er en rimelig begrensning i analysens omfang med den målsetningen som er satt for oppgaven selv om slammets kvalitet og anleggets renseeffekt sannsynligvis ville kunne vurderes bedre med bruk av flere miljøindikatorer, som eutrofiering og ressursbruk.

8. KONKLUSJON

Det overordnede målet med oppgaven er å svare på om produksjon av biogass fra avløpslam vil bidra til å redusere avløpssektorens totale klimabelastning. Med de forutsetningene som er lagt til grunn for analysen viser resultatene fra livsløpsanalysen utført for Øra, Fuglevik og AHSA tydelig at biogassproduksjonen bidrar til en reduksjon i klimagassutslipp. AHSA som ikke produserer biogass bidrar med et utslipp av klimagass, og dermed en klimabelastning når uttak av torv utelates fra analysen som erstattet produkt. Dette viser at anaerob slambehandling med produksjon av biogass som biprodukt i stor grad kan bidra til å redusere klimabelastningen fra avløpssektoren.

En avgjørende forutsetning for denne konklusjonen er at energien produsert erstatter en alternativ energikilde, og på denne måte reduserer produksjon av denne energikilden og unngår klimagassutslippene forbundet med denne. Øra og Fuglevik har et høyere totalt energibehov enn AHSA per m³, men de utfører samme primærfunksjon. Derfor kan man si at det i utgangspunktet ikke ville være behov for all energien som produseres og brukes internt og som er regnet som en erstatning for andre mer forurensende energikilder ved Øra og Fuglevik.

Øra er renseanlegget med størst biogassproduksjon, men også med lavest renseseffekt, uten at dette med sikkerhet kan knyttes til valg av slambehandlingsmetode. Fuglevik har også lavere renseseffekt enn AHSA. Det bør definitivt undersøkes i hvor stor grad returstrømmene fra anaerob utråtning, og da i særlig grad rejektivannstrømmene, påvirker renseseffekten ved anleggene.

Litteraturstudien gir ikke grunnlag for å si at slam fra anaerob utråtning har lavere verdi i jordbruket. Mengden plantetilgjengelig nitrogen i slam er avhengig av andelen organisk materiale i slammet, og dette er noe lavere i anaerobt utråtnet slam. Dette gir et utslag i analysen i favør av slam fra AHSA. Fordi slam som erstatning for nitrogengjødsel gir et lite utslag i forhold til anleggenes totale klimapåvirkning vil ikke denne forskjellen i nitrogeninnhold påvirke resultatet ved sammenligning av de tre anleggene i særlig grad.

Usikkerhet rundt det reelle energibehovet for et biologisk rensetrinn gjør det vanskelig å si noe om Øra og Fugleviks netto klimabidrag ved innføring av biologisk rensetrinn. Med det estimerte elektrisitetsforbruket viser resultatene at Øra og Fuglevik fortsatt bidrar med en netto positiv klimapåvirkning.

Valg av forutsetninger for analysen kan endre konklusjonen til analysen i stor grad, og det er derfor grunn til å stille spørsmål ved om denne analysen er grundig nok til å gi en sikker konklusjon på problemstillingen. Ved alle undersøkte scenarier i denne oppgaven kommer Øra ut med et bedre nettoresultat enn AHSA, men størrelsen på differansen mellom anleggene varier. På tross av usikkerhetene i analysen kan man derfor likevel med stor sannsynlighet konkludere med at Øra bidrar til å redusere de totale utslippene av klimagasser og dermed at biogassproduksjon fra avløpslam er positivt i et klimaperspektiv.

8.1. VIDERE UNDERSØKELSER

Innsamling av data er en tidkrevende prosess, og mer tid til denne prosessen ville kunne gitt en grundigere livsløpsanalyse. Antagelsen om at det organiske stoffet i slam kan eller ikke kan erstatte uttak av torv gir et så stort utslag i analysen at dette burde vært undersøkt nærmere. Alternative produkt som kan erstatte det organiske stoffet burde også vært undersøkt.

En undersøkelse av hvordan renseseffekten ved de tre rensenanleggene påvirkes av returvannstrømmene fra slambehandlingsmetodene bør gjennomføres. Mistanken om at disse er med på å senke renseseffektene for både nitrogen, organisk stoff og fosfor bør klarlegges. Dessuten bør det klarlegges hvor mye anaerob behandling øker kjemikaliedoseringene.

Direkte utslipp fra prosessen og potensielle karbonlagringseffekter burde vært undersøkt grundigere og tatt med som del av analysen. Belastning knyttet til transport av slam og tilførsel av matavfall som substrat til biogassproduksjon burde også vært en del av analysen.

Energibehovet ved innføring av et biologisk trinn burde vært kartlagt bedre. Tall brukt i analysen er basert på et tall fra Hias, som ikke nødvendigvis kan sammenlignes med situasjonen ved Fuglevik og Øra.

Forutsetningene for hvordan energi produsert blir regnet som en del av analysen burde vært nærmere undersøkt da dette gir et stort utslag i analysen. Et interessant regnestykke ville være å se hva resultatet for Fuglevik og Øra ble om all biogass produsert ble oppgradert til drivstoff, og dermed måtte all energi tilføres utenfra. Da ville systemgrensene være tydelig i forhold til hva som faktisk erstatter annen energi, og hva som kreves for å produsere energi. Dette kunne dessverre ikke gjennomføres i denne oppgaven på grunn av tidsbegrensing.

Øra får tilført matavfall til den anaerobe utråtningsprosessen for å øke biogassproduksjonen, og oppnår også en høyere netto reduksjon av klimagassutslipp enn Fuglevik som ikke har dette. Alternative bruksområder for dette matavfallet, for eksempel som substrat i et biogassanlegg uten tilførsel av slam, kan tenkes å gi en bedre utnyttelse av matavfallet både ved større biogassutbytte og en biorest med bedre jordforbedrings- og gjødslingsegenskaper, og ikke minst mindre innhold av tungmetaller. Dette kunne derfor være interessant å undersøke videre.

Klimaendring er den eneste miljøindikatoren benyttet i denne analysen. Litteraturstudiet viser at eutrofiering står for en betydelig andel av den totale miljøbelastningen fra et rensenanlegg. En livsløpsanalyse som også inkluderer andre miljøindikatorer ville derfor være interessant i en livsløpsanalyse for å få et mer helhetlig bilde av anleggenes totale miljøpåvirkning. Spørsmålet blir da om forskjellen i renseseffekt mellom rensenanleggene er stor nok til å utgjøre en forskjell i miljøbelastning for de tre anleggene.

Plantetilgjengelige næringsstoffer for en egenskap ved slam som skal resirkuleres som får stor oppmerksomhet, særlig fosfor siden dette er en begrenset ikke-fornybar ressurs. Tungmetallinnhold er også en viktig faktor ved vurdering av slam som vil ha innvirkning på miljøet. Miljøindikatorer for å inkludere dette i analysen burde derfor også tas med for en helhetlig forståelse av den totale miljøpåvirkningen til valg av slambehandling.

9. REFERANSER

Arnesen, J. F. (2013). Årsrapport: Slam og utslippskontroll 2012. Fredrikstad, Driftsassistansen Østfold IKS.

Arnesen, J. F. (2012). Årsrapport: Slam og utslippskontroll 2011. Fredrikstad, Driftsassistansen i Østfold IKS.

Arnøy, S., et al. (2013). Biogassproduksjon i Østfold

Analyse av klimanytte og økonomi i et verdikjedeperspektiv.

Avfallsforskriften (2004). Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall **FOR 2004-06-01 nr 930**.

Avløpsdirektivet (2004). Rådskonklusjon 91/271/EF av 21. mai 1991 om rensing av avløpsvann fra byområder. Miljøverndepartementet.

Baumann, H. and A. Tillman (2004). The Hitch Hiker's Guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application. Lund, Sweden, Studentlitteratur AB.

Berge, G. and K. B. Mellem (2012). Kommunale avløp. Ressursinnsats, utslipp, rensing og slamdisponering 2011. Gebyrer 2012, Statistisk sentralbyrå

BiogassØstfold (u.d.). "Om prosjektet- Biogass Østfold 2015." Retrieved 16.04, 2013, from http://www.biogassostfold.org/?page_id=5.

Blytt, L. D. (u.d.). Til nytte på land – avløpslam i jordbruk og grøntanlegg, Norsk Vann.

Boye, N. C. (2004). Kjemi og miljølære. Oslo, Norge, Undervisningsforlaget.

Bøen, A. (2010). Fosfor i avløpslam - fraksjonering og plantetilgjengelighet, Bioforsk.

Energifakta (u. d.). "Energiinnhold og tetthet for brensler." Retrieved 13.05, 2013, from <http://www.energifakta.no/documents/Fakta/Omregning/Brensler.htm>.

EPA (2011). ACCOUNTING FRAMEWORK FOR BIOGENIC CO2 EMISSIONS FROM STATIONARY SOURCES. Klimakur 2020 Sektorrapport jordbruk, United States Environmental Protection Agency.

Erstad, E. and I. Helleberg (2007). Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren, NORVAR.

Fjeldhus, K. S. (2012). MILJØRIKTIG MATERIALVALG I DRIKKEVANNSNETTET – livsløpsanalyser av fire utvalgte rørmaterialer. Institutt for matematiske realfag og teknologi, UMB.

Fjellstad, W., et al. (2010). Organisk karbon i jordbruksjord, Skog og Landskap.

Foley, J., et al. (2010). "Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems." Water Research **44**(5): 1654-1666.

Fornybardirektivet (2009/28/EF). Fornybardirektivet: økt bruk av fornybar energi. 2009/28/EF. europolov.no.

Forurensningsforskriften (2004). Forskrift om begrensning av forurensning Miljøverndepartementet.

FREVAR (u.d.). "Info-Hovedreanseanlegget." Retrieved 01.02, 2013, from <http://www.frevar.no/AVLØP/Infohovedreanseanlegget/tabid/82/Default.aspx>.

Gjødselvereforskriften (2003). Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. FOR 2003-07-04 nr 951. Miljøverndepartementet, L.-o. matdepartementet and H.-o. omsorgsdepartementet. www.lovdata.no.

Halleux, H., et al. (u. d.). Comparison of life cycle assessment methods, application to a wastewater treatment plant, Université de Liège, Laboratory of Industrial Chemistry, Belgium.

Hanne Lerche Raadal, H. L., et al. (2008). Potensialstudie for biogass i Norge, Østfoldforskning, UMB.

Hong, J., et al. (2009). "Environmental and economic life cycle assessment for sewage sludge treatment processes in Japan." Waste Management **29**(2): 696-703.

Hospido, A., et al. (2005). "Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: Anaerobic digestion versus thermal processes." International Journal of Life Cycle Assessment **10**(5): 336-345.

IPCC (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

IPCC (2007a). Fourth Assessment Report 2007 - FN's klimapanel's fjerde hovedrapport, del 1. Klimaforståelse.

IPCC (2007b). "Info oppgitt i metoden i SimaPro: Contact info: <http://www.ipcc.ch/contact/contact.htm>."

ISO (2006). ISO 14040. Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. Austrian Standards Institute.

Jantsch, T. G. (2012). Biogasspotensialet ved anaerob behandling av slam ved AHSA, Driftsassistansen i Østfold IKS.

Klif (2013b). Underlagsmateriale til tverrsektoriell biogass-strategi, Klima og forurensningsdirektoratet.

Klif (u.d). "Klimagasser." Retrieved 12.05, 2013, from <http://www.klif.no/no/Sporsmal-og-svar/?tid=3344#jump40113>.

Lyng, K., et al. (2012). Modeller for beregning av klimanytte- og verdikjedeøkonomi for biogassproduksjon. Matavfall og husdyrgjødsel, Østfoldforskning AS.

Mattilsynet (2010). Sammenstilling av innspill til gjennomgangen av regelverket for organisk gjødsel, Mattilsynet.

Mattilsynet (2013). "Revidering av forskriften om gjødselvarer mv. av organisk opphav." from http://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/gjodsel_jord_og_dyrkingsmedier/organisk_gjodsel_jordforbedringsmidler_og_dyrkningsmedier/revidering_av_forskriften_om_gjodselvarer_mv_av_organisk_opphav.7582.

Meld.St.21 (2011-2012). Norsk klimapolitikk - 8 Jordbruk, biogass og avfall. Miljøverndepartementet. www.regjeringen.no.

Metcalf&Eddy (2004). Wastewater Engineering, Treatment and Reuse, Mc-Graw Hill.

Modahl, I. S. and A. Rønning (2003). Gass som drivkraft i regional utvikling: Miljømessige konsekvenser. <http://ostfoldforskning.no>, Østfoldforskning.

MOVAR (2012). Årsberetning 2011.

Nedland, K. T. (2008a). Faktaark 2: Bruk av avløpsslam på kornarealer, Norsk Vann.

Norconsult (2012). Rapport Energikartlegging Askim RA

NorskVann (2010). Behandlingsmetoder som er i bruk i Norge, for å stabilisere og hygienisere slam Norsk Vann.

O'Connor, G. A., et al. (2004). Phytoavailability of biosolids phosphorus., J Environ Qual.

Raadal, H. L. and C. Nyland (2005). Miljø- og kostnyttevurdering av Ecopros planlagte biogassanlegg - underlag for KU Stiftelsen Østfoldforskning (STØ).

Remy, C., et al. (2013). "Identifying energy and carbon footprint optimization potentials of a sludge treatment line with Life Cycle Assessment." Water Science and Technology **67**(1): 63-73.

SSB (2013). "Utslipp av klimagasser, 2012, foreløpige tall." Retrieved 10.03, 2013, from <http://www.ssb.no/klimagassn/>.

Storhaug, R. (2000). Returstrømmer i renselanlegg. Karakterisering og håndtering. NORVAR Prosjektrapport, Norsk VA-verkforening. **103**.

Ugland, T. N., et al. (1998). Bruk av avløpsslam i jordbruket. Ås, Planteforsk.

UNFCCC (2013). "Global Warming Potentials." Retrieved 18.04, 2013, from http://unfccc.int/ghg_data/items/3825.php.

Wadahl, S. (2010). Rapport kartlegging strømforbruk Hias -renseanlegget, Hias.

Yara (2010). Calculation of Carbon Footprint of Fertilizer Production. Yara HESQ/ TK Jensen.

Ødegaard, H. (1992). Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann, TAPIR FORLAG.

Ødegaard, H (2012). Kapittel 17 Rensing av avløpsvann. Vann- og avløpsteknikk. H. Ødegaard, Hamar, Norsk Vann:470-633.

Øgaard, A. F. and A. Bøen (2012). Effekt av avløpsslam på risiko for fosfortap. Ås, Bioforsk Jord og miljø. **7**.

Øgaard, A. F., et al. (2009). Effekt av 3 ulike slamtyper på avling, jordas innhold av tilgjengelig fosfor, pH og jordstruktur. Jord- og Plantekultur 2009. Forsøk i korn, olje- og proteinvekster, engfrøavl og potet 2008. E. Strand and H. Alm, Bioforsk.

Østfoldforskning (2011). Østfoldforskning database, nordisk produksjonsmiks basert på informasjon fra IEA.

VEDLEGG I

Informasjon gitt fra Kemira om klimabelastningen knyttet til produksjon av følgende fellingskemikalier:

Jernklorid (JKL) - KEMIRA PIX-118

Aluminiumsulfat - KEMIRA ALG

Polyaluminiumsklorid - KEMIRA PAX-18

Polymer - Superfloc C-498HMW

Kontaktperson Hunn Tore: Tore.Hunn@kemira.com

The carbon footprint of KEMIRA PIX-118 (ferric chloride sulphate, 40% solution) is 80 kg CO₂ eq. / ton

The carbon footprint has been calculated based on the production method used by Kemira and includes data from our main raw material providers. The result is based on the bulk product.

The carbon footprint calculation method is based on the ISO standards:

- ISO 14040 Environmental management – LCA – Principles and framework
- ISO 14044 Environmental management – LCA – Requirements and guidelines

The boundaries used for the calculation are “cradle to gate” and does not include transportation to the customer or end use. Detailed data from Kemira's own processes and from the raw material suppliers have been used to the extent possible. Commonly known databases have been used to fill in the gaps (e.g. KCL EcoData and Ecoinvent).

Main factors contributing to the carbon footprint are:

- Production of electricity for raw material production, 45%
- Production of raw materials, 30%
- Transport of raw materials, 20%

Emissions are calculated by using the following year's data:

- Production of electricity for raw material production, 2003-2007
- Production of raw materials, 2010

In case you have any questions, please contact your Kemira sales representative.



Eva Mattsson, Product Manager, Municipal & Industrial

The carbon footprint of KEMIRA ALG (aluminium sulphate granules, 90-100%) is 320 kg CO₂ eq. / ton

The carbon footprint has been calculated based on the production method used by Kemira and includes data from our main raw material providers. The result is based on the bulk product.

The carbon footprint calculation method is based on the ISO standards:

- ISO 14040 Environmental management – LCA – Principles and framework
- ISO 14044 Environmental management – LCA – Requirements and guidelines

The boundaries used for the calculation are “cradle to gate” and does not include transportation to the customer or end use. Detailed data from Kemira's own processes and from the raw material suppliers have been used to the extent possible. Commonly known databases have been used to fill in the gaps (e.g KCL EcoData and Ecoinvent).

Main factors contributing to the carbon footprint are:

- Production of electricity for raw material production, 22%
- Production of raw materials, 62%
- Transport of raw materials, 12%

Emissions are calculated by using the following year's data:

- Production of electricity for raw material production, 2003-2007
- Production of raw materials, 2010

In case you have any questions, please contact your Kemira sales representative.



Eva Mattsson, Product Manager, Municipal & Industrial

The carbon footprint of KEMIRA PAX-18 (polyaluminium chloride, 40% solution) is 455 kg CO₂ eq. / ton

The carbon footprint has been calculated based on the production method used by Kemira and includes data from our main raw material providers. The result is based on the bulk product.

The carbon footprint calculation method is based on the ISO standards:

- ISO 14040 Environmental management – LCA – Principles and framework
- ISO 14044 Environmental management – LCA – Requirements and guidelines

The boundaries used for the calculation are “cradle to gate” and does not include transportation to the customer or end use. Detailed data from Kemira's own processes and from the raw material suppliers have been used to the extent possible. Commonly known databases have been used to fill in the gaps (e.g. KCL EcoData and Ecoinvent).

Main factors contributing to the carbon footprint are:

- Production of electricity for raw material production, 10%
- Production of raw materials, 55%
- Transport of raw materials, 10%

Emissions are calculated by using the following year's data:

- Production of electricity for raw material production, 2003-2007
- Production of raw materials, 2010

In case you have any questions, please contact your Kemira sales representative.



Eva Mattsson, Product Manager, Municipal & Industrial

The carbon footprint of Superfloc C-498HMW
(<chemical composition/material description> , <XX % solution>)

is 4150 kg CO₂ eq. / ton

The carbon footprint has been calculated based on the production method used by Kemira and includes data from our main raw material providers. The result is based on the bulk product.

The carbon footprint calculation method is based on the ISO standards:

- ISO 14040 Environmental management – LCA – Principles and framework
- ISO 14044 Environmental management – LCA – Requirements and guidelines

The boundaries used for the calculation are “cradle to gate” and does not include transportation to the customer or end use. Detailed data from Kemira’s own processes and from the raw material suppliers have been used to the extent possible. Commonly known databases have been used to fill in the gaps (Ecoinvent, US LCI).

Main factors contributing to the carbon footprint are:

- Production and transport of raw materials 84 %
- Energy use in production 15 %
- Other product related emissions 1 %

Emissions are calculated for year 2011 at Kemira’s facility in Bradford, UK.

In case you have any questions, please contact your Kemira sales representative.

<name, title, segment>

