



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2018 30 stp**

Fakultet for realfag og teknologi

John Morken

# **Anaerob behandling av avløpslam ved Søndre Follo Renseanlegg – Forsøk med biofilm plug-flow reaktor pilotanlegg til Antec Biogas AS**

Anaerobic treatment of sewage sludge at Søndre Follo Renseanlegg – Pilot scale study of a biofilm plug-flow reactor owned by Antec Biogas AS

**Katarina Enevoldsen**

Maskin, prosess- og produktutvikling

Fakultet for realfag og teknologi





## Forord

Denne masteroppgaven representerer slutten av en 5-årig utdannelse innen *maskin, prosess og produktutvikling* ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet. Oppgaven er skrevet ved Fakultet for realfag og teknologi, og har et omfang på 30 studiepoeng.

Dette vårsemesteret har bydd på flere utfordringer og har på flere måter vært hektisk, turbulent, frustrerende, givende og svært lærerikt. I forbindelse med oppgaven ønsker jeg å takke min hovedveileder, John Morken, for god faglig veiledning, gode råd under semesteret og for å vekke min interesse for bruk av anaerobisk nedbrytning som en form for avfallshåndtering. I utarbeidelsen av denne oppgaven har jeg tilegnet meg kunnskap og forståelse for emnet som jeg vil ta med meg videre inn i arbeidslivet.

Jeg utrette en stor takk til Ola Omberg, som har vært til god hjelp med råd, støtte og tips under store deler av skriveprosessen. Jeg ønsker også å takke Linn Solli og Hege Bergheim ved Vollebekk forsøkslab for å vise meg veien rundt på lab, for god hjelp underveis og for gode svar på mine mange spørsmål. Videre vil jeg gjerne takke Uno Andersen ved Antec Biogas, som har brukt mye tid på å hjelpe til med dokumenteringen av pilotanlegget og for å hjelpe til med å hente slam- og gassprøver. En takk til Søndre Follo Renseanlegg for å være svært behjelpelige og åpne sine dører for dette prosjektet.

En takk til alle mine medstudenter, venner og familie som har gjort disse årene fantastiske. Samson Langfeldt, som hjalp meg på laboratoriet i den første viktige perioden av potensialstudien, rettes det en spesielt stor takk til. En spesiell takk til pappa, som hjalp meg gjennom den siste tiden.

Til slutt vil jeg takke min bestemor, Ruth Enevoldsen, for å ha vært verdens beste bestemor.

Du vil for alltid være i mitt hjerte.

Oslo, juli 2018

---

Katarina Enevoldsen





## Sammendrag

Det er en globalt økende interesse for biogass, da det stadig settes strengere krav om klimavennlige og klimanøytrale energikilder. Anaerobisk nedbrytning er en lovende teknologi for avfallshåndtering, generering av energi og produksjon av verdifull biogjødsel. Biogass er blanding av energirik metangass og karbondioksid, og er en allsidig energibærer. Det kan produseres biogass av en rekke ulike biologiske materialer, samtidig som biogassen har flere bruksområder. Biogass kan benyttes til produksjon av varme, elektrisitet, kjemikalier og ved foredling kan det benyttes som drivstoff i transportmidler. Anaerobisk nedbrytning er spesielt interessant ved behandling av avløpsslam ved kommunale renseanlegg for å stabilisere og redusere mengden avfallsslam som må håndteres videre.

Søndre Follo Renseanlegg (SFR) benytter i dag konvensjonell CSTR-reaktortechnologi under mesofil nedbrytningstemperatur på 40 °C. For å hindre at patogene organismer overlever den anaerobiske nedbrytningen, må avløpsslammet først varmebehandles i et eget behandlingssystem. Som et ledd i utarbeidelsen i å utvide og øke rensekapasiteten ved anlegget, vil SFR se på mulighetene for å benytte en termofil nedbrytningsprosess ved bruk av en patentert reaktortechnologi av Antec Biogas AS, ved 55 °C. En utskifting til termofil behandling av avløpsslam vil eliminere behovet for et ekstra hygieniseringstrinn av avløpsslam. For å øke mengdene slam som behandles under biogassprosessen, ønsker SFR å benytte seg av teknologi som kan redusere slammets oppholdstid i reaktoren. Antec Biogas har tidligere vist til lave oppholdstider ved bruk av deres teknologi, helt ned til 7 dager. Dette vil mer enn halvere oppholdstiden, fra 15 dager som SFR benytter i dag, og mengdene avløpsslam som kan behandles vil da kunne øke.

I denne masteroppgaven ble det utført tre analyser;

1. BMP-tester av slamprøver hentet fra SFR og fra Antecs pilotanlegg.
2. Uttesting av Antecs pilotanlegg – plug-flow biofilmreaktor
3. Behandling av produksjonsdata fra SFRs biogassanlegg

Potensialtester (BMP-test) ble fortatt av råslam ved SFR, substratbassenget i Antecs blandetank og slam fra sekundærkammeret i biofilmreaktoren ved Antecs pilotanlegg. Hensikten med denne potensialstudien var å forsøke å danne en basis for karakteristikkene ved slamprøvene under



ideelle termofile forhold, som kan benyttes i videre arbeid med pilotanlegget. Resultatene av BMP-testene viste et metanpotensial i slamprøvene på henholdsvis 323,6 ml  $CH_4/g$  VS (råslam, SFR), 336,8 ml  $CH_4/g$  VS (substratbasseng blandetank, Antec) og 116,9 ml  $CH_4/g$  VS (Antec sekundærkammer). Potensialtesten viste et noe høyere metanpotensial i slam fra Antecs blandetank enn metanpotensialet i råslammet ved SFR. En betydelig lavere spesifikk metanproduksjon ble observert i prøven hentet fra sekundærkammeret i biofilmreaktoren. Resultatene kan tyde på at nedbrytningsprosessen starter allerede i Antecs blandetank, og at store deler av metanpotensialet blir tatt ut ved det sekundære kammeret i biofilmreaktoren. Nedbrytningen av organisk materiale i prøvene var på 71,2 %, 54,4% og 20,1% for henholdsvis råslam, slam fra blandetank og sekundærkammeret i biofilmreaktoren.

Uttesting av Antec Biogas sitt pilotanlegg med bruk av råslam fra SFR som substrat, ble utført i perioden 1.april til 19. mai. På bakgrunn av en forsinket oppstart av pilotanlegget, ble oppholdstiden til avløpsslam i reaktoren satt til 13 dager. For å vurdere effektiviteten til pilotanlegget ble det sammenlignet med produksjonsdata fra SFRs egne reaktorer for april måned. Det ble beregnet en spesifikk metanproduksjon for disse anleggene på henholdsvis  $0,329 \frac{m^3 CH_4}{kg VS}$  (Antec) og  $0,255 \frac{m^3 CH_4}{kg VS}$  (SFR). Begge disse verdiene er innenfor observerte verdier for anaerobisk behandling av kommunalt avløpsslam. Resultatene viste et høyere utbytte ved Antecs pilotanlegg enn ved SFRs reaktorer. Beregninger av nedbrytningsgrad av organisk materiale i pilotanlegget var på det høyeste på 59,3 %, som er innenfor det aksepterte området på 40-60 % for nedbrytning av avløpsslam.



## Abstract

There is a growing global interest in the production of biogas, as stricter demands are being made for climate-friendly and climate-neutral energy sources. Anaerobic digestion is a promising technology for waste management, generation of energy and the production of biofertilizer. Biogas is a mixture of energy rich methane gas and carbon dioxide, and is a versatile energy carrier. Biogas can be produced from a variety of biological materials and can be used in several applications. The gas can be used to produce heat, electricity, chemicals or it can be upgraded to a high concentration of methane gas to be used as a fuel in transport. Anaerobic digestion is particularly interesting in treating sewage sludge at municipal wastewater treatment plants, as it is used to stabilize and reduce the amount of waste sludge to be handled further.

The local wastewater treatment plant, Søndre Follo Renseanlegg (SFR), uses today conventional CSTR technology under mesophilic temperature of 40 ° C. To prevent pathogenic organisms from surviving the anaerobic decomposition, the sewage sludge must first be treated in a separate treatment system with the application of heat. As part of the preparation of expanding and increasing the capacity of the plant, SFR will look at the possibilities of using a thermophilic digestion process using the patented reactor technology of Antec Biogas AS at 55 ° C. A thermophilic treatment of sewage sludge will eliminate the need for an additional sanitation step of the sewage sludge. For increasing the amount of sludge treated during the biogas process, SFR wishes to use technology that can reduce sludge residence time in the reactor. Antec Biogas's technology has previously shown low residence times, down to 7 days. This will more than halve the residence time, from 15 days that SFR uses today, and the amounts of sewage sludge that can be treated will thereby increase.

In this thesis three analyses were performed:

1. BMP-tests of sewage sludge samples retrieved from SFR and from Antec's pilot plant.
2. Pilot scale study of Antec's pilot plant
3. Analysis of production data from SFR's biogas plant

Biomethane potential tests (BMP tests) were carried out of samples of raw sewage sludge at SFR, the substrate pool in Antec's mixing tank and sludge from the secondary chamber in the biofilm reactor at Antec's pilot plant. The purpose of the study was to form a basis for the characteristics of the sludge samples under ideal thermophilic conditions, which can be used in



further work with the pilot plant. The results of the BMP tests showed a methane potential in the sludge samples of 323,6ml  $CH_4/g$  VS, 336,8 ml  $CH_4/g$  VS og 116,9 ml  $CH_4/g$  VS respectively. The potential test showed a somewhat higher methane potential in the sludge collected from Antec's mixing tank than the methane potential in the sewage sludge sample from SFR. A significantly lower specific methane production was observed in the sample obtained from the secondary chamber of the biofilm reactor. The results may indicate that the decomposition process already starts in Antec's mixing tank and that large portions of methane potential are removed when the sludge reaches the secondary chamber of the biofilm reactor. The decomposition of organic matter in the samples were 71.2%, 54.4% and 20.1% for sewage sludge, sludge from the mixing tank and the secondary chamber in the biofilm reactor respectively.

A study of Antec Biogas's pilot plant was carried out using raw sludge from SFR as substrate during the period 1 April to 19 May. Due to a delayed start-up of the pilot plant, the residence time of sewage sludge in the reactor was set at 13 days. To evaluate the efficiency of the pilot plant, it was compared with production data from SFR's own reactors for April. A specific methane production for these plants was calculated as  $0,329 \frac{m^3 CH_4}{kg VS}$  (Antec) and  $0,255 \frac{m^3 CH_4}{kg VS}$  respectively. The results showed a higher yield in Antec's pilot plant than of the reactors at SFR. Calculations of the decomposition of organic matter in the pilot plant were at its highest at 59.3%, which is within the accepted range of 40-60 % degradation for sewage sludge degradation.





## Innhold

Forord .....	i
Sammendrag .....	iii
Abstract .....	iv
Figurliste .....	ix
Tabelliste .....	x
Forkortelser .....	xi
1. Introduksjon.....	1
1.1 Bakgrunn og behov .....	1
1.2 Oppgavens oppbygging .....	2
1.3 Problemstilling .....	3
1.4 Avgrensninger .....	3
2. Teori.....	5
2.1 Biogass - bakgrunn.....	5
2.1.1 Hva er biogass?.....	5
2.1.2 Biogass i Europa og Norge.....	6
2.1.3 Biogass ved renselanlegg.....	8
2.2 Anaerob biogassprosess.....	9
2.2.1 Biogassprosessen.....	9
2.2.2 Anaerobisk nedbrytning .....	10
2.2.3 Bakteriell vekst.....	12
2.2.4 Vekstmiljø .....	13
2.2.5 Inhibering av biogassproduksjon.....	15
2.3 Substrat.....	16
2.3.1 Substratsammensetning .....	16
2.3.2 Forbehandling av råmaterialer.....	17
2.3.3 Substrategenskaper .....	18
2.3.4 Substrattyper.....	20
2.4 Biorest .....	22
2.5 Biogassteknologi .....	23



2.5.1	Designhensyn .....	23
2.5.4	Reaktortechnologier .....	26
3.	Materialer og metoder .....	31
3.1	Potensialstudie av avløpsslam .....	31
3.1.1	Potensialtest .....	31
3.1.2	Analyser .....	34
3.2	Dokumentasjon av anleggene .....	37
3.2.1	Beskrivelse av anlegg .....	37
3.2.2	Drift og innhenting av data .....	39
3.2.3	Databehandling .....	41
4.	Resultater .....	43
4.1	Potensialstudie av avløpsslam .....	43
4.2	Antec pilotanlegg .....	46
4.3	Søndre Follo Renseanlegg .....	49
5.	Diskusjon .....	51
5.1	Potensialstudie .....	51
5.2	Dokumentering av anleggene .....	52
6.	Konklusjon .....	57
7.	Videre arbeid .....	59
8.	Referanser .....	61
	<b>Vedlegg A .....</b>	<b>I</b>
	<b>Vedlegg B .....</b>	<b>VI</b>
	<b>Vedlegg C .....</b>	<b>VIII</b>

## Figurliste

Figur 1: Forenklet oversikt over biogassprosessen. Modifisert med utgangspunkt i Biogass Østfold....	9
Figur 2: Flytskjema over den biokjemiske prosessen ved anaerob nedbrytning. Modifisert fra Morken et al. 2017. ....	11
Figur 3: Illustrasjon av en typisk vekstkurve for en bakteriekultur. Kilde: Wiki Commons .....	12
Figur 4: Oversikt over noen reaktorkonfigurasjoner. Hentet og modifisert fra McCarty & Smith, 1986. ....	27
Figur 5: Illustrasjon av grunnprinsippet av og masseflyten i Antec biofilm plug-flow reaktoren. Kilde: Antec Biogas AS .....	29
Figur 6: Illustrasjon av nummererte batchreaktorer. ....	33
Figur 7: Flytskjema over forsøksprosessen. ....	33
Figur 8: Triplikater av slamprøver. Våtvekt slamprøver t.v, og tørkede slamprøver t.h. ....	34
Figur 9: Forenklet flytskjema over Søndre Follo Renseanleggs biogassanlegg. Illustrasjonen er basert på tekniske tegninger fra SFR. ....	37
Figur 10: Illustrasjon av Antec pilotanlegg. Modifisert med utgangspunkt i illustrasjon fra Linn Solli. ....	39
Figur 11: Akkumulert biogass over tid ved potensialstudien. ....	44
Figur 12: Akkumulert metangass per gram tilsatt VS over tid, ved potensialstudien .....	44
Figur 13: Metanpotensialet i substratene i batchforsøket. Substratene er representert på y-aksen mot spesifikk metanproduksjon. ....	45
Figur 14: Reduksjon av VS-innhold fra substrat til biorest.....	45
Figur 15: Gjennomsnittlig daglig gassproduksjon per uke ved Antec pilotanlegg, fremstilt ved stolpediagram. ....	47
Figur 16: Nedbrytningsgrad ved Antec pilotanlegg. ....	48
Figur 17: Gassproduksjon ved Søndre Follo Renseanlegg.....	49
Figur 18: Flytskjema der renseprosessen vises trinn for trinn. Kilde SFR.....	III
Figur 19: Full visning av flytskjema fra SFR. Levert av InterConsult .....	IV
Figur 20: Full visning av flytskjema fra SFR. Levert av InterConsult. ....	V



## Tabelliste

Tabell 1: Bestanddeler i biogass (Demirbas, et al., 2016), og gassenes tetthet ved 0 grader og 1 atm (Engineering Toolbox, 2003). .....	5
Tabell 2: Oversikt over den bakterielle vekstfasen i en bakteriekultur (PennState, 2018).....	12
Tabell 3: Oversikt over teoretisk biogassproduksjon og sammensetning ved nedbrytning av protein, fett og karbohydrat.. (Schnürer & Jarvis, 2009).....	16
Tabell 4: Substrater for biogass. Hentet og oversatt fra (AEBIOM, 2009).....	16
Tabell 5: Oversikt over forbehandlingsmetoder. Gjentatt og modifisert med utgangspunkt i (Carrere, et al., 2016).....	17
Tabell 6: Oversikt over TS- og VS innhold, spesifikk metanpotensial (SM) og metanprosent i aktuelle substrater. ....	18
Tabell 7: Karbon-nitrogen forhold for utvalgte organiske materialer. (Engineering ToolBox, 2010)..	19
Tabell 8: Disponert kommunalt avløpsslam til jordforbedring i 2016 (tonn tørrstoff) (SSB, 2017a)..	22
Tabell 9: Materialer benyttet i potensialstudien. ....	32
Tabell 10: Materialer benyttet i potensialstudien. ....	33
Tabell 11: Resultater for TS- og VS-innhold inn og ut av systemet. ....	43
Tabell 12: Gjennomsnittlig pH-verdi av biorest.....	43
Tabell 13: Tørrstoff- og VS-innhold i substrat og biorest fra Antec pilotanlegg. Alle verdier oppgitt i prosent .....	46
Tabell 14: Ukentlig gasskvalitet-målinger. Normaliserte verdier. ....	46
Tabell 15: Gjennomsnittlig daglig og ukentlig produksjon av biogass i måleukene.....	47
Tabell 16: TS- og VS-innhold i substrat og biorest ved SFR.....	49



## Forkortelser og begrepsforklaring

**VS** - Volatile solids, og oversettes til *flyktig fast stoff*. Andelen organisk materiale i substratet.

**TS** - Tørrstoff

**BMP** - Biokjemisk Metan Potensial [ $\text{ml CH}_4 / \text{g VS}$  eller  $\text{m}^3 \text{CH}_4 / \text{kg VS}$ ]. Veksles i teksten mellom *potensialstudie*, *batchforsøk* og *potensialtest*. Disse begrepene henviser til BMP.

**COD** - Chemical Oxygen Demand, og oversettes til kjemisk oksygenforbruk (KOF). [ $\text{mg/L}$ ]

**C/N-forhold** - Forholdet mellom karbon og nitrogen

**OLR** - Organic Loading Rate, og oversettes til organisk belastning.

**SRT** - Solids retention time, og brukes om gjennomsnittlig oppholdstid for fast stoff/biomasse

**HRT** - Hydraulic retention time, og brukes om gjennomsnittlig oppholdstid for væskefasen

**Nm<sup>3</sup>** – Normal kubikkmeter.

**TWh** – Terawatttime, måling av energi. Tilsvarende  $10^9$  kWh (kilowattimer).

**Biometan** – Betegnelse på metan produsert fra anaerobiske prosesser, og med en metankonsentrasjon på  $>95\%$ .

**Substrat** – Betegnelse på materialet som tilføres en anaerobisk prosess. Substratet kan bestå av kun ett råmateriale eller flere råmaterialer blandet sammen.

**Influent** – Betegnelse på substrat som går inn i en anaerobisk nedbrytningsprosess

**Effluent** – Betegnelse på masse som går ut i en anaerobisk nedbrytningsprosess (biorest).

**Reaktor** - Betegnelse på beholderen der den anaerobiske nedbrytningsprosessen finner sted. En lukket beholder der mikroorganismer bryter ned organisk materiale uten tilgang på oksygen. Prosessen produserer fornybar energi i form av biogass.

**Inokulum** – Mikroorganismekultur som starter den anaerobiske nedbrytningen.

**Headspace** – Volum i en reaktor der produsert gass kan samles. Det betyr at reaktoren ikke fylles helt opp med substrat, men tillater et tomrom der gassen samles.

**Anaerobisk nedbrytning** – Mikrobiell nedbrytning uten tilgang på oksygen.

**Fakling** – Forbrenning av gass.

**Potensialstudie/test** – Se BMP

**Spesifikk metanpotensial** – Mengde metangass produsert per massenhet organisk materiale





## 1. Introduksjon

### 1.1 Bakgrunn og behov

Innen 2050 er det estimert at den globale befolkningspopulasjonen vil være øke til 9.8 milliarder, fra dagens 7.6 milliarder (United Nations, 2017). Økende befolkning fører til større mengder avfall, økt energiforbruk og økte utslipp av klimagasser. Fornybare og energigivende gasser som biometan fra biogass kan brukes i eksisterende gasslinjer, og kan spille en viktig rolle i å redusere Europas klimagassutslipp (Melle, et al., 2018).

Anaerobisk behandling av organisk avfall for produksjon av metangass har et stort potensiale i fremstillingen av et alternativt drivstoff og for produksjon av varme og elektrisitet. Dette er spesielt aktuelt for behandling av avløpsslam ved renseanlegg, der en kombinasjon av avfallshåndtering og energiproduksjon er svært fordelaktig. Slammet som blir igjen etter den anaerobiske nedbrytningsprosessen kan benyttes som gjødsel, og det er en målsetning å øke forsvarlig bruk av avfallsbaserte gjødselprodukter (Energi- og miljøkomiteen, 2017-2018). Produksjon av biogass fra kloakkslam øker, og brukes blant annet som drivstoff til kjøretøy. Biogass produsert ved renseanlegg kan dermed bidra til å erstatte fossilt drivstoff og som en konsekvens bidra til å redusere klimagassutslipp. Anaerobisk nedbrytning kombinert med biogassproduksjon ved kommunale renseanlegg har tre viktig fordeler; 1) det er en metode for å konvertere energi fra biomasse til nyttig drivstoff som kan lagres eller transporteres; 2) Det er en metode å resirkulere organisk avfall til bruk som stabilt jordforbedringsmateriale, som verdifull gjødsel og energi.; 3) Redusere tørrstoffinnholdet i avløpsslammet, som fører til mindre mengder masser å transportere.

Bakgrunnen for dette prosjektet er en utvidelse av rensekapasiteten ved Søndre Follo Renseanlegg IKS (SFR), med et fokus på å optimalisere ressursgjenvinning og biogassproduksjon. Søndre Follo Renseanlegg eies av Ås kommune og Vestby kommune. Målsetningen for SFR er å bygge Norges mest energieffektive renseanlegg (Søndre Follo Renseanlegg IKS, 2017). En sterk befolkningsvekst er forventet i Follo-regionen i de kommende årene, og renseanlegget skal utvides fra en dimensjonert kapasitet på 25 000 personekvivalenter til en ny kapasitet på 54 000 personekvivalenter innen 2019. Personekvivalenter (pe) vurderes etter mengden organisk materiale som brytes ned biologisk med biokjemisk oksygenforbruk etter fem døgn, og tilsvarer 60 g oksygen per døgn (Lovdata, 2006). Det planlegges også utarbeidelse og regulering av et nytt og enda større renseanlegg dimensjoner for 100 000 pe, dersom kommunene Nesodden og Frogn ønsker å levere



avløpsvann til anlegget (OEC Gruppen as, 2017). Dette betyr at det vil være økte mengder avløpsslam som må håndteres, og ønsket fra SFR er effektiv rensing av avløpsvannet samtidig som de kan være en produsent av energi og biogjødsel. I dag mottar SFR årlig en mengde slam på ca. 3 700 tonn, og har en årlig gassproduksjon 800 000 m<sup>3</sup> biogass per år. Omlag halvparten av dette blir benyttet ved varmegjenvinning i eget anlegg og de resterende mengdene blir faklet. I planleggingen av det nye renseanlegget, ønsker SFR å se på mulighetene for å benytte flere biologiske råmaterialer som kan bidra til å øke biogassproduksjonen. Det ønskes da å se på mulighetene for bruk av hestemøkk, matavfall, fiskeavfall og hønsegjødsel som substrater i en samråtningsprosess med avløpsslam ved SFR (Buhler, 2017).

Antec Biogas AS har utviklet en biogassteknologi som SFR er interessert i å benytte seg av. Dette er en spennende ny teknologi, som benytter seg av kunnskap om de biokjemiske prosessene i anaerobisk nedbrytning. Hvis denne teknologien holder det den lover vil SFR kunne kutte flere trinn i renseprosessen sin, noe som vil være både økonomisk, energieffektiviserende og plassbefriende. Til dette prosjektet ble det benyttet et transporterbart pilotanlegg som Antec Biogas har utviklet for uttesting av substrater og teknologi.

I dette prosjektet presenteres det en teoretisk bakgrunn for emnet, en potensialstudie og dokumentering av Antecs pilotanlegg installert ved SFR. I den eksperimentelle delen av prosjektet er det foretatt en potensial- og karakteristikkstudie av avløpsslammet ved Søndre Follo Renseanlegg IKS. Dette ble gjort for å danne et grunnlag for videre arbeid med termofil behandling ved renseanlegget. Arbeidet ved Antecs pilotanlegg besto i å dokumentere driften av anlegget, analysere slam- og gassprøver hentet fra anlegget, og å registrere daglig biogassproduksjon. Resultatene fra disse prøvene ble deretter sammenlignet med data tilsendt fra Søndre Follo Renseanlegg.

## 1.2 Oppgavens oppbygging

Oppgaven skal gjennomgå følgende delmål:

1. Teoretisk bakgrunn ved SFRs ønskede tilsetningssubstrater og utvalgt biogassteknologi.
2. Eksperimentell analyse av slam fra SFR for bruk i biogassproduksjon. Dette skal bidra til å bestemme metanpotensialet i råslam fra SFR og slam fra Antecs reaktorteknologi, for å ha et sammenligningsgrunnlag for videre arbeid.
3. Uttesting av Antec pilotanlegg for sammenligning med SFRs reaktorteknologi. Dokumentere drift, biogassproduksjon og analysere slam- og gassprøver fra anlegget.
4. Sammenligning av produksjonsdata ved Antecs pilotanlegg og SFRs rånetanker.





### 1.3 Problemstilling

Den overordnede problemstillingen denne oppgaven ønsker å besvare er hvordan Antec Biogas sitt pilotanlegg opptrer til sammenligning med eksisterende reaktorteknologi ved Søndre Follo Renseanlegg. I tillegg ønsker oppgaven å besvare følgende:

- Hva er karakteristikken til råslammet ved SFR?
- Starter nedbrytningen av substrat allerede i blandetanken ved Antecs pilotanlegg, og vil det i praksis være mulig å dele reaktoren inn etter mikrobielle nedbrytningsfaser?

### 1.4 Avgrensninger

Det var i utgangspunktet et ønske fra SFR å gjøre enkelvise eksperimentelle undersøkelser av avfallsfraksjonene hestemøkk, hønsemøkk, fiskeavfall og matavfall i samrøtning med avløpsslam. På grunn av oppgavens omfang og tidsbegrensning måtte studien av de nevnte substratene begrenses til en kort teoretisk bakgrunn av substratenes karakteristikk.

Videre vil det i denne oppgaven utelukkende bli sett på prosessen rundt produksjon av biogass, og ikke videre undersøkt etterbehandlingsmetoder for biogassen.

Oppgaven vil videre ikke utrede økonomiske aspekter eller energiforbruk ved prosessen, og kinetiske modeller vil ikke bli benyttet. Metanpotensial på bakgrunn av COD-analyser ble ikke foretatt, og dermed gjelder kun BMP-test med fokus på TS- og VS-innhold.

Datagrunnlaget fra Søndre Follo Renseanlegg var noe mangelfull for denne oppgaven, og det var ikke mulig å beregne ukentlig nedbrytningsgrad fra tilsendt datagrunnlag. Dermed ble nedbrytningsgraden ved prosessen i april kun basert på én verdi.



## 2. Teori

### 2.1 Biogass - bakgrunn

#### 2.1.1 Hva er biogass?

Biogass er en gassblanding som dannes når organisk materiale brytes ned ved hjelp av mikroorganismer under oksygenfattige forhold. En slik prosess kalles da for anaerobisk nedbrytning. Alle typer organisk materiale kan i prinsippet brytes ned og omdannes til biogass under rette forhold (Biogest, 2018). Det er likevel noen organiske komponenter som lettere brytes ned, og andre som vanskelig lar seg brytes ned eller tar veldig lang tid.

Biogass inneholder i hovedsak en blanding av metan og karbondioksid, men kan også inneholde andre sporgasser (Biogest, 2018). Andelen av de ulike komponentene i biogassen er avhengig av hvilket materiale som brytes ned og under hvilke forhold den anaerobiske nedbrytningen foregår i. Den ønskede komponenten i biogass er metan, og kalles ofte for biometan når den blir foredlet til å oppnå en høy konsentrasjon. Metan er den enkleste mettede hydrokarbon, og er en energirik brennbar gass som kan brukes som en energibærer. Den kan brukes til forskjellige energiformål, der den kan brukes som brensel i fyrkjeler for produksjon av varme og ved kraftvarmeanlegg for produksjon av elektrisitet, eller den kan foredles slik at det kan benyttes som drivstoff for transportmidler. En typisk sammensetning i biogass er presentert i tabell 1.

Tabell 1: Bestanddeler i biogass (Demirbas, et al., 2016), og gassenes tetthet ved 0 grader og 1 atm (Engineering Toolbox, 2003).

Gass	Kjemisk formel	Tetthet [kg/m <sup>3</sup> ]	Vektandel (%)
Metan	$CH_4$	0,717	55-75
Karbondioksid	$CO_2$	1,977	25-45
Nitrogen	$N_2$	1,2506	0-5
Hydrogen	$H_2$	0,0899	0-1
Hydrogensulfid	$H_2S$	1,434*	0-1

\* Verdien oppgitt ved 20 grader og 1 atm.

Hvordan fordelingen mellom karbondioksid og metan ser ut er i hovedsak avhengig av den kjemiske sammensetningen i substratet, samtidig som andre parametere som oppholdstid i reaktor, tørrstoffinnhold i substrat og temperatur under prosessen spiller en viktig rolle (Raadal, et al., 2008).



Metan har en øvre brennverdi på  $39.8 \text{ MJ/m}^3$  som tilsvarer  $11.1 \text{ kWh/m}^3$  (Engineering Toolbox, 2003). Det betyr at brennverdien til biogass vil variere med biogassens metaninnhold.

Metan er en svært potent drivhusgass, og har en drivhuseffekt som er 25 ganger sterkere enn  $\text{CO}_2$  over en 100-årsperiode. De største kildene til utslipp av metangass forårsaket av menneskelig aktivitet er knyttet til petroleumsindustrien, drøvtyggende husdyr som kveg og sau, og avfallsdeponier (EPA, 2015).

### 2.1.2 Biogass i Europa og Norge

I Europa står energi fra biomasse for  $\frac{2}{3}$  av den produserte fornybare energien (AEBIOM, 2009). For at EU skal kunne nå målet i direktivet for fornybar energi om at 20% av det totale energiforbruket i medlemslandene skal komme fra fornybare kilder innen 2020, er det tydelig at bioenergi spille en viktig rolle. Bruk av biodrivstoff vil også være svært viktig for EU-landene i å nå videre mål om 10% fornybar energi i transportsektoren (European Commission, 2009). For å nå disse målsetningene vil biogass kunne være en aktuell og god løsning på deler av det fornybare energiregnskapet. Naturgass møter  $\frac{1}{4}$  av global energietterspørsel (IGU, 2017), og EU-28 importerte i 2016 en total mengde på 25,452 tusen terajoule naturgass (Eurostat, 2017). I følge data fra det Europeiske Biogass Forbundet (EBA) var det 17,240 biogassanlegg og 367 biometan-anlegg i Europa i 2014. Den totale mengden elektrisitet generert fra biogass var i perioden på 63.3 TWh, noe som tilsvarer forbruket til 14.6 millioner europeiske husholdninger (EBA, 2015). En studie utgitt i 2018 av Ecofys på oppdrag av Gas for Climate Consortium, viste at det er mulig å produsere minst 98 milliarder kubikkmeter biometan årlig innen 2050. Dette tilsvarer en årlig energiproduksjon på 1,072 TWh (Melle, et al., 2018).

I 2016 ble det i Sverige produsert 2 TWh biogass, og av dette ble 64 % oppgradert til bruk som drivstoff til kjøretøy (Energias Sverige, 2017). Videre ble det produsert drøyt 4 millioner tonn fermenteringsrestprodukter, og rundt halvparten av dette ble benyttet som gjødsel i jordbruket. Det estimerte totale biogasspotensialet i Sverige er på 17 TWh per år, der 14 TWh vil kunne stamme fra råmaterialer med utspring fra land- og jordbruk, og da primært strå, gress og husdyrgjødsel (Berglund & Borjesson, 2006).



I 2009 var det 29 biogassanlegg i Norge, der 23 av disse var avløpsslamanlegg (Nedland & Ohr, 2010). I en rapport levert av Asplan Viak fant de av svar fra 15 anleggseiere at 63% av energien fra biogassen blir benyttet til oppvarming av eget anlegg. Av disse anleggene leverte ett anlegg varme til eksterne kunder. Videre ble det funnet at de fleste anleggene fakler deler av biogassen, med variasjoner fra 1 % til 56%. Den gjennomsnittlige faklingen var da på 24% av biogassproduksjonen (Nedland & Ohr, 2010).

Det teoretiske biogasspotensialet fra avfall/biprodukter i Norge er fra en studie fra 2008 beregnet til å ligge på omkring 6 TWh per år. Her utgjør da husdyrgjødsel det største potensialet på 42%, industri med et potensial på 23% og matavfall fra husholdninger, storhusholdninger og handel på 16% (Raadal, et al., 2008). Det teoretiske energipotensialet som avløpsslam utgjorde i studien var på 4 %. Videre utarbeider SINTEF Nord et prosjekt navngitt BioNord, der de blant annet vil se på potensialet for å benytte avløpsslam, matavfall og avfall fra havbruksnæringen som substrater i biogassanlegg i de nordlige norske fylkene. Innen 2050 er det estimert at det vil bli en femdobling av produksjon i havbruksnæringen, som byr på økte mengder avfall (SINTEF, 2017). Det er allerede store mengder avfall fra denne næringen, og denne typen avfall er i dag en ubenyttet ressurs som er godt egnet for bruk i biogassanlegg. Foreløpig finnes det ikke noen biogassanlegg nord for Trøndelag, til tross for at det er rikelig med ressurser for å gå i gang med produksjon (SINTEF, 2017).

I en rapport utført av THEMA Consulting Group i 2016 for Avfall Norge, ble det funnet at den totale årlige verdiskapningen rundt biogass i Østfoldregionen var på 900 millioner kroner, og en total sysselsetting i verdikjeden på underkant av 730 årsverk (Fiksen, 2016). I samme rapport ble det estimert at det fremtidige potensialet ved en produksjonsøkning fra dagens 437 GWh til 2000 GWh vil gi en årlig verdiskapningseffekt på rundt 4,6 milliarder kroner og en sysselsetting på opp mot 3300 årsverk. Med en slik økning av produksjonsnivået vil den anslåtte årlige utslippsreduksjonen være på 474.000 tonn  $CO_2$ -ekvivalenter (Fiksen, 2016).



### 2.1.3 Biogass ved renseanlegg

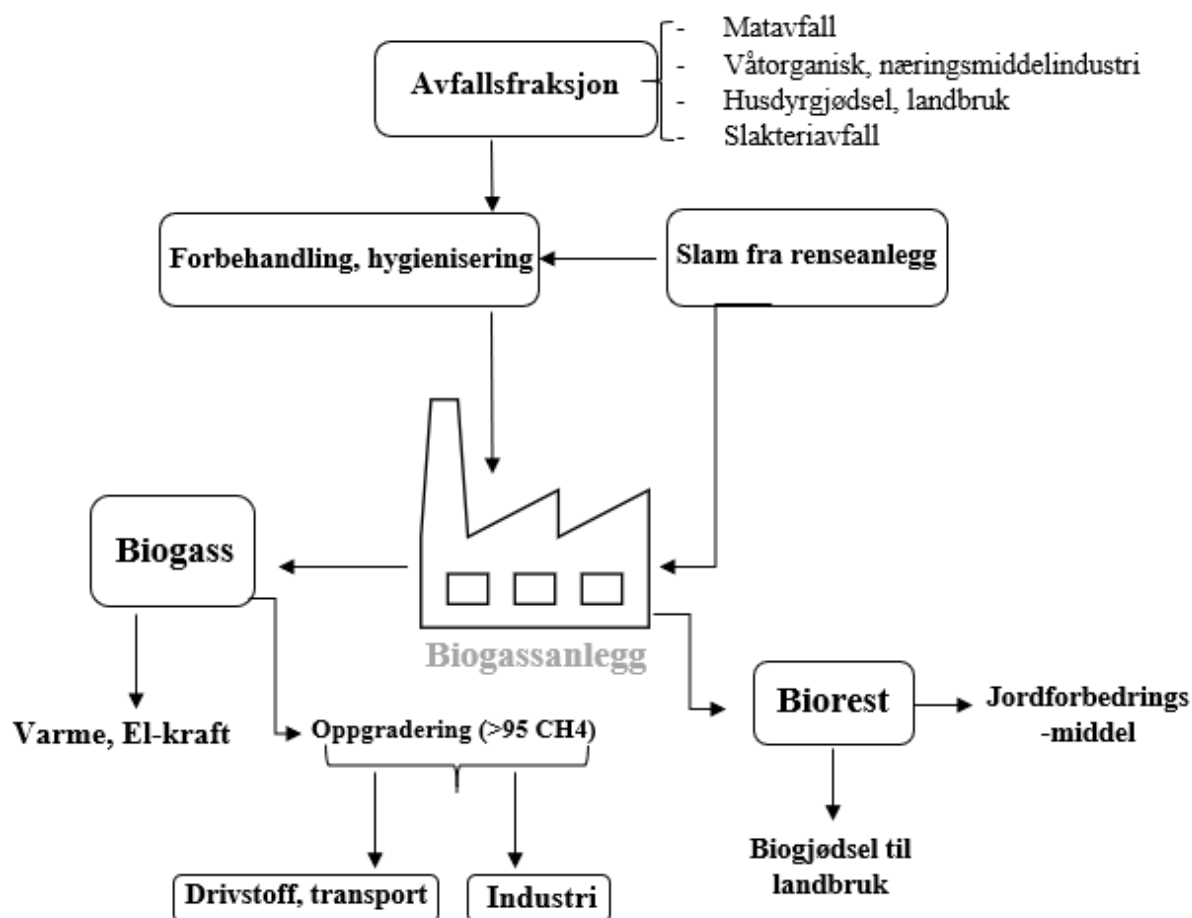
Som et ledd i renseprosessen ved renseanlegg, produseres det avløpsslam. Avløpsslam er de forurensningene som blir igjen når avløpsvannet er renset, og dets sammensetning vil avhenge av hva slags avløpsvann som renses. Dette slammet må håndteres, og i Norge er kravene til behandling og bruk av slikt slam svært strenge. Disse kravene er i hovedsak knyttet til innhold av fosfor, nitrogen og tungmetaller, samtidig som kravene til hygienisering er blant de strengeste i verden (Aasand, 2011). Med hygienisering menes fjerning eller uskadeliggjøring av sykdomsfremkallende organismer. Det finnes flere måter å håndtere avløpsslam på, der anaerobisk nedbrytning er en velutviklet teknologi ved kommunale renseanlegg (Bachmann, 2015). Denne behandlingsmetoden er først og fremst benyttet for å stabilisere og redusere tørrstoffinnholdet i avløpsslammet slik at slamvolumet blir mindre, men har en ekstra fordel ved at biogassen som produseres kan brukes internt til varme eller elektrisitet i renseprosessen. Når et anlegg kombinerer produksjon av varme og elektrisitet kalles dette for et CHP-anlegg (Combined Heat and Power) (Bachmann, 2015).

Bruk av anaerobisk nedbrytning som behandlingsmetode ved renseanlegg i Norge er likevel begrenset i omfang. I Norge er det totalt 2 685 avløpsrenseanlegg med kapasitet på 50 pe eller mer (SSB, 2017), og av disse er det kun 23 som har et installert biogassanlegg (Nedland & Ohr, 2010). Til sammenligning er det i Sverige 135 renseanlegg som produserer biogass, som tilsvarer en energiproduksjon på omtrent 0.7 TWh (Swedish Gas Technology Centre, 2012). Det betyr at det er et stort ubenyttet potensial i Norge.

## 2.2 Anaerob biogassprosess

### 2.2.1 Biogassprosessen

En typisk biogassprosess kan kort oppsummeres ved at man trenger en eller flere avfallsfraksjoner som benyttes som substrat for den anaerobe nedbrytningen. Avhengig av type avfall kan det være nødvendig med forbehandling eller hygienisering. Deretter føres substratet inn i en reaktor der den anaerobe nedbrytningen faktisk skjer. En slik reaktor kalles ofte også for råtnetank. Hvordan denne utformes er avhengig av hvordan man ønsker å kjøre prosessen, og er nærmere beskrevet i delkapittel 2.5. Fra reaktoren vil det dannes to produkter, biogass og biorest. Biogassen kan enten benyttes som en del av et såkalt «Combined Heat and Power» anlegg, der den brukes til energiformål som varme og elektrisitet, eller biogassen kan foredles ved å fjerne CO<sub>2</sub> slik at metaninnholdet ligger på rundt 95 %. Bioresten kan benyttes som gjødsel i jordbruket, eller som annet jordforbedrende materiale. En illustrasjon over prosessutforming ved et biogassanlegg er vist i figur 1, modifisert med utgangspunkt fra Biogass Østfold (Biogass Østfold, 2018).



Figur 1: Forenklet oversikt over biogassprosessen. Modifisert med utgangspunkt i Biogass Østfold.



### 2.2.2 Anaerobisk nedbrytning

Den anaerobiske nedbrytningen av organisk avfall er en biokjemisk prosess som foregår i et oksygenfattig miljø. I anaerobiske nedbrytningsprosesser blir det ofte benyttet avfall av ulik art som substrat, som ofte undergår en forbehandlingsprosess for å homogeniseres og eventuelt hygieniseres før det føres inn i en anaerobisk utråtningsreaktor. I reaktoren produseres det biogass, som kan brukes som en energibærer til ulike formål. Det organiske materialet som ikke blir nedbrutt blir igjen som biorest, og avhengig av hvilken sammensetning dette har, kan så benyttes til jordforbedrende formål eller som biogjødsel.

Den biokjemiske biogassprosessen deles gjerne inn i fire mikrobielle faser, der mikroorganismene i stadighet jobber sammen (Schnürer & Jarvis, 2009). Nedbrytningen i disse trinnene skjer ved hjelp av en rekke forskjellige mikroorganismer, og det stiller ulike krav til miljøet rundt. Blant disse kravene er riktig temperatur, pH, oppholdstid i reaktor og regulering av hvilke stoffer som akkumuleres. Prosessen er meget sammensatt, der produktene som skilles ut i en fase blir næring for organismene i en annen fase (Morken, et al., 2017). Fasene er illustrert i figur 2, og kan oppsummeres som følger (Zieminski & Frac, 2012; Miyamoto, 1997; Schnürer & Jarvis, 2009; Gerardi, 2003):

#### *Hydrolyse*

I denne fasen løses komplekse organiske forbindelser (proteiner, karbohydrater, og fett) opp ved hjelp av hydrolase-enzymmer, som amylase, protease og lipase. Disse enzymene blir produsert av hydrolytiske mikroorganismer. Hydrolyseringshastigheten er avhengig av partikkelstørrelse, pH, produksjon av enzymmer, diffusjon og adsorpsjon. Ofte er dette en langsom bakteriell prosess (Gerardi, 2003). Denne fasen er avgjørende for tilgjengeliggjøring av molekylene for videre nedbrytning av mikroorganismene i de senere fasene.

#### *Acidogenese*

Denne fasen kan også kalles for fermentering eller syrefasen, og her dannes det ulike mellomprodukter. Disse mellomproduktene kan være blant annet flyktige fettsyrer (VFA, volatile fatty acids), alkoholer, aldehyder, karbondioksid og hydrogen. Dette er vanligvis den raskeste fasen i den anaerobiske konverteringen av kompleks organisk materiale i våtprosesser.

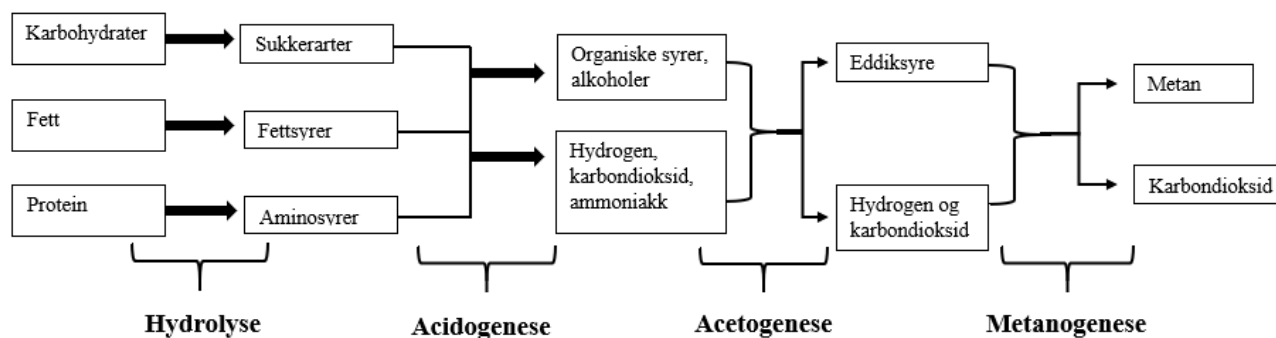


### Acetogenese

I denne fasen forekommer det produksjon av acetat og hydrogen fra syrefasens produkter. For mikroorganismene i denne fasen skal kunne få nok energi for å vokse, er det viktig at det er et godt samspill mellom disse organismekulturene og de metandannende organismene i neste fase. Det er viktig i dette samspillet at hydrogengassen som organismene danner i denne fasen, blir kontinuerlig fjernet. Effektiviteten i prosessen kan gis ut fra denne fasen, ettersom rundt 70% av metanen stammer fra acetatreduksjon. Dette vil si at acetat er et viktig mellomprodukt i biogassprosessen.

### Metanogenese

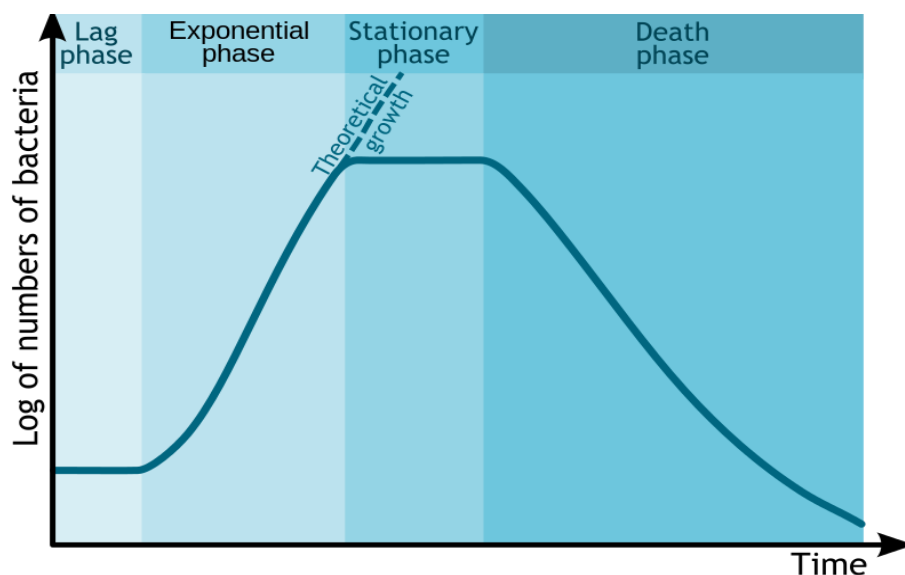
I denne fasen forekommer dannelse av metangass fra metanproduserende mikroorganismer kalt for *Archaea*, som også kalles for arkebakterier. De metandannende organismene kan være acetotrofe eller hydrogenotrofe, og kultursammensetningen kan endres ved ulike driftsparametre (Franke-Whittle, et al., 2014). Acetotrofe metandannere foretrekker acetat som energikilde, mens hydrogenotrofe kulturer foretrekker hydrogen. Metan og karbondioksid dannes i denne fasen av produktene i de foregående fasene. Disse organismekulturene er de som er mest følsomme overfor store endringer i en biogassprosess, og er ofte årsaken til en ustabil prosess. Det er derfor svært viktig å legge forholdene til rette for at de metandannende organismene har best mulig vekstvilkår.



Figur 2: Flytskjema over den biokjemiske prosessen ved anaerob nedbrytning. Modifisert fra Morken et al. 2017.

### 2.2.3 Bakteriell vekst

Den bakterielle vekstkurven i en batchkultur har fire forskjellige faser (Ruggeri, 1986). Kurvens form kan preges av hvilket substrat som benyttes, type bakteriekultur (inokulum), startkonsentrasjoner av substrat og vekstmiljø (Schnürer & Jarvis, 2009). Den generelle kurven for bakteriell vekst er vist i figur 3, med en forklaring presentert i tabell 2.



Figur 3: Illustrasjon av en typisk vekstkurve for en bakteriekultur. Kilde: Wiki Commons

Tabell 2: Oversikt over den bakterielle vekstfasen i en bakteriekultur (PennState, 2018).

Fase	Forklaring
Tilpasningsfase	I tilpasningsfasen bruker bakteriene tid på å tilpasse seg substrat og miljø, og er en periode der bakteriene går gjennom en modningsfase, og forbereder seg for celledeling.
Eksponentiell fase	I den eksponentielle fasen reproducerer bakteriene eksponentielt; en dobling av antall celler per tid. Om veksten ikke begrenses, vil vekstraten være konstant. Det er i denne fasen tilveksttid kan beregnes.
Stasjonær fase	Veksten stabiliseres, og i antallet nye celler er likt antallet døde celler. Det vil si at vekst- og dødsraten like.
Avdødingsfase	Denne fasen inntreer når det ikke tilføres ny næring, og det dermed blir næringsmangel. Kan også inntre hvis vekstmiljøet endrer seg slik at bakteriekulturen dør (temperatur og pH).



#### 2.2.4 Vekstmiljø

##### *Temperatur*

Temperatur er en svært viktig driftsparameter i en biogassprosess (Schnürer & Jarvis, 2009). Det finnes flere typer mikroorganismer i en biogassprosess som har tilpasset seg forskjellige temperaturområder, og deles ofte inn i tre grupper. Disse organismegruppene kalles for psykrofile, mesofile og termofile. Psykrofile organismer trives best i lavere temperaturer, og kan leve i temperaturområder på 0-15 °C. Mesofile organismekulturer kan leve i et temperaturområde fra 20-40 °C og termofiler ved 40-60 °C (Schnürer & Jarvis, 2009). For produksjon av biogass er de mesofile og termofile mikroorganismer som er best egnet, da de psykrofile mikroorganismene har lavere omdanningsrate og dermed lavere metanproduksjon (Chen & Neibling, 2014). For konvensjonelle mesofile reaktorer skjer maksimal konvertering av organisk materiale til biogass ved rundt 35-37 °C, og dersom temperaturen synker mye under dette kan gassproduksjonen dramatisk reduseres (Chen & Neibling, 2014). I biogassprosesser er det vanlige temperaturområdet for termofil utråtning 55 °C (Morken, et al., 2017). Termofil konvertering har en viktig fordel ved at den høye temperaturen mikroorganismene kan leve i dreper flere patogene bakterier og virus, men slike prosesser kan være dyrere i drift og mindre stabile enn de mesofile nedbrytningsprosessene (Chen & Neibling, 2014).

Felles for slike grupper mikroorganismer er at alle er følsomme for temperaturendringer, og at sensitiviteten øker med økende temperatur (Jørgensen, 2009). Hvis temperaturen øker over maksimal temperaturtoleranse for organismekulturen, vil de føre til at proteiner og andre komponenter i cellen blir inaktivert og som fører til celledød (at organismen dør) (Schnürer & Jarvis, 2009). Metandannerene er de organismene som er mest følsomme overfor temperatursvingninger, og det er derfor svært viktig å holde temperaturen på et stabilt og optimalt nivå (Chen & Neibling, 2014).

##### *pH*

I en biogassprosess er det viktig å ha god overvåkning av pH-verdien i reaktortanken. Det finnes mikroorganismer i en biogassprosess som kan leve ved ulike pH, men de fleste organismene foretrekker en nøytral pH (7.0 – 7.5) (Schnürer & Jarvis, 2009). De organismene som er mindre følsomme for lave pH-verdier er mikroorganismene i hydrolysefasen og acidogenesefasen (Morken, et al., 2017).

I nedbrytningsprosessen blir det i acidogenesefasen dannet flyktige fettsyrer, og disse mikroorganismene har en toleranse for å leve i relativt surt miljø. De metandannende



mikroorganismene er mest følsomme for pH-verdier som avviker fra det nøytrale området (Schnürer & Jarvis, 2009). På grunn av at mikroorganismene i hydrolysefasen og acidogenesefasen har en høyere toleranse for lave pH-verdier, kan disse fasene benyttes i et eget forbehandlingstrinn (Morken, et al., 2017). Dersom pH-verdien er langt fra det nøytrale området vil metandannerenes metabolisme synke eller stoppe helt, noe som fører til en reduksjon i biogassproduksjon eller i verste fall total reaktorkollaps (Chen & Neibling, 2014).

#### *Oksygensensitivitet*

I en biogassprosess finnes det mikroorganismer som er mer eller mindre sensitive til oksygen, der såkalte obligate anaerobe organismer bare kan vokse i et oksygenfritt miljø, mens det også finnes organismer som er fakultativt anaerob og kan leve både med og uten oksygen. De metandannende mikroorganismene hører under de obligate anaerobe organismene, mens flere syredannende mikroorganismer er fakultativt anaerobe. Dette betyr at en midlertidig luftlekkasje under biogassprosessen ikke nødvendigvis er et stort problem, da de fakultative anaerobe organismene vil kunne konsumere oksygenet. Det er viktig at oksygenkonsentrasjonen holdes lav, da de metanogene dør hvis de kommer i kontakt med oksygen (Schnürer & Jarvis, 2009).

#### *Næringsstoffer*

Alle mikroorganismer har behov for en energikilde og byggesteiner for å opprettholde vitale livsfunksjoner og reprodusere. Disse kan deles inn i makro- og mikronæringsstoffer. Makronæringsstoffer som er viktige i en anaerobisk prosess er nitrogen og fosfor (Gerardi, 2003). Nitrogen er viktig for å vedlikeholde og bygge viktige livsstrukturer og molekyler, og det er derfor viktig at substratet har et godt innhold av nitrogen. Derimot kan et veldig høyt innhold av nitrogen føre til en akkumulering og økt konsentrasjon av ammoniakk, som de metanogene organismene er spesielt følsomme for (Morken, et al., 2017). De metanproduserende mikroorganismene har et behov for en rekke forskjellige mikronæringsstoffer der kobolt, jern, nikkel og sulfid er svært viktige. Wolfram, selen og molybden er også stoffer som kan være viktige for organismene. Disse stoffene er som regel tilstede i kommunalt avløpsslam (Gerardi, 2003). For å kunne produsere nye celler, er alle mikroorganismer avhengig av salter som natrium, klor og kalium (Schnürer & Jarvis, 2009). Disse forbindelsene finnes allerede i mange substrater, og blir et problem først når saltkonsentrasjonen blir veldig høy. For mye salt har en konserverende virkning, slik at bakteriell vekst inhiberes. Typiske materialer som kan forårsake økte saltkonsentrasjoner er

avfall fra mat- og fiskeindustri. I tillegg vil forskjellige råstoff med et høyt innhold av protein kunne føre til produksjon av ammoniakk (Schnürer & Jarvis, 2009). I en studie fra 2017 ble det funnet at ved økt mengde natriumklorid (vanlig bordsalt), sank pH-verdien i et batch-forsøk med matavfall som substrat. Dette indikerte at en overbelastning av natriumklorid kan føre til en høyere akkumulering av flyktige fettsyrer og en lavere pH-verdi i biogassprosessen (Wang, et al., 2017).

#### 2.2.5 Inhibering av biogassproduksjon

Når et materiale eller kjemisk komponent forårsaker en uønsket endring i den mikrobiske populasjonen eller hemmer den bakterielle veksten, kan materialet betegnes som en inhibitor som inhiberer nedbrytningsprosessen. Inhibering er den primære årsaken til en ustabil prosess og lav metanproduksjon. Vanlige inhibitorer i anaerobisk nedbrytning er blant annet høye konsentrasjoner av ammoniakk ( $NH_3$ ), sulfider, lette metallioner, tungmetaller og ulike organiske forbindelser (Chen, et al., 2008). Inhibering forårsaket av spesifikke giftstoffer er avhengig av den tilsatte anaerobiske mikroorganismekulturen (inokulum), sammensetningen på substratet og de valgte driftsparametere. Miljøbetingelser som pH, hydraulisk oppholdstid, tørrstoffinnhold og organisk belastning påvirker sensitiviteten til mikroorganismene (Schnürer & Jarvis, 2009; Gerardi, 2003).

Hvis det blir for stor akkumulering av ulike uønskede stoffer vil det kunne inhibere videre nedbrytning og prosessen stopper opp. Dette gjelder blant annet for akkumulering av hydrogen i acetogenese-trinnet, da hydrogen kan inhibere metabolismen til de acetogene bakteriene (Weiland, 2010). Det betyr at det er svært viktig at hydrogenet blir brukt opp i metanogenesefasen, slik at hydrogenkonsentrasjonen ikke blir for høy.

De mest følsomme organismene i den anaerobiske prosessen er generelt sett de metandannende organismene. De er svært følsomme for endringer i pH, fritt oksygen, tungmetaller, høye saltkonsentrasjoner og organiske forurensninger fra andre organismer (Schnürer & Jarvis, 2009).

## 2.3 Substrat

Begrepet *substrat* er det man kaller råstoffet som mikroorganismene bruker for å livnære seg. For at mikroorganismene skal kunne ha optimal utnyttelse av substratet må det inneholde en rekke forskjellige elementer, blant annet en energikilde og næringsstoffer for å bygge organismen og tillate reproduksjon (Schnürer & Jarvis, 2009). Når det skal velges substrat for biogassproduksjon er det viktig å ha en oversikt over substratkarakteristikk, tilgjengelighet av råmaterialet, C/N-forhold og spesifikk metanproduksjon (Divya, et al., 2015). Viktige parametere for karakterisering av substrat er tørrstoffinnhold og innhold av organisk materiale, såkalt *VS-innhold* (volatile solids, eller flyktig fast stoff).

### 2.3.1 Substratsammensetning

Sammensetningen av protein, karbohydrater og fett i substratet har stor innvirkning på mulig biogassproduksjon og gassens sammensetning, der fett og protein er de komponentene der biogassen har høyest metaninnhold, som vist i tabell 3.

Tabell 3: Oversikt over teoretisk biogassproduksjon og sammensetning ved nedbrytning av protein, fett og karbohydrat.. (Schnürer & Jarvis, 2009)

Substrat	Biogass produksjon (m <sup>3</sup> /kg VS)	Metan (%)	Karbondioksid (%)
Protein	0,53	60	40
Fett	1,0	70	30
Karbohydrat	0,38	50	50

I den anaerobiske nedbrytningsprosessen kan en rekke substrater benyttes, alene eller sammenblandet – såkalt samråtning. En oversikt over substratkilder som kan benyttes i en anaerobisk biogassprosess er presentert i tabell 4.

Tabell 4: Substrater for biogass. Hentet og oversatt fra (AEBIOM, 2009).

Land- og jordbruk	Avfallsstrømmer
Gjødsel (møkk)	Deponi
Energiavlinger	Slam
Landskapshåndtering	Kommunalt fast avfall
Gress	Matavfall
Andre biprodukter	Annet avfall

### 2.3.2 Forbehandling av råmaterialer

Forbehandling av råmaterialer kan flere ulike formål, blant annet homogenisering, separering og hygienisering. Når forbehandlingsmetoden er designet på riktig måte vil det kunne øke biogassutbytte og nedbrytningsraten i reaktoren (Carrere, et al., 2016).

I forbehandlingen av substrater kan det benyttes en rekke ulike metoder ut i fra type råmateriale, prosess- og hygieniseringskrav, investeringskostnader og drift av systemene. Forbehandlingsprosessene kan deles inn i mekaniske, termiske, kjemiske og biologiske forbehandlingsmetoder. En oversikt over forbehandlingsmetoder i forhold til substrat er vist i tabell 5.

Tabell 5: Oversikt over forbehandlingsmetoder. Gjentatt og modifisert med utgangspunkt i (Carrere, et al., 2016).

<b>Forbehandling</b>	<b>Mekanisk</b>	<b>Termisk</b>	<b>Kjemisk</b>	<b>Biologisk</b>
<b>Substrat</b>				
Slam	Ultralyd Høyt trykk Sentrifugering	Dampeksplasjon Hydrotermisk		
Animalske biprodukter	Kverning	Hydrotermisk Lav temperatur		
Gjødsel/møkk	Kverning Ekstrudering Kutting			Delvis kompostering
	Nitrogen ekstraksjon			
Kommunalt fast avfall	Kverning Kutting	Dampeksplasjon		
Jordbruksrester fra energiavlinger	Kverning Ekstrudering			Enzymer Ensilering Kompostering

Ofte skal forbehandlingen sørge for at substratet blir lettere tilgjengelig for nedbrytning av mikroorganismene i prosessen (Marthinsen, 2017). Hygienisering er viktig for å fjerne fremmedlegemer i reaktoren som kan forstyrre forråtnelsesprosessen, slik at effektiv utråtning kan finne sted. Slik hygienisering kan skje ved pasteurisering, der substratet gjennomgår en temperaturøkning med en bestemt holdetid, for å drepe uønskede bakterier og virus. Separering er spesielt viktig i behandling av avfall som inneholder mye forurensing, som for eksempel husholdningsavfall (matavfall) som kan inneholde mye plast, metaller og grus (Carlsson, 2015).

Fjerning av plastrester og lignende urenheter i substratet er viktig å få god kvalitet på bioresten som blir igjen etter nedbrytningsprosessen. Findeling av råmaterialet vil føre til økt overflateareal som gjør det lettere for mikroorganismene å bryte ned materialet (Carrere, et al., 2016). Biomasser som inneholder lignin, som er en av hovedkomponentene i treverksmateriale og enkelte plantematerialer, er motstandskraftig for anaerobisk nedbrytning og det kreves at slikt materiale forbehandles termisk eller mekanisk (tabell 5).

Dampeksplasjon, eller termisk hydrolyse, er en velprøvd forbehandlingsmetode i avløpsrensaneanlegg. Fordelen med termisk hydrolyse er at metoden hygieniserer substratet, samtidig som det øker kvaliteten og forbedrer den anaerobiske (Zhou, et al., u.d.). I en studie fra 2015 der det ble benyttet flere forskjellige forbehandlingsmetoder for å redusere farmasøytiske rester i kloakkslam, var det termisk hydrolyse som viste seg å være mest effektiv i å fjerne potente østrogene miljøgifter fra slammet (Malmborg & Magnér, 2015).

### 2.3.3 Substrategenskaper

Det viktigste egenskapene å ta hensyn til ved biogassproduksjon er blant annet tørrstoffinnhold (TS), innhold av flyktig fast stoff (VS-innhold), C/N-forhold, spesifikk metanpotensial (SM) og metanprosent (CH<sub>4</sub>%). I tabell 6 er disse egenskapene oppgitt sammen med utvalgte substrattyper.

Tabell 6: Oversikt over TS- og VS innhold, spesifikk metanpotensial (SM) og metanprosent i aktuelle substrater.

Råstoff	TS %	VS (% av TS)	SM [m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg VS]	CH <sub>4</sub> %	Annet
Hestemøkk*	30	80	0,17 - 0,25	-	Forbehandling; homogenisering og fjerning av mulig sagflis, stein/sand.
Hønsegjødsel**	42	76	0,247	-	Forbehandling: kan inneholde fjær, sagflis, stein/sand.
Halm*	70 - 90	80 - 90	0,207**	70**	Må forbehandles, inneholder lignin
Fiskeavfall**	42	98	0,93	71	Risiko for lukt. Høyt fett og protein innhold, som kan føre til akkumulering av flyktige fettsyrer. Fungerer godt som blandingssubstrat.
Gress*	20 - 25	88	0,30 - 0,55	56	Forbehandling: finfordeling
Kildesortert matavfall**	30-35	85	0,461	63	Sammensetning varierer. Må forbehandles. Risiko for lav pH.

\* hentet fra Morken, et al 2017

\*\* hentet fra *Substrathandbok for biogasproduksjon 2009*.





### C/N-forhold

C/N-ratio betegner forholdet mellom karbon og nitrogen i et substrat, og konsentrasjonene av disse komponentene er vanligvis den begrensende faktoren i biogassprosesser (Carlsson & Uldal, 2009). Karbon i substratet er energikilden til organismene, mens nitrogenet i substratet er viktig fordi; 1) det er nødvendig i syntesen av aminosyrer, proteiner og nukleinsyrer og påvirker vekstraten; 2) det hjelper å bevare nøytral pH da nitrogen blir omdannet til ammoniakk, som er en sterk base, som nøytraliserer syrer produsert av mikroorganismene i acidogenesefasen (Marchaim, 1992). En balanse mellom disse komponentene er viktig for å sikre god tilvekst i organismekulturen, og nok energitilskudd til disse. Er forholdstallet lavt, vil det være et høyt innhold av nitrogen som kan føre til høye konsentrasjoner av ammoniakk, som kan føre til inhibisjon av prosessen (Fricke, et al., 2006). Et høyt C/N-forhold vil føre til at nitrogen er den begrensende komponenten, og det vil være liten tilvekst i organismepopulasjonen (Carlsson & Uldal, 2009). Derfor er det viktig at det er et riktig nitrogeninnhold i substratet for å unngå næringsmangel og ammoniakkforgiftning. Dette kan unngås ved å holde C/N-forholdet i substratet optimalt, og burde ligge mellom 20:1 og 30:1 (Morken, J. et al, 2017). Typisk C-N-forhold for noen forskjellige råmaterialer vist i tabell 8. Når C-N forholdet overstiger rundt 30 vil biogassproduksjonen synke (Engineering ToolBox, 2010).

Tabell 7: Karbon-nitrogen forhold for utvalgte organiske materialer. (Engineering ToolBox, 2010)

Type materiale	Karbon-Nitrogen forhold (C/N-forhold)
Hønsesøkk	25:1
Kumøkk	25:1
Hestemøkk*	15-25:1
Gress	6-10:1
Strå/halm	60-200:1
Sagspon	200-500:1
Avløpsslam	13:1
Slakteriavfall	3-4:1

\* (Moral, et al., 2005)

#### 2.3.4 Substrattyper

##### *Avløpsslam*

Avløpsslam er en blanding av væsker og suspendert fast stoff, og kilder for slikt slam er private hjem, kommersielle bygninger, institusjoner og industrielle fasiliteter. Avløpsslam er et uunngåelig biprodukt ved avløpsrensaneanlegg, og slammet blir som regel behandlet ved rensaneanlegget i biogassanlegg eller transportert til deponier (Bachmann, 2015).

Tørrstoffinnholdet i avløpsslam ligger vanligvis på mellom 3%-6%, og har et metanutbytte på om lag  $0,160-0,350 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$  (Schnürer & Jarvis, 2009). Innholdet i avløpsslam vil variere og vil ha ulik sammensetning av nitrogen, fosfor og organisk materiale avhengig av avløpsvannet som benyttes og dets opphav. De organiske bestanddelene i avløpsslam er i hovedsak proteiner, sukkerarter, fenoler og lipider (Demirbas, et al., 2016). Slam deles tradisjonelt inn i to typer, etter hvilken behandling slammet har fått. Den første typen kalles for primærslam, eller råslam. Dette er avløpsvann som har blitt kjørt inn i store sedimentasjonsbasseng der partikler og fast stoff sedimenterer ved hjelp av gravitasjon. Den andre typen kalles for sekundærslam, eller aktivert slam (Bachmann, 2015). Dette er biologisk behandlet avløpsvann, og det kan være enten aerobisk- eller anaerobisk behandling. Dette er knyttet til hvilke typer bakterier eller mikroorganismer som benyttes i nedbrytningen av det organiske materialet, samtidig som det er knyttet til kjøringsforholdene i reaktoren (Mittal, 2011).

##### *Hest- og hønsegjødsel*

Hestemøkk har ikke vært vanlig å benytte i anaerobisk nedbrytning, men heller lagret ved gårdsbrukene der hestene holder til. Problemet med å benytte seg av denne typen møkk, er at den er ofte blandet sammen med sagflis. Sagflis inneholder store mengder lignin, som ikke lar seg bryte ned anaerobisk (Monch-Tegeder, et al., 2013). Det er blitt foretatt flere studier på bruk av hestemøkk i biogassanlegg, både som mono-utråtning og co-utråtning med andre substrater. I en studie fra 2013 ble det foretatt flere forsøk på å bruke hestemøkk med ulikt underlag (bedding), blant annet sagflis, halm og stråpellets. I forsøket fant de at hestemøkk blandet med strå/halm fungerte godt som substrat for biogassproduksjon, der det høyeste metanutbyttet i forsøket var på  $0,247 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg}^{-1} \text{ VS}$ . På grunn av det relativt høye C/N-forholdet, vil hestemøkk kunne egne seg godt ved samråtning med andre nitrogenrike substrater, som hønsegjødsel (Monch-Tegeder, et al., 2013). Videre ble det konkludert med at det vil kreve mekanisk forbehandling av hestemøkken for å unngå “swimming layers” og at pumper og rør



tettes (Monch-Tegeder, et al., 2013). Generelt sett kan man forvente et økt metanutbytte når man kombinerer møkk med andre lett nedbrytbare substrater, enn kun ved bruk av møkk (Labatut, et al., 2011).

### *Fiskeavfall*

I Norge dør ca 30 millioner laks i fiskeoppdrettsanlegg og utgjør dermed et stort avfallsproblem (Solli, 2015). Fiskeavfallet er rikt på protein og fett, er i utgangspunktet godt egnet til bruk i biogassanlegg. For at fiskeavfall skal være lagringsstabil over lengre tid blir det vanligvis konserverert ved ensilering, som er tilsetning av syre slik at pH-verdien senkes (Bækken & Bekkevold, 1993). Dette vil kunne inhibere de metanogene mikroorganismene, ettersom lav pH, opphoping av fettsyrer og høye konsentrasjoner av ammonium er toksiske for organismene. Det kan da være gunstig å blande fiskeensilasjen sammen med andre substrater med høyere C/N-forhold, som husdyrgjødsel. I et forsøk utført av Bioforsk fant de at en samråtning av fiskeensilasje og storfejødsel har et høyt metanpotensial, der det høyeste metanutbyttet lå på 0,400 L CH<sub>4</sub>/gram VS med et blandingsforhold på 16 % fiskeensilasje og 84% storfejødsel. Dette ble sammenlignet med metanproduksjonen ved anaerob nedbrytning av kun storfejødsel, og det ble funnet at økningen var på 100%. Konklusjonen fra forsøket var da å holde innblanding av fiskeensilasje på 13-16% for å unngå inhibering og følgende reaktorkollaps (Solli, 2015).

En annen studie fra 2012 fant i forsøkene sine med samråtning av fiskeensilasje og husdyrgjødsel et metanpotensial på 0,757 mL/gram VS og 0,554 mL/gram VS. Metaninnholdet i den produserte biogassen ble funnet til å være på 73% og en VS nedbrytning på 77% (Kafle & Kim, 2012).

Fra en potensialstudie for biogass i Norge fra 2008, ble det funnet et teoretisk energipotensial for fiske- og fiskeoppdrettsnæringen på om lag 640 GWh. Av dette benyttes om lag 70 % til andre formål, slik at det tilgjengelige teoretiske energipotensialet ligger på 192 GWh (Raadal, et al., 2008).

Det teoretiske metangassutbyttet av slam fra sjøvanns- fiskeoppdrett ble av Svalheim og Solli (2012) estimert til å være 516,5 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS (Vangdal, et al., 2014).



## 2.4 Biorest

Biorest er det man kaller den biomassen som er igjen etter nedbrytningen av organisk materiale i anaerobiske prosesser. Dette kalles også for biogjødsel eller råtnerest. Bioresten vil ha ulike egenskaper og sammensetning avhengig av hvilke substrater som ble benyttet, forholdene under prosessen og valg av reaktorteknologi (Morken, et al., 2017). Bioresten består av organisk materiale som er tungt nedbrytbart, som fiber og enkelte proteiner, og uorganisk reststoff (Vangdal, et al., 2014). Det uorganiske reststoffet består av ulike konsentrasjoner av tungmetaller og mineraler. Til hvilket formål bioresten fra avløpsslam kan benyttes til, er i stor grad avhengig av innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter i slammet (Statistisk Sentralbyrå, 2009). Avløpsslam testes for kadmium, krom, kobber, kvikksølv, nikkel, bly og sink. Det har vist seg at innholdet av tungmetaller i avløpsslam i Norge tenderer å synke (Statistisk Sentralbyrå, 2009). I gjødselvareforskriften er det satt begrensninger for bruk av avløpsslamprodukter. Blant annet er det krav om hygienisering av slam ved minimum 55 grader, balansert innhold av nitrogen, fosfor og kalium, årlig bruksmengde av avløpsslamkomponenten på mindre enn 100 kg TS per dekar og i tillegg kan ikke slikt produkter med avløpsslam spres på arealer der det dyrkes mat eller fôrvekster (Landbruks- og matdepartementet, 2018).

Statistikk fra 2016 viser at avløpsslam har blitt disponert til forskjellige områder innen jordforbedring, som vist i tabell 9. Definisjonen avløpsslam ble i denne statistikken anvendt på restproduktet (fast stoff) som blir igjen etter rensing av avløpsvannet (SSB, 2017).

Tabell 8: Disponert kommunalt avløpsslam til jordforbedring i 2016 (tonn tørrstoff) (SSB, 2017a).

Disponert avløpsslam	Tonn tørrstoff
Anvendt i jordbruket	65 728
Anvendt på grøntareal	10 877
Leverte jordprodusent	16 939



## 2.5 Biogasteknologi

### 2.5.1 Designhensyn

Ved utforming av et anlegg for produksjon av biogass er det viktig å ha en klar oversikt over hva man ønsker å oppnå, hvilke driftsparametere man ønsker å kjøre på og begrensningene som er knyttet til parameterne. Viktige designhensyn er presentert i avsnittene under.

#### *Valg av reaktorteknologi*

Biogassreaktorer kan konfigureres som en batch, kontinuerlig eller semikontinuerlig reaktor. Dette er avhengig av hvordan substratet flyter inn i reaktoren, og hvor lenge det oppholder seg der. I en batchreaktor kjøres substratet inn porsjonsvis, der en bestemt mengde substrat føres inn i reaktoren og har en bestemt oppholdstid før det nedbrutte materialet fjernes helt. I slike reaktorer tilføres det ikke nytt materiale, samtidig som det ikke fjernes noe materiale under nedbrytningsprosessen. Materialet forblir uforstyrret på samme sted gjennom hele prosessen. Denne typen reaktor benyttes i hovedsak på laboratorie-skala og for biogassproduksjon ved individuelle husholdninger (Schnürer & Jarvis, 2009).

Kontinuerlige reaktorer er vanlig å benytte i storskala biogassproduksjon. I slike reaktorer blir nytt materiale kontinuerlig tilført, slik at det skaper en jevn innstrømning av nytt substrat og dermed en jevn biogassproduksjon. Innstrømningen av nytt materiale blir bestemt ut fra ønsket organisk belastning. Semi-kontinuerlige reaktorer baserer seg på at nytt materiale blir tilført med jevne mellomrom. Dette benyttes ofte når tørrstoffinnholdet i substratet er mellom 5-15 %, og det er vanlig å pumpe inn nytt substrat 1-8 ganger i døgnet (Schnürer & Jarvis, 2009). Det finnes en rekke ulike reaktorer som baserer seg på batch, kontinuerlig og semi-kontinuerlig innmating.

Videre er det mulig å dele inn nedbrytningsprosessen i en-, eller to-steg. Dette baserer seg på hvordan de ulike anaerobiske fasenes mikroorganismer lever og er fordelt i anlegget. I et en-stegs anlegg vil alle de biokjemiske fasene eksistere på samme tid i samme reaktor, mens for to-stegs systemer vil man dele disse fasene fysisk ved å ha to separate reaktortanker der forholdene legges til rette for en- eller flere grupper mikroorganismer, mens metanproduksjonen holdes i et eget kammer eller tank (Schnürer & Jarvis, 2009). I slike inndelinger er det vanligvis mikroorganismene som utfører hydrolyse og de syredannende organismene som separeres, da de foretrekker både høyere temperatur og lavere pH enn de metanproduserende mikroorganismene. De syredannende bakteriekulturene har i tillegg en høyere toleranse enn de metanproduserende arkebakteriene for endringer i substratets styrke og



sammensetning (EPA, 2006). Siden det krever et nært samarbeid mellom de acetogene mikroorganismene og de metanogene mikroorganismene, blir disse her betegnet som en enkelt fase; metanproduserende fase, se delkapittel 2.2.2. Ved å dele inn fasene ved å optimalisere vekstvilkårene til de ulike mikroorganismene, kan den anaerobiske nedbrytningsprosessen som helhet også optimaliseres (EPA, 2006).

#### *Anaerobisk miljø*

Miljøet i reaktoren må være kompatibel og optimalisert i forhold til vekstkravene til så mange mikroorganismer som mulig (Schnürer & Jarvis, 2009). For at de metanogene arkebakteriene skal kunne reproducere må de være i et oksygenfattig miljø. Det betyr at reaktoren må være helt forseglet slik at det ikke lekker luft inn.

#### *Forbehandling*

For enkelte substrater er det nødvendig med forbehandling, da de kan inneholde uønskede komponenter eller for å tilgjengeliggjøre biomasse for nedbrytning. Dette gjelder spesielt for kommunale renseanlegg som behandler slam som inneholder en rekke uønskede elementer som hormoner, patogene virus og bakterier. Hvis prosessen kjøres mesofilt vil det være nødvendig med en pasteurisering av substratet for å drepe patogene organismer.

#### *Prosesstemperatur*

Under den anaerobiske nedbrytningsprosessen avgis det svært lite varme, fordi energien som frigis bindes direkte til sluttproduktet, metan (Schnürer & Jarvis, 2009). Den mikrobielle veksten og biogassutbyttet i en biogassprosess øker med økende temperatur, og det er derfor nødvendig å ha en ekstern varmekilde tilkoblet reaktoren. Som beskrevet i delkapittel 2.2.3, så er temperaturområdet som vanligvis brukes i biogassprosesser mesofile (37 °C) eller termofile (55 °C). Dette stiller ulike krav til design av reaktor, og hvilken organisk belastning og oppholdstid som er optimale i forhold til mikroorganismenes vekst. For biogassanlegg i kaldere klima, kan det være nødvendig å forvarme substratet før innmating i biogassreaktoren.

#### *Tørrstoffinnhold*

Biogassprosesser kan kjøres som våt- eller tørrprosesser, basert på tørrstoffinnholdet i substratet. Våtprosesser kjøres med et tørrstoffinnhold på opptil 15%, der råmaterialer som inneholder en høyere prosentandel tørrstoff må utvannes eller blandes med organisk avfall med lavere tørrstoffinnhold (The AD Centre, 2018). Slike våtsystemer er vanlige ved anaerobisk nedbrytning av kloakkslam og avfall fra matindustrien. I slike systemer er det også nødvendig med omrøring, og det benyttes vanligvis såkalte fullt omrørte reaktorer. Tørrsystemer kjøres på



tørrestoffinnhold fra 15-40%, noe som gir substratet høy viskositet og stiller andre krav til prosessdesign. Det brukes i slike systemer vanligvis plug-flow reaktorer, noe som gjør miljøet mindre homogent, som betyr mindre varme og næringstransport til mikroorganismene (The AD Centre, 2018). Tørrprosesser opererer vanligvis på det termofile temperaturområdet, da det som tidligere nevnt krever en høyere organisk belastning.

### *Oppholdstid*

Det er to viktige oppholdstider som må tas hensyn til i en anaerobisk reaktor. Disse er hydraulisk oppholdstid (HRT) og «solids» oppholdstid (SRT). Begrepet *hydraulisk oppholdstid* (på engelsk *hydraulic retention time*), brukes for hvor lenge substratet oppholder seg i reaktoren før det går ut av prosessen. Solids oppholdstid er gjennomsnittstiden bakteriekulturene oppholder seg i reaktoren. Disse to oppholdstidene er den samme når det ikke tilbakeføres noe materiale til reaktoren (Gerardi, 2003). Mindre reaktorvolum gir lavere HRT (Chen & Neibling, 2014), men ulempen ved det kan være at HRT blir for lavt for å tillate optimal biogassproduksjon. Som vist i delkapittel 2.2, har bakteriene en tilpasningsfase der de justerer og tilpasser seg miljøet, og er oppholdstiden for kort kan det gå utover biogassproduksjonen, destruksjon av kjemisk oksygenforbruk, tørrestoff- og VS-innhold og patogene organismer. Den hydrauliske oppholdstiden kan variere fra noen få dager til opp mot 40 dager, avhengig av reaktordesign, prosesstemperatur og tørrestoffinnhold i substratet (Chen & Neibling, 2014). Det er ønskelig å ha minimal HRT for å redusere reaktorvolum og kapitalkostnader. Maksimal SRT er ønskelig for å oppnå stabilitet i prosessen og minimal slamproduksjon (Gerardi, 2003). Disse parameterne påvirkes av reaktorkonfigurasjon og substrategenskaper.

### *Organisk belastning (OLR)*

Begrepet organisk belastning benyttes for å indikere hvor mye nytt organisk materiale som tilføres prosessen per tidsenhet, og oppgis som *g VS/reaktorvolum per døgn*. Den organiske belastningen er knyttet til den hydrauliske oppholdstiden, der høyere belastning krever lengre oppholdstid (Schnürer & Jarvis, 2009). For at prosessen skal ha korrekt organisk belastning er det nødvendig å vite substratets innhold av tørrestoff og flyktig fast stoff (VS-innhold). Ved oppstart av en biogassprosess kan en gradvis økning av organisk belastning være nødvendig, da mikroorganismene har behov for en tilpasningsperiode som beskrevet i delkapittel 2.2.3. For at den ønskede organiske belastningen skal nås, kan det ta flere måneder ettersom de anaerobiske mikroorganismene har en lav vekstrate (Schnürer & Jarvis, 2009). Ved bruk av



fullt omrørte reaktorer (CSTR) vil en normal last være på 1-6 kg COD/m<sup>3</sup> reaktorvolum per dag (Jørgensen, 2009). Ved større laster vil miljøet i reaktoren kunne bli surt, og skape et dårlig egnet miljø for bakteriekulturene.

### *Omrøring*

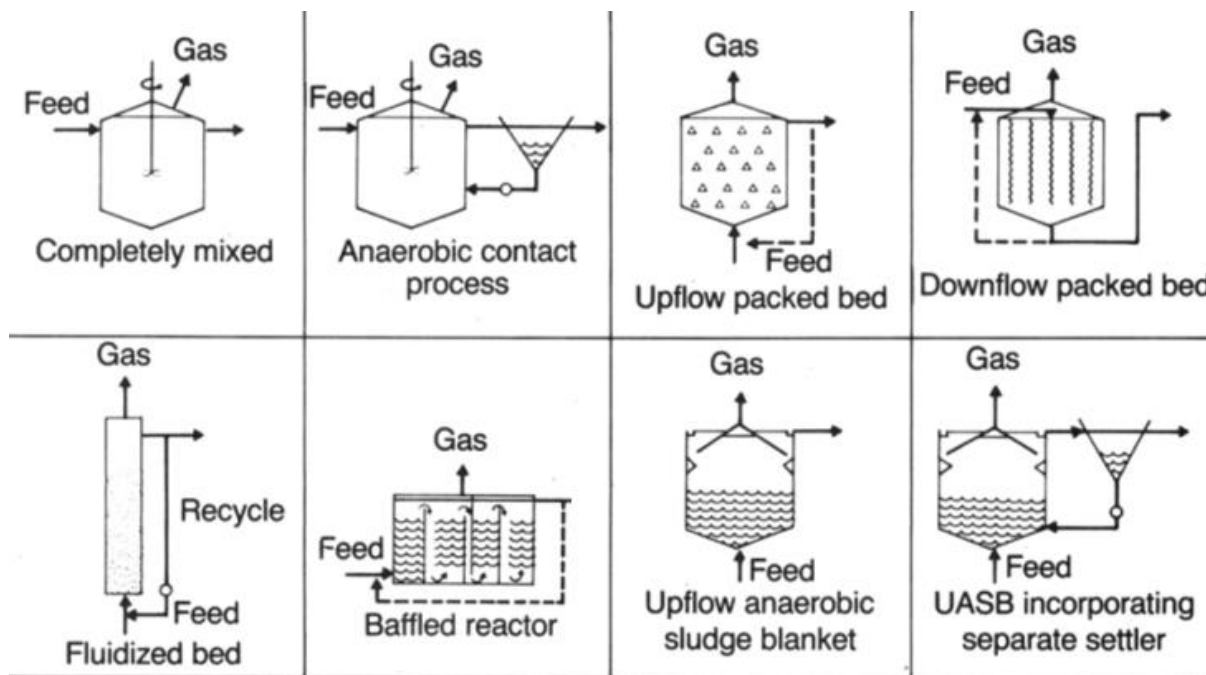
Omrøring skaper sirkulasjon i reaktoren og bidrar til at nytt materiale når mikroorganismene, samtidig som det blir en mer homogen fordeling i reaktoren som hindrer opphopning og sedimentering av partikler, sørger for jevn temperatur gjennom reaktoren og gass bundet i væskefasen kan frigis (Gerardi, 2003; Raadal, et al., 2008). Dette er spesielt viktig i kontinuerlige og semikontinuerlige nedbrytningsprosesser, og brukes primært i våtprosesser. Omrøringen kan gjøres mekanisk ved hjelp av en motor og impeller, som til sammen kalles for agitator, eller ved resirkulering av komprimert gass. Mekaniske omrøringssystemer er mer effektive enn bruk av gass, men blir ofte fortettet eller tilgriset av solid materiale (Gerardi, 2003).

#### 2.5.4 Reaktorteknologier

I en svensk studie fra 2004 ble det funnet at energiforbruket i storskala biogassanlegg tilsvarer totalt i gjennomsnitt 30% av energiinnholdet i den biogassen som produseres (Berglund & Borjesson, 2006). Videre ble det i studien funnet at netto energioutput ble negativt når transportavstander for ulike substrater overseg visse verdier, avhengig av substrat og vanninnhold. Det største energiforbruket i biogassprosessen er drift av selve biogassanlegget, og korresponderer til 40-80% av totalt energiforbruk i systemene. Det betyr at valg av reaktorteknologi er viktig både i forhold til biogassutbytte, men også i forhold til energiforbruk. Reaktorteknologiene kan grovt sett deles inn i to overordnede grupper, suspendert bakteriell vekst og bakteriell vekst ved fiksert-film. I suspendert vekst-systemer blir bakteriekulturene suspendert i reaktoren ved en form for omrøring, mens det i fiksert-film systemer er et rolig vekstmiljø for en oppsamling av bakterier på en overflate (Gerardi, 2003). I fiksert-film systemer forblir bakteriekulturene relativt lenge i reaktoren, slik at det blir lang SRT og kort HRT. I suspendert vekst-systemer er som regel HRT og SRT like, med mindre det nedbrutte materialet tilbakeføres inn i reaktoren. I figur 4 er det avbildet noen kjente reaktorteknologier. De vanligste anaerobiske reaktortypene er fullt omrørte reaktorer, UASB reaktor, AFB (Fluidized bed reactor) eller EGSB (expanded granular sludge bed) reaktor og en «upflow Anaerobic Filter» reaktor (Ersahin, et al., 2013). Reaktortypene som blir videre beskrevet her



vil være fullt omrørte reaktorer, UASB og plug-flow reaktor med fokus på Antec Biogas AS sin teknologi.



Figur 4: Oversikt over noen reaktorkonfigurasjoner. Hentet og modifisert fra McCarty & Smith, 1986.

#### Fullt omrørte reaktorer (CSTR)

Fullt omrørte reaktorer eller kontinuerlige omrøringsreaktorer, er en reaktortype som er vanlig å benytte ved anaerob behandling i rensesanlegg. Kontinuerlige omrøringsreaktorer er designet for å behandle flytende substrater, som kan pumpes inn periodisk eller kontinuerlig. Slike reaktorer er designet for relativt lange hydrauliske oppholdstider (Gerardi, 2003). Vanlige oppholdstider kan variere fra 15-40 dager, for å oppnå tilstrekkelig stabilitet i prosessen (Ersahin, et al., 2013). En enkel illustrasjon av en kontinuerlig omrøringsreaktor er vist i figur 4, *completely mixed*. Slike reaktorer er utstyrt med en agitator eller gass-sirkulering for omrøring, rør for inn- og utmating, og en form for temperaturregulering. Omrøring i en slik reaktor er viktig for å unngå dannelsen av en hard skorpe på overflaten av substratbassenget (Jørgensen, 2009). Fordelen med denne typen reaktor er at den gir god kontroll over temperatur, den har en enkel konstruksjon, lave driftskostnader og er enkle å rengjøre. Ulempene er at den har den laveste konversjonsraten per volumenhet, og med dårlig omrøring kan mye av substratet



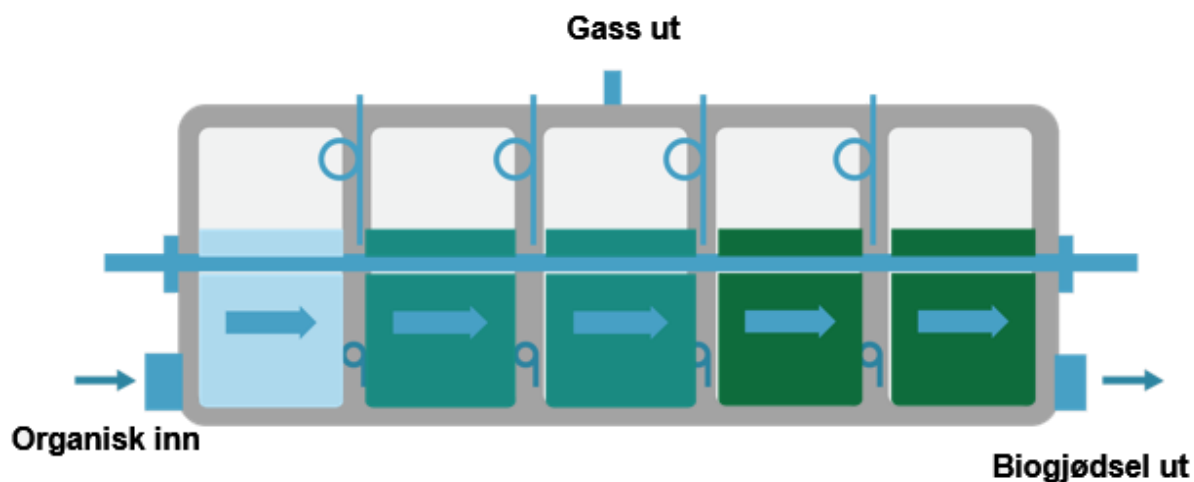
gå ut igjen uten å bli nedbrutt (Michigan University, 2018a; Jørgensen, 2009). I slike reaktorer er det i tillegg nødvendig med store reaktorvolum for å holde riktig SRT (Gerardi, 2003).

#### *UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*

UASB er en reaktortype som er karakterisert ved produksjon av biogass ved svært lave hydrauliske oppholdstider og ved et lite reaktorvolum. Den hydrauliske oppholdstiden i slike reaktorer kan være fra 6 til 48 timer (Sperling, et al., 2017). Denne typen reaktor, sammen med reaktortypene EGSB og ABR («baffled reactor», figur 4), betraktes som høy-rate prosesser med et granulært slamlag («granular sludge blanket») som influenten må passere. Med høy-rate menes det prosesser der biomassen i reaktoren oppholder (SRT) seg lengre enn væskefasen (hydraulisk oppholdstid, HRT) (Sperling, et al., 2017). Som vist i figur 4, blir substratet tilført fra bunn av reaktortanken og strømmer oppover. Prosessen kjører med et flokkulent eller granulært slamlag i reaksjonssonen, der innstrømmingen av nytt substrat fører til omrøring i tanken (Bengtson, 2017). Den øvre kjegleformede delen av reaktortanken som vist i figuren, samler opp den produserte biogassen. Slike reaktorer er best egnet for våtprosesser med et lavt partikkelinnhold (Morken, et al., 2017).

#### *Biofilm plug-flow reaktor*

En plug-flow reaktor er en reaktortype som er konfigurert som en lang reaktor, der det ikke forekommer noen radiell endring i reaksjonsrate og der konsentrasjonen av substrat endrer seg med lengden av reaktoren (Michigan University, 2018). Antec Biogas har utviklet en patentert biogassteknologi som benytter kompaktbiofilm i en multikammer plug-flow-reaktor (Antec Biogas AS, 2018). Prinsippet baserer seg på et multi-steps nedbrytningssystem, der nedbrytningsfasene skjer i samme reaktor, men i ulike deler av reaktoren. Dette skiller seg fra tradisjonelle to-steps reaktorsystemer som baserer seg på fysisk adskillelse i to ulike reaktorer.



Figur 5: Illustrasjon av grunnprinsippet av og masseflyten i Antec biofilm plug-flow reaktoren. Kilde: Antec Biogas AS

Reaktortypen er konfigurert ved en inndeling av 5 kamre med mekanisk radiell omrøring, vist i figur 5. Kammerne er oppbygd av tettliggende overflater som samlet danner en svært stor overflate. På overflatene inni kammerstrukturen er det en biofilmooverflate fylt med anaerobiske mikroorganismer. Mikroorganismene får på den måten kontinuerlig kontakt med nytt næringsstoff, som fører til at nedbrytningsprosessen øker. Oppholdstiden i reaktoren har blitt vist til å kunne være på om lag 7 dager eller mindre (Antec Biogas AS, 2018).

Substratet flyter ved hjelp av omrøringen fra kammer til kammer, før det pumpes ut i enden av reaktortanken. Kammerne er basert på inndeling av den anaerobiske nedbrytningsprosessen, der hydrolysen starter i første kammer, syreproduksjon i de neste to kammerne og metanproduksjon mot slutten av prosessen.





### 3. Materialer og metoder

Innholdet i dette kapitlet presenteres i to delkapitler. Det første delkapitlet beskriver metodene brukt i forbindelse med potensialstudien som ble utført ved Vollebekk biogasslaboratorium. Hensikten med potensialstudien var å danne en basis for råslam ved SFR, samtidig som det var interessant å undersøke karakteristikken til slammet hentet fra blandetank og sekundærkammeret til Antecs pilotreaktor. Andre delkapittel beskriver metodene benyttet relatert til dokumenteringen rundt pilotanlegget til Antec Biogas AS og databehandlingen av datagrunnlaget tilsendt fra Søndre Follo Renseanlegg IKS.

#### 3.1 Potensialstudie av avløpsslam

##### 3.1.1 Potensialtest

For å bestemme karakteristikken til avløpsslam ble det foretatt en laboratorieskala substrat-test, som i litteraturen blir omtalt som «BioMethane Potential-test» med forkortelsen BMP. BMP-tester er ofte benyttet for å undersøke det eksperimentelle maksimale metanpotensialet i et eller flere aktuelle råmaterialer i en anaerobisk nedbrytningsprosess (Esposito, et al., 2012). Slike tester blir foretatt i en batch reaktor og under kontrollerte forhold i laboratorium. Testen skal kunne gi et estimat på den maksimale mengden biometan produsert per gram flyktig fast stoff (VS) som er i den organiske fraksjonen i det undersøkte substratet.

Potensialstudien ble utført for å undersøke karakteristikken til tre ulike fraksjoner avløpsslam behandlet med en blanding inokulum fra Antecs pilotreaktor og SFRs rånetank. For å kunne bestemme karakteristikken ble substratenes tørrstoffinnhold, andel flyktig fast stoff og biometangasspotensial undersøkt. BMP-testen ble utført etter standard operasjonsprosedyre som benyttes ved Vollebekk forsøkslaboratorium - «Norwegian Centre for Bioenergy Research». Denne prosedyren er i tråd med VDI 4630 og DIN 38414 (VDI, 2006) (Grombach, et al., 1987).

##### *Prøvetaking*

Substratene som skulle benyttes i forsøket var råslam fra SFR, slam fra en av SFRs rånetanker, slam fra Antecs blandetank (forbehandlingstank) og slam fra sekundærkammeret i Antec reaktoren. En representativ mengde prøvemateriale ble hentet i mars fra Søndre Follo Renseanlegg og fra Antec-reaktoren. En oversikt over materialene benyttet i forsøket og deres funksjon er presentert i tabell 9. Med «inokulum» menes det at det i denne fraksjonen finnes kulturer av anaerobiske mikroorganismer.

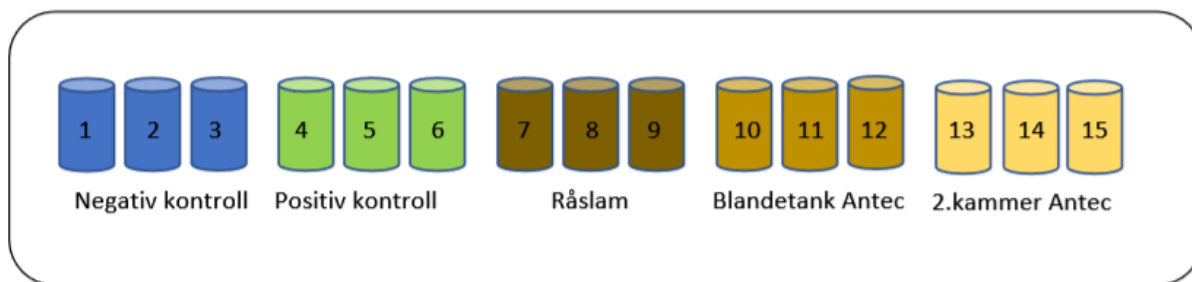
Tabell 9: Materialer benyttet i potensialstudien.

Nr. Fraksjon	Prøvetype	Hentet fra	Substrat i batch-forsøk?
1.Råslam	Råmateriale	SFR	Ja
	Testsubstrat		
2.Råtnetank	Inokulum	SFR	Nei
3.Blandetank	Råmateriale	Antec	Ja
	Testsubstrat		
4.Sekundærkammer	Inokulum	Antec	Ja
	Testsubstrat		

Råslammet og slam fra råtnetank ble hentet fra hvert sitt uttak inne i SFRs fasiliteter. For å hente en slamprøve fra Antecs blandetank ble det foretatt manuell omrøring i tanken og en bønne ble heiset ned i tanken. Ved sekundærkammeret var det et tilgjengelig uttak for slam rett fra reaktoren. Alle prøvene ble hentet og lagret i hver sin 5 liters bønne, og tatt med til kjølelageret ved biogasslaboratoriet i Vollebakk.

#### *Start og operasjonsprosedyre*

Som forberedelse til oppstart av batch-forsøket ble det foretatt analyser av tørrstoffinnhold (TS) og innhold flyktig fast stoff (VS) i slamprøvene. Metoden er beskrevet under *3.1.2 Analyser*. Dette ble utført for å beregne mengde inokulum og substrat som skulle tilsettes i hver batchreaktor. Som batchreaktor ble det benyttet glassflasker med et totalt volum på 530 ml. I alle flaskene ble det først tilført 1 g VS inokulum fra Antec sekundærkammer og 1 g VS inokulum fra SFRs råtnetank. Det ble valgt å blande inokulum fra disse reaktorene for å ha en mest mulig mangfoldig organismekultur, og for å ha tilført termofile mikroorganismer. Deretter ble det tilsatt 1 g VS testsubstrat, slik at substrat til inokulum ratio ble 1:2. Testsubstratene i forsøket var råslam, slam fra blandetank og sekundærkammer. Det ble i tillegg benyttet en «positiv» kontroll med cellulose som substrat, og en «negativ» kontroll med kun inokulum tilsatt reaktoren. Den positive kontrollen skal gi en indikasjon på hvor homogent inokulumet er, mens den negative kontrollen blir benyttet for å undersøke inokulumets bidrag av biogass. Hvert testsubstrat og kontroll ble utført med triplikater. Det ble til sammen 15 batch-flasker. Figuren under illustrer disse 15 batchreaktorene etter nummerering og fargekode.



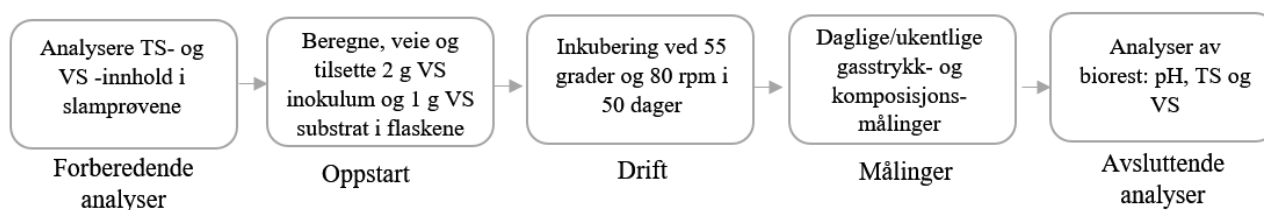
Figur 6: Illustrasjon av nummererte batchreaktorer.

Etter at testsubstratene var tilsatt flaskene, ble det tilført vann slik at det aktive volumet i flaskene ble på 400 ml og et tomt volum, «*headspace*», på 130 ml. Alle glassflaskene ble deretter forseglet med et gummiseptum, og luften i *headspace* i flaskene ble fortrent ved bruk av nitrogengass (såkalt *flushing*) i 2 minutter. Flaskene ble deretter satt i en inkubasjonsovn med omrøringshastighet på 80 rpm og 55 °C. Omrøring er viktig ved BMP-tester for at mikroorganismene skal distribueres jevnt i reaktoren for å få tilgang på nytt substrat, samtidig som det er viktig for at den produserte gassen skal slippes ut og sikre jevn temperaturfordeling i flaskene (Wang, 2016).

Tabellen under viser en oversikt over driftsparameterne i forsøket. Det ble foretatt måling av gasstrykk i hver reaktorflaske hver dag i de to første ukene av forsøket. Deretter ble målingene foretatt én gang i uken. For hver måledag av gasstrykket, ble også gasskomposisjonen målt ved bruk av gasskromatografi og gassen ble deretter sluppet ut av flaskene. Forsøket varte i totalt 50 dager. En oppsummering av forsøksprosessen er illustrert i figur 7.

Tabell 10: Materialer benyttet i potensialstudien.

Replikaer	Temperatur	Omrøring	Inokulum	Substrat	Aktivt volum	Headspace
3	55 °C	80 rpm	2 g VS	1 g VS	400 ml	130 ml



Figur 7: Flytskjema over forsøksprosessen.

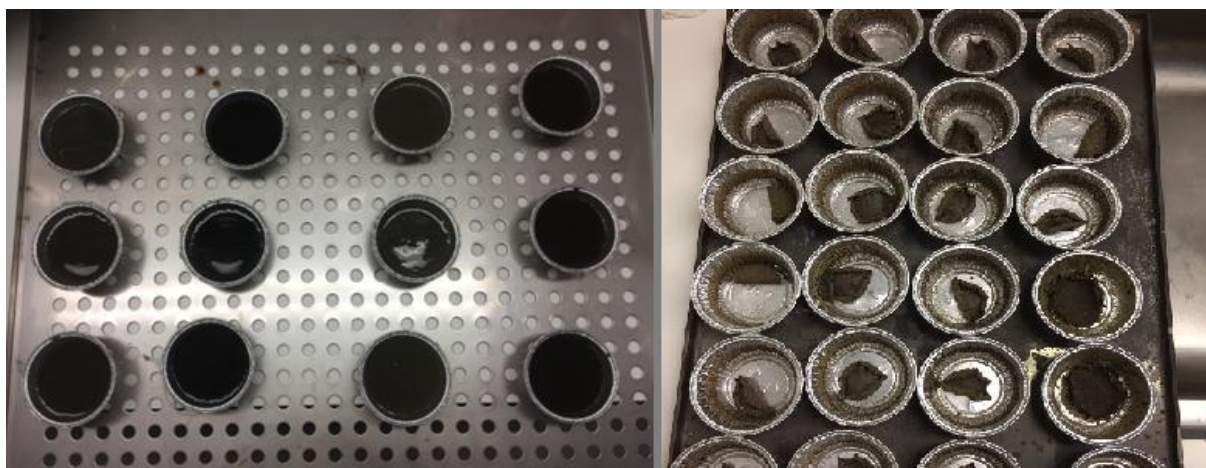
### 3.1.2 Analyser

Analysene som ble foretatt i forbindelse med potensialstudien er beskrevet i avsnittene under. Analyse-metodene ble utført på samme måte for potensialstudien og analysene for Antec Biogas AS sitt pilotanlegg.

#### *Tørrstoffinnhold*

For å bestemme tørrstoffinnholdet i et substrat er det nødvendig å fjerne vanninnholdet i prøven. Dette ble utført ved å tørke prøvene. Tørrstoffinnholdet i prøvene ble bestemt ved å veie prøvene før og etter tørking, der det ble foretatt tørking av tre replikaer av hver prøve i en tørkeovn ved 105 grader i om lag 24 timer. Tørrstoffinnholdet blir da gitt ut fra forholdet mellom tørrvekten (etter tørking) og våtvekten (før tørking). Figuren under viser brett med tre replikaer av hvert substrat. Aluminiumsskålene ble nummerert, veid og notert ned før skålene ble fylt med en andel av en slamprøve og veid igjen. Etter tørkingen tørrvekten målt, og tørrstoffinnholdet beregnet ved følgende ligning:

$$\text{TS \%} = \frac{\text{tørrvekt} - \text{skålvekt}}{\text{våtvekt} - \text{skålvekt}} \cdot 100 \% \quad (1)$$



Figur 8: Triplikater av slamprøver. Våtvekt slamprøver t.v, og tørkede slamprøver t.h.



### Flyktig fast stoff (VS-innhold)

Andel flyktig fast stoff ble bestemt ved å sette de tørkede prøvene inn i en forbrenningsovn på 550 grader i om lag 8 timer. Hensikten med dette er å forbrenne den organiske fraksjonen av materialet, mens gjenværende reststoff vil være uorganisk materiale. Dette reststoffet veies, og andelen «VS» vil da kunne regnes ut. Beregningene kan utføres ved bruk av følgende formel:

$$VS\% = \frac{\text{vekt TS} - \text{vekt uorganisk}}{\text{vekt TS}} \cdot 100 \% \quad (2)$$

Nettovektene av prøvene benyttes i denne beregningen, der skålvekten er trukket fra.

### pH-måling

Måling av pH er viktig i biogassprosessen for å sikre gode vekstvilkår til mikroorganismene, samtidig som man kan bruke informasjonen til å overvåke potensielle uønskede inhiberende prosesser. I dette forsøket ble det kun foretatt pH-måling av bioresten. pH-målingene ble foretatt av hvert triplikat av hver batchflaske. Instrumentet benyttet var et Thermo Scientific Multimeter, utstyrt med en sonde og stativ for prøvetaking. Instrumentet ble først kalibrert med en kontroll løsning med pH 7 og deretter en kontroll løsning med pH 4. Etter kalibreringen var utført, ble pH-verdien av prøvene målt. Mellom hver prøve ble sonden skylt godt med destillert vann.

### Biogassproduksjon og komposisjon

For å kunne bestemme biogassproduksjonen ved de ulike substratene, ble trykket i headspace i hver flaske målt ved bruk av et manometer. Dette ble utført ved å stikke en kanyle koblet til manometeret, ned i flaskenes forseglingsgummi og notere ned trykket, avlest i *mbar*. For å beregne den produserte mengden biogass i hver flaske, ble den ideelle gassloven benyttet:

$$V_{biogass,n,STP} = V_{headspace} \frac{P_{headspace}}{P_{STP}} \cdot \frac{T_{STP}}{T} \quad (3)$$

I ligning (3) er  $V_{biogass,n}$  volumet av produsert biogass i flaske  $n$ ,  $V_{headspace}$  er volumet av reaktorflaskenes tomrom (headspace),  $P_{headspace}$  er det manometriske trykket målt i headspace,  $T$  er driftstemperaturen målt i Kelvin,  $P_{STP}$  og  $T_{STP}$  er henholdsvis standard trykk (1013,25 mbar) og temperatur (273 K). Alle volum var målt i ml. Ved utregning av mengden biogass produsert på grunnlag av substratet, ble bidraget fra det tilsatte inokulum trukket fra. Dette tilsvarte de negative kontrollflaskene, og det registrerte trykket i disse flaskene ble trukket fra ved beregningen av gassproduksjon i batchflaskene med substrat.



Biogassens sammensetning ble bestemt ved bruk av gasskromatografi. Gasskromatografen (GC) benyttet var av typen 3000 Micro GS av Agilent Technologies. Tre replikaer ble hentet og enkeltvis koblet til GC. Instrumentet var koblet til en PC, der gassens sammensetning ble vist grafisk og i tabellform. Tabellen viste andel  $CH_4$  og  $CO_2$  i prosent, men verdiene var ikke normaliserte. For å få korrekte verdier av gassens sammensetning, måtte verdiene vist i tabellen normaliseres. Dette ble utført ved å dividere andelen  $CH_4$  på summen av gassene. Når gasskvalitet var bestemt, kunne mengde metangass bestemmes ut fra prosentandelen metangass i gassblandingen fra den aktuelle måledagen. For hver måledag ble gassen i headspace sluppet ut, for å hindre oppbygging av høyt trykk i flaskene. Måten dette ble gjort på var å stikke en kanyle ned i forseglingsgummien, la gassen slippe ut og raskt dra ut nålen for å hindre at luft fra utsiden lekket inn i flaskene.

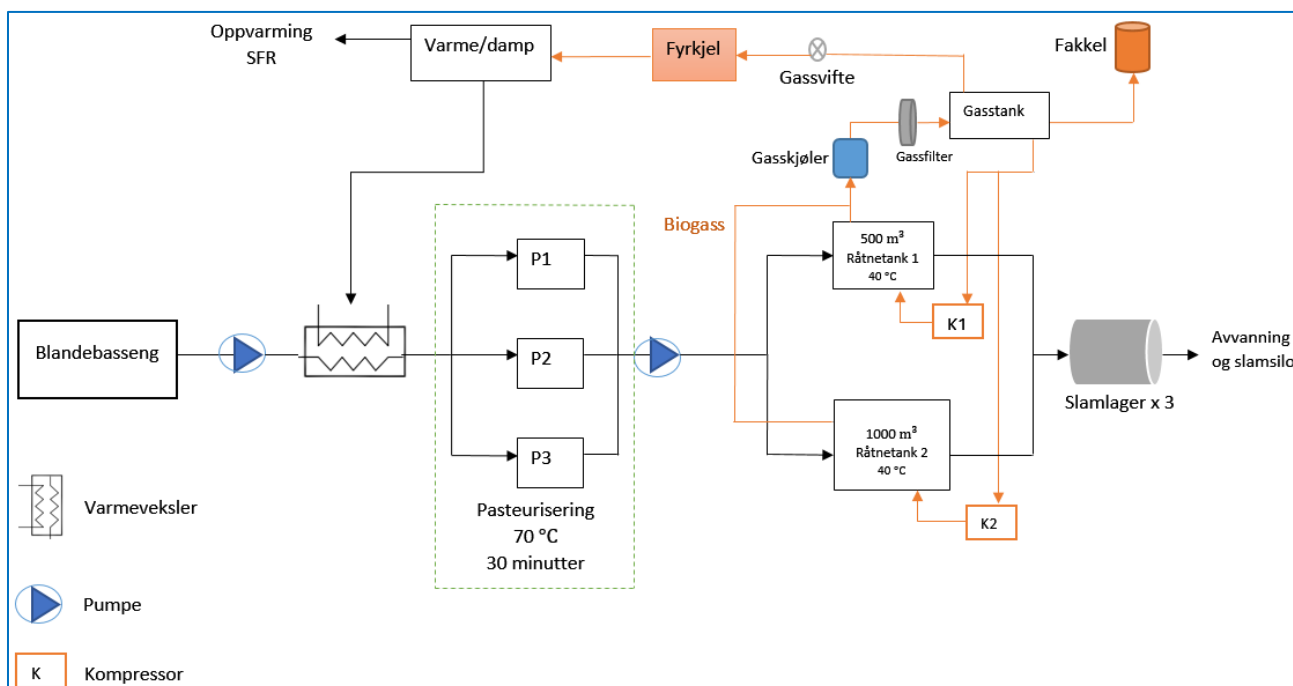
### 3.2 Dokumentasjon av anleggene

Anleggene som presenteres her er reaktorene ved henholdsvis Søndre Follo Renseanlegg og Antec Biogas AS.

#### 3.2.1 Beskrivelse av anlegg

##### *Søndre Follo Renseanlegg*

Renseprosessen ved SFR foregår i 19 trinn, og både en enkel oversikt og to mer avanserte flytskjema er lagt ved i vedlegg A. I denne oppgaven er det kun interessant å se på biogassanlegget, og det ble derfor utviklet et forenklet flytdiagram over anlegget som vist i figur 9. Dette diagrammet er modifisert og forenklet på bakgrunn av tilsendt informasjon fra SFR. Prosessbeskrivelsen er basert på tilsendt informasjon fra SFR.



Figur 9: Forenklet flytskjema over Søndre Follo Renseanleggs biogassanlegg. Illustrasjonen er basert på tekniske tegninger fra SFR.

Anlegget ved SFR har to råtnetanker, som årlig produserer en metangassmengde på om lag 550 000 m<sup>3</sup>. Tankene er henholdsvis 500 m<sup>3</sup> og 1000 m<sup>3</sup>, og begge har omrøring ved tilbakeføring av komprimert biogass. Reaktorene er fullt omrørte kontinuerlige reaktorer, CSTR. Råtnetankene er driftet ved mesofil temperaturprofil på 40 °C, og tankene er utstyrt med egne varmevekslere for å opprettholde temperaturen.



I blandebassenget blir det ført slam fra en buffertank og fra eksternt slammottak, der disse mikses. Deretter blir det blandede slammet pumpet via en varmeveksler inn til tre pasteuriseringstanker. Gjennom varmeveksleren blir slammet oppvarmet til 70 °C ved varmeveksling fra varmtvann fra fyrkjelen, og i pasteuriseringsanlegget får slammet en oppholdstid på 30 minutter ved 70 °C slik at patogene organismer blir uskadeliggjort. Slammet pumpes deretter vekselvis videre inn til reaktortank 1 og 2. Volumet i tankene holdes konstant, slik at tilsvarende mengder som pumpes inn går ut av reaktortankene. Den hydrauliske oppholdstiden i reaktoren er på 15 dager. Bioresten går videre til slamlagre for avvanning og transport. Etter avvanning ved sentrifugering har slammet et tørrstoffinnhold på 22-23%.

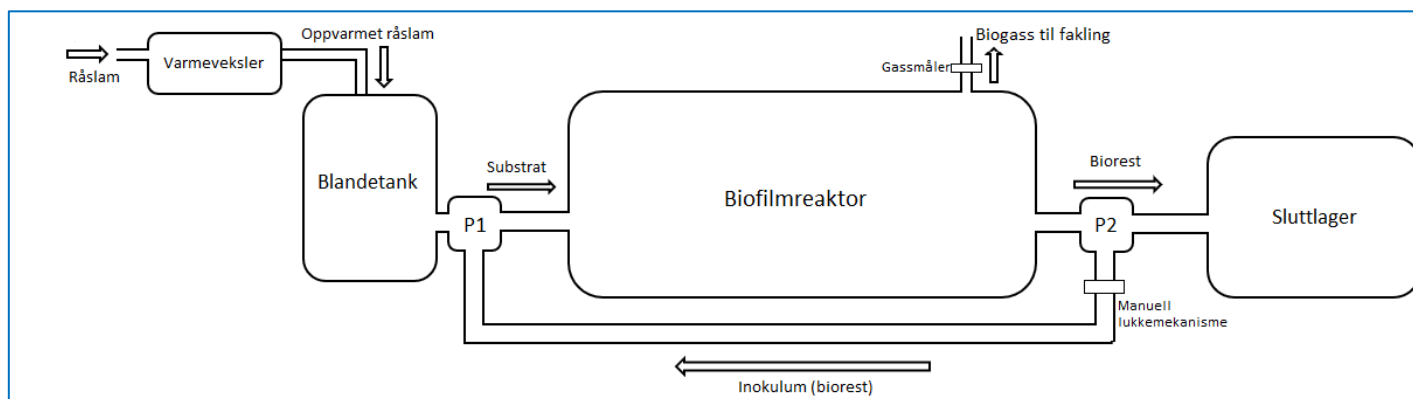
Biogassen som produseres blir ført gjennom gassfilter og gasskjøler til lagring i gasstank. Fra gasstanken blir biogassen ført gjennom kompressorer og brukt for omrøring i reaktortankene, til forbrenning i fyrkjel eller til fakling. Flytskjemaene i vedlegg 9.1 viser hvordan gassomrøringen i rånetankene er konfigurert.

#### *Antec pilotanlegg*

Pilotanlegget som ble benyttet under forsøksperioden i dette prosjektet var en transportabel enhet. Enheten var huset i en isolert kjølekonteiner og besto av et innmatningsrør for tilførel av råslam tilknyttet en varmeveksler, en blandetank og forsøksreaktor på 3 m<sup>3</sup>. En illustrasjon av pilotanlegget er vist i figur 10, modifisert med utgangspunkt fra Linn Solli ved NIBIO. Pumpene for inn- og utmatingen ble styrt ved bruk av PLS, slik at volumet inn og ut av tanken kunne bestemmes. PLS-styringen kontrollerte start og stop av pumpene. Som vist i illustrasjonen er det et tilbakeføringsrør som fører en liten andel biorest tilbake inn til blandetanken. Hensikten med dette er å blande inokulum inn i substratet før det føres inn til reaktortanken. Dette tilbakeføringssystemet ble kontrollert manuelt. Bioresten ble til slutt ført inn i et sluttlager. Biogassen som ble produsert ble lagret midlertidig i en gasstank, før biogassproduksjonen ble målt ved en gassmåler av typen *Metrix Grupa Apator*. Gassen ble deretter ført videre til fakling i en faklingsenhet på utsiden av konteineren.

I pilotanlegget var reaktorkammerne nummerert fra 1-5, der kammer 1 tilsvarer første kammer og kammer 5 det siste kammeret. For hvert av disse kammerne var det mulighet for å ta ut slamprøver. Det var i tillegg mulig å hente prøve av biorest ved et uttak i enden av reaktortanken. Det var derimot ikke et uttak for å hente slamprøver fra blandingstanken.

Det var utstyrt agitatorer i både blandetanken og reaktortanken, for omrøring.



Figur 10: Illustrasjon av Antec pilotanlegg. Modifisert med utgangspunkt i illustrasjon fra Linn Solli.

### 3.2.2 Drift og innhenting av data

#### SFR

Søndre Follo Renseanlegg foretar egne datainnsamlinger. Enkelte av disse dataene samles inn daglig hver måned, mens andre data samles inn mot slutten av hver måned. Månedlige data foretas av inn- og utløpsprøver. Av disse prøvene analyseres total fosfor, kjemisk- og biologisk oksygenforbruk. Av utløpsprøvene blir det i tillegg foretatt analyse av total nitrogen, de viktigste tungmetaller, tørrstoff- og VS-innhold. Det blir i tillegg analysert for ammonium, kalium, kalsium, termotolerante koliforme og salmonella bakterier.

Data som registreres daglig er blant annet mengde slam inn i reaktorene målt i  $m^3$ , pH-verdi og temperatur i reaktorene. Daglige slamprøver blir tatt ut fra råtnetankene via varmeveksler for analyser av tørrstoffinnhold. Det blir i tillegg registrert gass- og effektforbruk. Gassforbruket registreres i  $m^3$  og noteres i mengde gass som føres inn til faking og ved bruk i fyrkjel. Effektforbruket registreres i kWh ved slambehandling, forbruk i det gamle anlegget og oljeforbruk i liter. I denne oppgaven ble det benyttet driftsdata fra 1.april til 30 april, slik at det på den måten ble like driftsbetingelser med tanke på lokalt klima ved drift av de ulike reaktorene; Antec biofilmreaktor og SFR råtnetanker.

#### Antec pilotanlegg

Pilotanlegget ble flyttet til Søndre Follo Renseanlegg i slutten av februar, og var driftsklar ved 55 °C i starten av april. Det var i startfasen enkelte problemer ved pilotanlegget. Blant annet var sugehøyden for pumpen ved innmatingen i en periode for høy, slik at pumpene ikke hadde kapasitet til å pumpe substratet videre og inn i blandetanken. Løsningen var å justere rørhøyden



på tilførselsrørene. Det ble underveis i mars problemer med sprengkulde, som førte til at råslammet i tilførselsrørene frøs. Dette ble fikset ved oppvarming og påfølgende isolering av rørene. Deretter måtte varmeveksleren skiftes ut, som førte til at temperaturen i reaktoren først ble stabil i begynnelsen av april. Det var viktig å ha stabil temperatur for at den anaerobiske nedbrytningsprosessen skulle gå foregå stabilt.

Inn- og utmatingen skulle i utgangspunktet i forsøket være like, ettersom pumpene som kontrollerer dette er identiske og kjører like lenge. Det viste seg at utmatingspumpen hadde lavere kapasitet enn innmatingspumpen, slik at det ble en ujevn massestrøm inn- og ut av reaktoren. Utmatingen var satt til 300 liter per døgn, og tilsvarte da en oppholdstid i reaktoren på 10 dager. Dette ble manuelt kontrollert ved bioestkollektoren, og det viste seg at bioestmengden ut var på om lag 230 liter i døgnet. Årsaken til dette var sannsynligvis grunnet slitasjeskader i pumpen. Pumpene som ble benyttet var av typen peristaltisk pumpe, og det ble antatt at slitasjen førte til en varig deformasjon av den indre slangen i pumpen som resulterte i lavere pumpekapasitet. En mengde på 230 liter tilsvarte da en oppholdstid i reaktoren på 13 dager.

Det var i starten av april ustabil innmating inn til reaktoren. Nivået i blandingstanken varierte i perioden 4 april til 16 april, og denne tanken måtte deretter daglig manuelt etterfylles. Dette var nødvendig for at volumet i reaktortanken kunne holdes relativt stabilt.

Blandetankens agitator kunne ikke kobles opp mot spenningen tilgjengelig ved SFR, da denne krevde en spenning på 400 V. Det var dermed ikke mulighet for omrøring i blandetanken under forsøket. Ved uttak av slamprøver fra blandetanken ble det foretatt manuell omrøring ved bruk av et kosteskaff, og nedsenkning av en bøtte for oppsamling av prøvemateriale. Bioesten ble samlet fra et eget uttak for bioest. Under taking av denne prøven ble en mengde bioest først tatt ut og fjernet, for å fjerne gamle mengder som satt igjen i uttaksrøret.

Datagrunnlaget for videre behandling ble hentet ved avlesning av temperatur ved kammer 1 og kammer 4, og gassmengden ble avlest gasstilleren daglig ved relativt samme tidspunkt. Slamprøver ble hentet fra blandetanken og bioestuttak 1-2 ganger i uken, samtidig som det ble tatt en gassprøve fra gasstanken. Gassprøven ble hentet i en gasspose, og komposisjonen analysert i GC ved Vollebekk. Ved avslutningen av forsøket ble inn- og utmatningsrørene til reaktoren åpnet for å hente slamprøver ved innløp og utløp – substrat og bioest. Dette ble utført



for å undersøke om det var stor variasjon i slamprøvene hentet direkte fra blandetank og ved biorestens uttakspunkt.

### 3.2.3 Databehandling

Til behandling av datasettet fra SFR og egne innhentede data fra pilotanlegget, ble Microsoft Excel benyttet. For rånetankene ved SFR ble disse sett på som én stor reaktor, ettersom det foretas felles registrering av biogassproduksjon og ikke ved hver av rånetankene. Dermed ble beregningene gjennomført etter følgende ligninger:

$$V_R = V_{R1} + V_{R2} \quad (4)$$

Der  $V_R$  tilsvarer totalvolumet reaktorene slått sammen,  $V_{R1}$  volumet av reaktor 1 og  $V_{R2}$  volumet av reaktor 2. Massen ble beregnet med utgangspunkt i kjent volumstrøm og en massetetthet på  $1000 \text{ kg/m}^3$ , som er massetettheten til vann. Denne antakelsen ble foretatt både for pilotanlegget og SFRs rånetanker. For SFRs sammenslåtte reaktor, ble massen inn i denne gitt ved:

$$m_{\text{substrat,inn}} = m_{\text{substrat R1}} + m_{\text{substrat R2}} \quad (5)$$

Der  $m_{\text{substrat R}}$  er den totale mengden substrat inn i den sammenslåtte reaktoren, på den aktuelle dagen. For å beregne massen tørrstoff inn i reaktorene ble følgende formel benyttet:

$$m_{TS} = m_{\text{substrat R}} \cdot \frac{\sum_{i=1}^n TS\%_i}{n \cdot 100} \quad (6)$$

Der  $m_{TS}$  er mengden tørrstoff inn i reaktoren og det siste leddet er det gjennomsnittlige tørrstoffinnholdet i substratet. Samme metode ble benyttet ved beregning av mengde VS inn i reaktorene, der VS er angitt som en prosentandel av tørrstoffet. Samme forhold ble benyttet ved utregning av massestrømmen inn i pilotanlegget.

Den produserte biogassmengden for de enkelte dagene ble beregnet ved å summene gassforbruket i kjel og fakkell. Metanmengden ble deretter beregnet ved bruk av den analyserte prosentandelen metangass i biogassblandingen.



### Spesifikk metanproduksjon

Den spesifikke metanproduksjonen er et mål på hvor mye metangass som produseres per gram organisk materiale (VS) som tilsettes prosessen. Det beregnes etter følgende formel:

$$SP = \frac{\sum \text{Metangass ut [m}^3\text{]}}{\sum \text{Mengde VS inn [kg]}} \quad (7)$$

Der SP er spesifikk metanproduksjon, teller er summen av produsert metangass og nevner er summen av mengden organisk materiale (VS) inn i reaktoren.

### Nedbrytningsgrad

Nedbrytningsgraden blir beregnet ved hjelp av reduksjon av flyktig organisk materiale (VS), og estimert etter følgende ligning (Koch, et al., 2009):

$$\%VS \text{ reduksjon} = 1 - \frac{VS_{ut} \cdot (1 - VS_{inn})}{VS_{inn} \cdot (1 - VS_{ut})} \cdot 100 \% \quad (8)$$

Denne ligningen kommer fra tyske standardprosedyrer (DEV) for analyse av vann-, kloakk og kloakkbehandling. I en anaerobisk reaktor som benytter råslam som substrat, er det vanlig å ha en reduksjon på 40-60% (Wisconsin Department of Natural Resources Bureau of Science Services, 1992).



## 4. Resultater

Resultatene som presenteres her er inndelt etter studieområde, under henholdsvis «Potensialstudie», «Antec Pilotanlegg» som er en feltstudie av et anlegg fra Antec Biogas AS og «Søndre Follo Renseanlegg» basert på deres egne data.

### 4.1 Potensialstudie av avløpsslam

#### *Analyser av substrat og biorest*

Resultatene for TS- og VS-innhold i prøvene ved start (substrat) og slutt (biorest) er presentert i tabellen under. Verdiene i start-kolonnen er startverdiene for forsøket, og ble brukt for å beregne mengde inokulum og substrat som skulle tilføres flaskereaktorene. Det er foretatt et gjennomsnitt av verdiene fra de tre replikaene av hvert substrat. Slamprøvene ble hentet fra anleggene 20.03.2018. Verdiene er i vektprosent. Forsøket ble startet 04.04.2018.

Tabell 11: Resultater for TS- og VS-innhold inn og ut av systemet.

Slamprøve	Start		Slutt	
	TS-% sub	VS-% av TS, sub	TS% biorest	VS% av TS, biorest
Råslam	5,19	80,01	0,97	53,57
Råtnetank SFR	2,75	60,79	-	-
Blandetank Antec	2,86	71,62	1,03	53,53
Råtnetank Antec	2,58	54,80	1,24	51,15

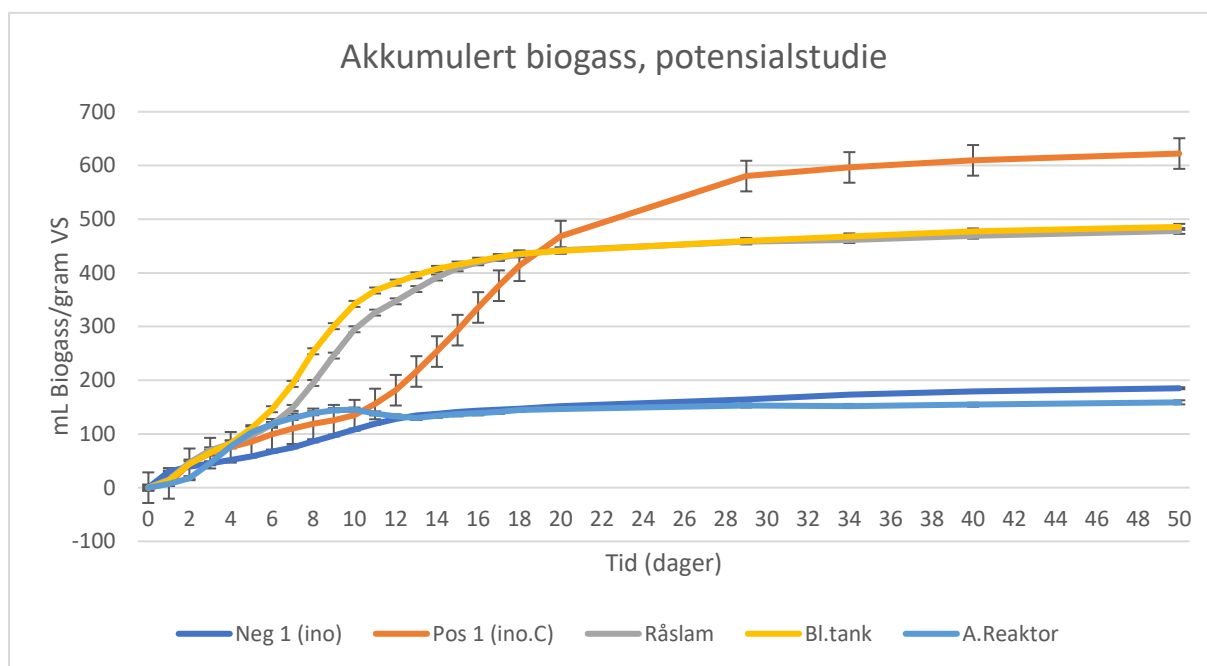
Forsøket ble avsluttet 25.05.2018, og resultatet av pH-analysen er presentert i tabell 12. Verdiene viser gjennomsnittsverdien av triplikatene.

Tabell 12: Gjennomsnittlig pH-verdi av biorest

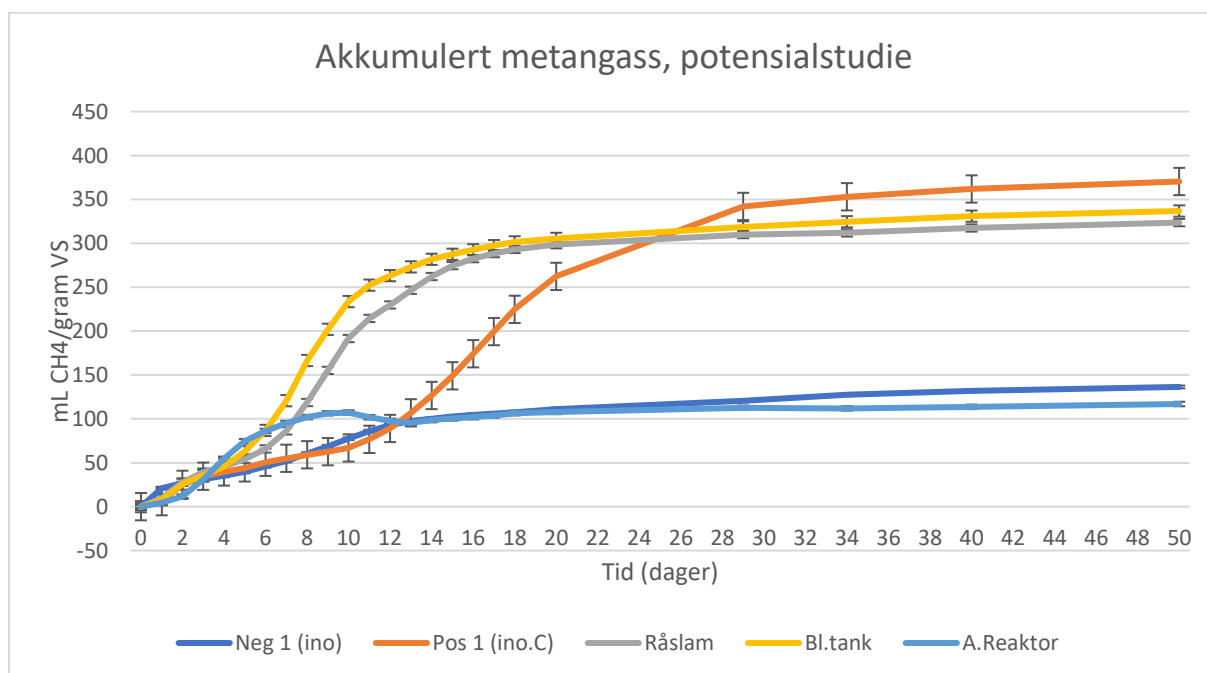
Prøve	pH
Negativ kontroll	7,2
Positiv kontroll	7,0
Råslam	7,1
Blandetank	7,2
Antec Reaktor	7,4

### Gassproduksjon

Resultatene for gassproduksjonen i potensialstudien er presentert i figurene under. Figur 11 fremstiller akkumulert mengde biogass per gram VS tilsatt over tid. Figur 12 viser grafisk fremstilling av akkumulert metangass per gram VS tilsatt over tid.

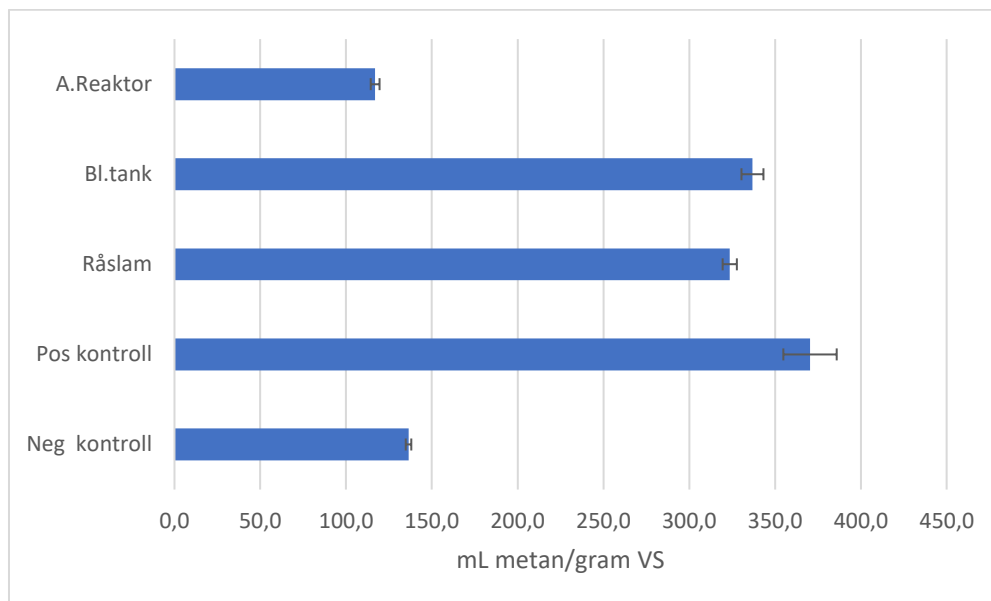


Figur 11: Akkumulert biogass over tid ved potensialstudien.



Figur 12: Akkumulert metangass per gram tilsatt VS over tid, ved potensialstudien.

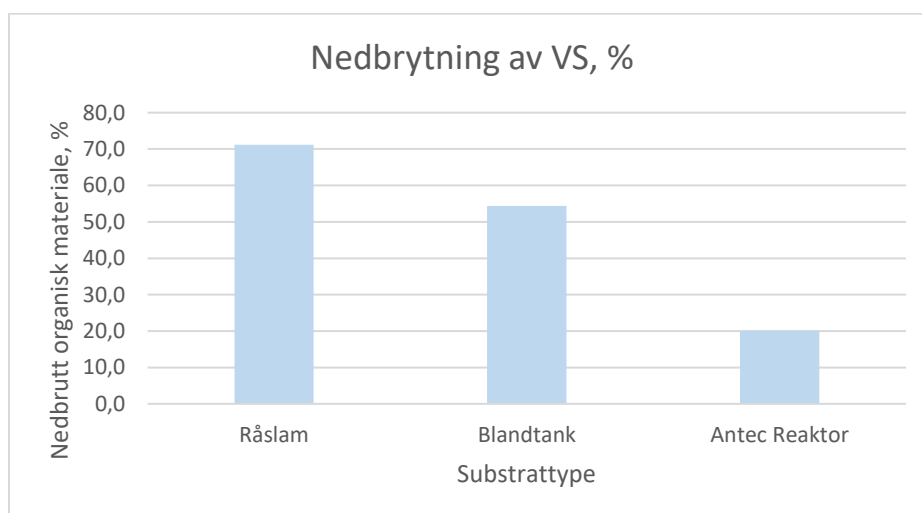
Den totale metanakkumulasjonen per gram tilsatt VS ved alle forsøksflaskene er presentert i stolpediagrammet i figur 13. Total metanakkumulasjon er basert på gjennomsnittlige verdier for hvert substrat. Akkumulasjonen foregikk over en periode på 50 dager.



Figur 13: Metanpotensialet i substratene i batchforsøket. Substratene er representert på y-aksen mot spesifikk metanproduksjon.

#### Nedbrytning av organisk materiale

Nedbrytningsgraden ble bestemt ved å benytte ligning 8 i *delkapittel 3.2.3*. Resultatene er presentert grafisk i figuren under. Figuren viser reduksjon av VS i prosent.



Figur 14: Reduksjon av VS-innhold fra substrat til bioest.

## 4.2 Antec pilotanlegg

### TS- og VS-innhold

Tabellen under viser gjennomsnittsverdiene av tørrstoff- og VS-innholdet i substratet inn til reaktoren og bioresten ut av reaktoren. Det ble foretatt slamanalyser for pilotanlegget i 7 uker. Rådata er presentert i vedlegg C. Uken som det ble foretatt en kontrollprøve av innløp og utløp er benevnt *uke 8*.

Tabell 13: Tørrstoff- og VS-innhold i substrat og biorest fra Antec pilotanlegg. Alle verdier oppgitt i prosent

Uke	Blandingstank - Substrat		Biorest	
	Tørrstoff (%)	VS (% av TS)	Tørrstoff (%)	VS (% av TS)
1	0,58	64,21	4,19	51,78
2	5,42	71,54	3,29	59,57
3	5,91	71,63	3,65	54,67
4	7,34	72,32	2,87	54,38
5	7,28	75,26	2,86	57
6	5,47	77,96	3,01	57,81
7	5,40	76,67	2,73	58,61
8	5,93	75,4	2,74	55,49

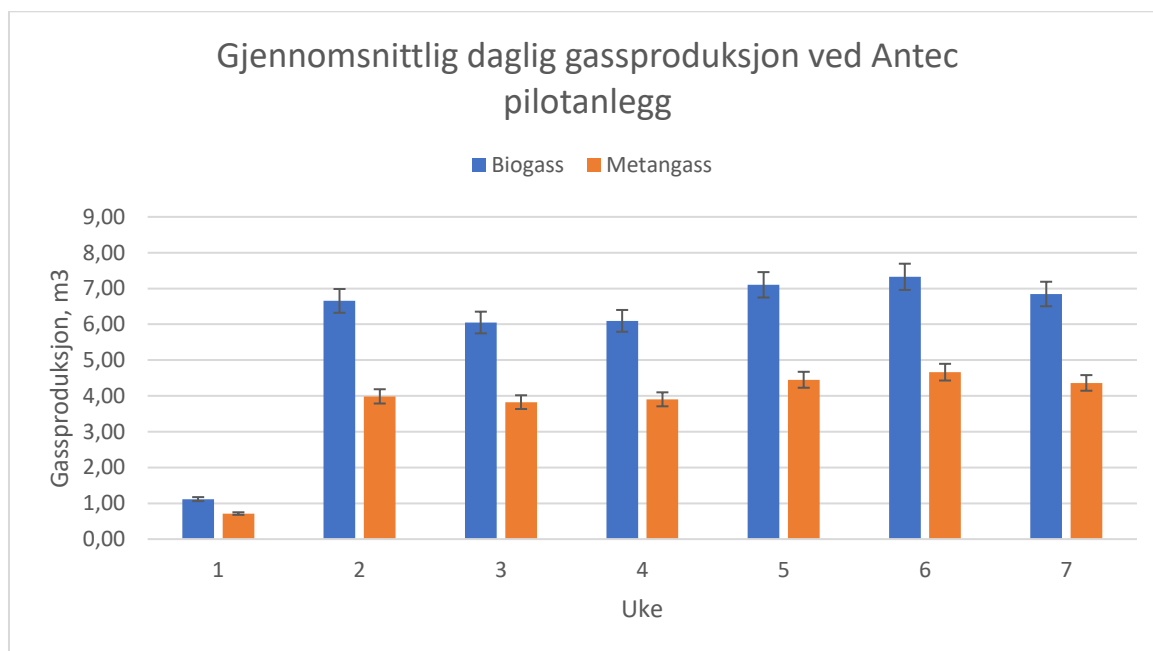
### Gasskvalitet- og produksjon

Resultatene av analysene av biogass ved pilotanlegget er presentert i tabell 14. Tabellen viser normaliserte verdier tatt med gasspose ved Antecs pilotanlegg.

Tabell 14: Ukentlig gasskvalitet-målinger. Normaliserte verdier.

Uke	Gasskvalitet	
	CH4	CO2
1	63,92	36,08
2	59,92	40,08
3	63,24	36,76
4	64,05	35,95
5	62,66	37,34
6	63,65	36,35
7	63,72	36,28

Figur 15 viser et stolpediagram som fremstiller den gjennomsnittlige daglige gassproduksjonen som ble registrert ved Antecs pilotanlegg. Gassvolumet er plottet mot tid, målt i uker. De blå feltene representerer den gjennomsnittlige biogassproduksjonen, mens de oransje feltene representerer tilsvarende metangassproduksjon. Gassproduksjonen i forsøksperioden er vist i tabell 15. Tabellen viser gjennomsnittlig daglig og ukentlig biogassproduksjon i måleukene.



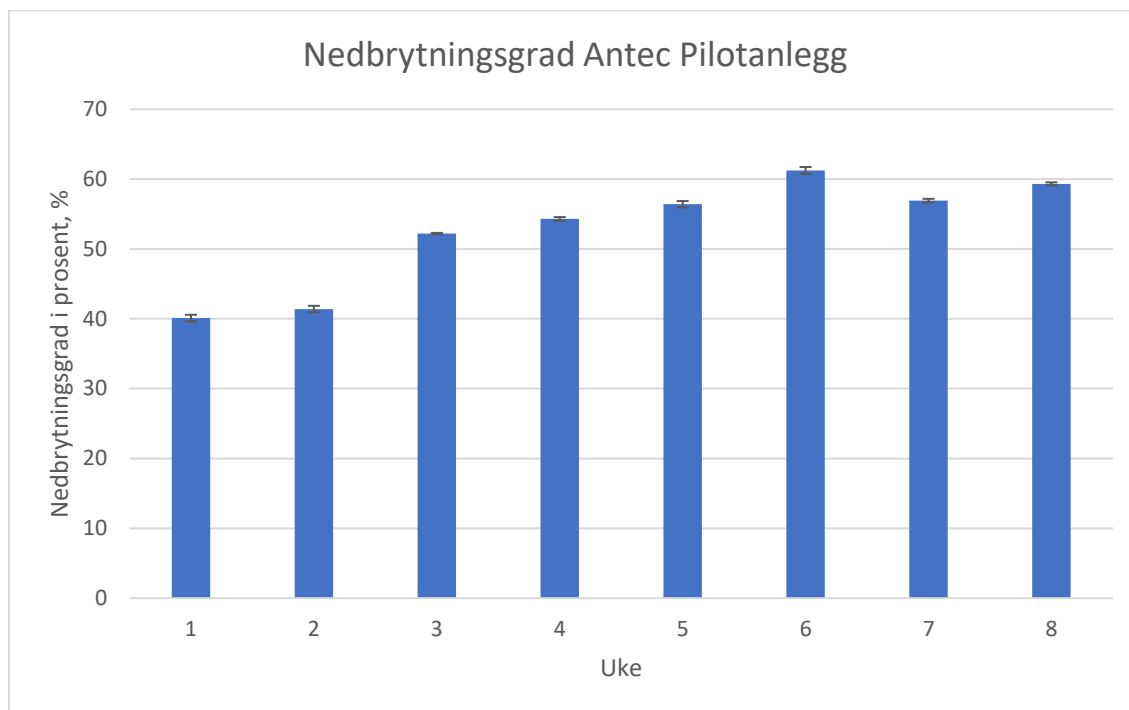
Figur 15: Gjennomsnittlig daglig gassproduksjon per uke ved Antec pilotanlegg, fremstilt ved stolpediagram.

Tabell 15: Gjennomsnittlig daglig og ukentlig produksjon av biogass i måleukene.

Uke	Gj.snitt Daglig produksjon [m <sup>3</sup> ]	Gj.snitt Ukentlig produksjon [m <sup>3</sup> ]
1	6,70	1,12
2	46,57	6,65
3	42,35	6,05
4	42,67	6,10
5	42,62	6,09
6	51,28	7,33
7	41,08	6,85

### Nedbrytningsgrad

Resultatene for nedbrytningsgraden er presentert i stolpediagrammet i figur 16. Uken som det ble foretatt en kontrollprøve av innløp og utløp er benevnt *uke 8*.



Figur 16: Nedbrytningsgrad ved Antec pilotanlegg.

### Spesifikk metanproduksjon

For beregning av spesifikk metanproduksjon benyttes ligning (7) i delkapittel 3.2.3. Den spesifikke metanproduksjonen ved Antecs pilotanlegg i perioden april-mai var på:

$$SP = 0,329 \frac{m^3 CH_4}{kg VS}$$

### 4.3 Søndre Follo Renseanlegg

#### TS- og VS-innhold

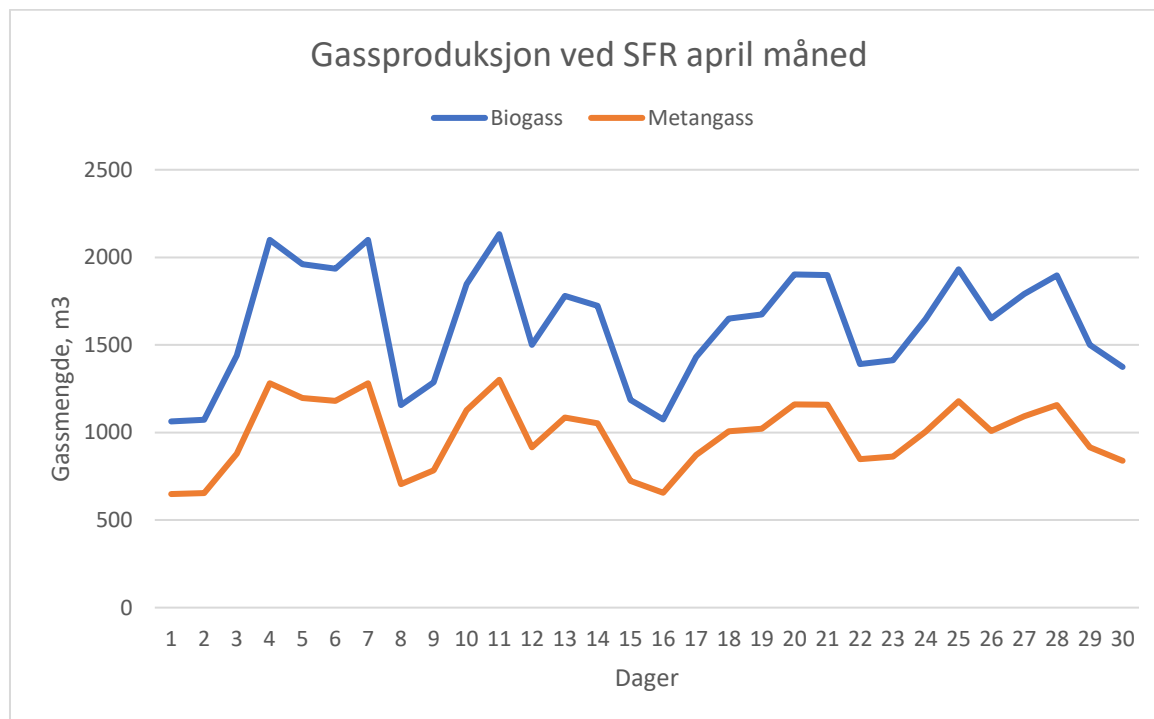
Tørrstoffinnholdet i bioresten til reaktorene måles omtrent daglig ved SFR. Det måles derimot ikke tørrstoffinnhold i influent. Det ble dermed antatt at gjennomsnittsverdien av slamprøvene hentet fra Antecs blandetank var representative verdier for influent. Verdiene i tabellen under viser gjennomsnittsverdien i april måned 2018.

Tabell 16: Gjennomsnittlig TS- og VS-innhold i substrat og biorest ved SFR

Substrat (Inn)		Biorest (Ut)	
TS %	VS av TS %	TS %	VS av TS %
5,58	72,61	3,21	57

#### Gassproduksjon

Gassproduksjonen ved SFR er presentert i figur 17. Den blå linjen viser biogassproduksjonen i april måned, og den oransje linjen metangassproduksjonen ved et estimert metaninnhold på 61%. Rådata fra SFR er lagt ved i vedlegg A.



Figur 17: Gassproduksjon ved Søndre Follo Renseanlegg



### *Nedbrytningsgrad*

Nedbrytningsgraden kan ikke beregnes nøyaktig, ettersom det ikke ble foretatt daglige prøver av tørrstoff- eller VS-innholdet av slam inn til reaktoren. Det ble derfor foretatt en forenkling, og gjennomsnittet av tørrstoff- og VS-innhold fra slamprøvene fra blandetanken ble antatt som representative verdier. En månedlig prøve av VS-innhold i bioresten ble utført i april ved SFR, og denne kan brukes i beregning av VS reduksjon. Ved å benytte verdiene i tabell 16 og ligning 8 i *delkapittel 3.2.3*, gir dette en nedbrytningsgrad på 49,99%.

### *Spesifikk metanproduksjon*

For beregning av spesifikk metanproduksjon benyttes ligning (7) i *delkapittel 3.2.3*. I beregningene ble det antatt gjennomsnittlig tørrstoffinnhold på 5,58 % og et VS-innhold på 72,61 %. Med utgangspunkt i månedsprøven av bioresten med et VS-innhold på 57 %, var den spesifikke metanproduksjonen ved SFR i april måned på:

$$SP = 0,255 \frac{m^3 CH_4}{kg VS}$$



## 5. Diskusjon

### 5.1 Potensialstudie

Potensialtesten viste et metanpotensial for substratene råslam, blandetank-slam og slam fra sekundærkammer på henholdsvis 323,6 ml  $CH_4/g$  VS (råslam, SFR), 336,8 ml  $CH_4/g$  VS (blandetank, Antec) og 116,9 ml  $CH_4/g$  VS (sekundærkammer, Antec). Som det fremkommer av disse resultatene, er metanpotensialet i slammet fra biofilmreaktorens sekundærkammer betydelig lavere enn de øvrige substratene. Produksjonen av biogass var i disse prøvene svært lave. I beregningene av biogassproduksjonen i prøvene ble bidraget fra inokulum tatt hensyn til, og trukket fra den totale produksjonen. I de første 10 dagene var aktiviteten i prøvene fra sekundærkammeret høyere enn aktiviteten i den negative kontrollen, figur 12, *delkapittel 4.1*. Deretter avtar aktiviteten betydelig, og produksjonen ligger på omtrent samme nivå som inokulum. Dette kan tyde på at det allerede i sekundærkammeret er stor nedbrytningsaktivitet, og at det er her den største aktiviteten i biofilmreaktoren forekommer. En annen indikasjon på dette er at det analyserte VS-innholdet i sekundærkammer-slammet var på 54,8 %, og ble ikke betydelig redusert i analysen av bioresten på 51,2 %. VS-innholdet var i utgangspunktet svært lavt. Det kan tenkes at uttaket ved sekundærkammeret inneholdt en del sedimentert gammelt materiale. Gammelt materiale som kunne befinne seg i uttaksrøret ble forsøkt fjernet ved å ta ut en liten mengde, før en prøve ble hentet. Det er en mulighet for at det ikke var tilstrekkelige mengder som ble fjernet fra uttaksrøret, slik at en del sedimentert materiale kom med i prøven. En annen mulighet til den lave produksjonen er at inokulum i disse prøvene kan ha blitt sterkere påvirket av temperaturendringer når analysen av gasskomposisjonen ble foretatt.

Kontrollen ved bruk av cellulose, for å undersøke inokulumets kvalitet, viste et gjennomsnittlig metanpotensial for de tre triplikatene på 370,4 ml  $CH_4/g$  VS, som er innenfor den teoretiske grensen på 352-414 ml  $CH_4/g$  VS (Hollinger, et al., 2016). Den største variasjonsbredden i metanpotensialet i celluloseprøvene var på 48,8 ml  $CH_4/g$  VS.

Metanpotensialet i blandetanken viste seg å være høyere enn for råslammet, og av figur 12 og figur 13 ser man at metanproduksjonen starter tidligere i denne prøven. Det kan tyde på at nedbrytningsprosessen allerede starter i blandetanken, noe som ikke er usannsynlig da det her foretas tilbakeføring av inokulum fra biorest. Dette kan bety at den reelle oppholdstiden i systemet som helhet er lengre enn oppholdstiden i pilotreaktoren.



Det er verdt å merke at BMP-testen kun gir en indikasjon på metanpotensialet i et substrat, og at testen utføres i godt regulerte forhold i laboratorium. Det betyr at testbetingelsene er forskjellige fra kontinuerlige og semikontinuerlige fullskala biogassanlegg, der reaksjonskinetikk og innvirkningen av eventuell forbehandling av substrat er avhengig av parametere som hydraulisk oppholdstid (Carrere, et al., 2016), og påvirker metanutbyttet og nedbrytningsgrad som beskrevet i *delkapittel 2.5.1*. Potensialstudien var et batchforsøk som foregikk i 50 dager, under ideelle og stabile forhold. Det kan i tillegg være greit å være oppmerksom på at det forekommer variasjoner i avløpsslammets sammensetning ved ulike tider, og at potensialstudien baserer seg på substratsammensetningene av prøvene hentet den 20.03.2018. Sannsynligvis er ikke dette store og betydningsfulle variasjoner, men det utgjør en feilkilde i potensialtesten som gjør at den ikke nødvendigvis kan generaliseres.

Det er usikkerhet knyttet bestemmelse av biogassproduksjon ved måling av gasstrykket i headspace av batchflaskene. En mulig feilkilde kan være at det ikke ble foretatt noen beregning for trykket som vanddampen utgjør. Ved målinger foretatt ved atmosfærisk trykk og omgivende temperaturområde på 10-40 °C kan vanddamp utgjøre 2-8% av gassvolumet (Strömberg, et al., 2014), og kan kompenseres for ved å subtrahere dette fra gassmengden. En annen mulig feilkilde kan være at biogassvolumet underestimeres ved bruk av manometrisk bestemmelse av gassvolum som et resultat av lekkasje under prøvetakingen (Wang, 2016).

## 5.2 Dokumentering av anleggene

Under forsøksperioden var det en del utfordringer knyttet til Antecs pilotanlegg. På grunn av sen installasjon av anlegget og problemene beskrevet i kapittel 3, måtte prosjektet utsettes og datainnsamlingen ble startet i april måned og frem til midten av mai. På grunn av den utsatte oppstarten av pilotreaktoren, var det kun tid til en runde med prøvetaking. Biologiske prosesser tar tid, og for å sikre at pilotanlegget skulle få tid å tilpasse seg driftsforholdene ble oppholdstiden satt til 13 dager. For å få best mulige måleresultater er det fordelaktig om forsøket går utover flere oppholdstider, for å sikre at prosessen har stabilisert seg tilstrekkelig. Av resultatene i tabell 15, er det tydelig at den gjennomsnittlige biogassproduksjonen i de to siste ukene økte. Derimot var det i ukene 3-5 stabil biogassproduksjon, der den gjennomsnittlige daglige produksjonen per uke ikke varierte i særlig stor grad. Dette kan skyldes ytre faktorer som at temperaturen i mai måned var høyere enn i april, slik at varmetapet i pilotanlegget var lavere og at den bakterielle aktiviteten i blandetanken økte som følge av dette. En annen mulig årsak kan skyldes inokulumets tilpasningsfase. Det kunne dermed vært ønskelig å følge



reaktoren i én oppholdstid (13 dager) til, for å sikre at datainnhenting og påfølgende databehandling forgikk under mest mulig stabile forhold. Ved endringer til lavere oppholdstider, vil det sannsynligvis være best å foreta målinger for sammenligningsgrunnlag når reaktoren har tydelig stabilisert seg.

### Resultater

Resultatene viste en høyere spesifikk metanproduksjon ved Antecs pilotreaktor enn ved SFRs råtnetanker, på henholdsvis  $0,329 \frac{m^3 CH_4}{kg VS}$  for pilotanlegget mot  $0,255 \frac{m^3 CH_4}{kg VS}$ . For anaerobisk nedbrytning av kommunalt avløpsslam er det vanlig med en spesifikk metanproduksjon på  $0,160-0,350 \frac{m^3 CH_4}{kg VS}$  (Schnürer & Jarvis, 2009). Pilotanlegget viste et metanutbytte som ligger svært nærme funnet fra potensialstudien. Disse resultatene er basert på flere antagelser, og har derfor flere usikkerheter knyttet til seg. Blant annet ble det antatt at tørrstoffinnholdet på influenten i SFRs råtnetanker var på 5,58 %, som var gjennomsnittsverdien av tørrstoffinnholdet i slam fra Antecs blandereaktor i april måned. På grunn av en manuell omrøring i blandetanken ved prøvetaking, kan det tenkes at tørrstoffinnholdet her var noe høyere enn i råslam for øvrig.

Det ble antatt en konstant daglig massestrøm i Antecs pilotanlegg på 230 L per døgn. Beregning av massestrøm inn i reaktoren ble foretatt for å bestemme spesifikk metanproduksjon, der det var nødvendig å bestemme mengde organisk materiale inn i reaktorene. Det ble i beregningene av massestrømmen inn i både pilotanlegget og SFRs råtnetanker antatt en massetetthet på  $1000 \text{ kg/m}^3$  for slamsubstratene. Dette er massetettheten for vann, og ved å benytte denne tettheten ble det foretatt en svært grov forenkling som gir opphav til en viktig feilkilde. Ettersom det ikke ble foretatt noen analyse av tettheten til råslammet inn i reaktorene, ble det valgt å benytte denne massetettheten på bakgrunn av den relativt lave tørrstoffandelen i råslammet. Alternativet kunne vært å benytte en massetetthet  $1400 \text{ kg/m}^3$ , som er massetettheten til det faste stoffet i avløpsslam (Iowa State University, 2001). Problemet med å benytte dette er at tørrstoffprosenten i substratet ble beregnet på vektbasis og ikke på volumbasis, og ville da være opphav til en annen feilkilde ettersom volumet partiklene opptar ikke er kjent. For å minimere denne usikkerheten kunne det blitt foretatt analyser av massetettheten i substrat og biorest ved de ulike reaktorteknologiene. Det ble foretatt en manuell analyse ved Vollebekk forsøkslaboratorium av massetettheten til råslam hentet i mars til sammenligning med vann fra springen. For å utføre dette ble det benyttet to litersmålbegre og en vekt. Litersmålene ble først



veid, og deretter fylt opp til et bestemt volum. Deretter ble begrene igjen veid, og nettovekten av henholdsvis råslam og vann ble beregnet. Resultatet viste en forskjell på 1,8%. For å benytte dette vil det være viktig å foreta flere målinger for å eliminere usikkerhet knyttet til målemetoden. Metoden som benyttes for å beregne spesifikk metanproduksjon har en svakhet ved at det er svært avhengig av å vite tørrstoff- og VS-innhold i substratet.

Analysene av bioresten i Antecs pilotanlegg viste at VS-innholdet varierte mellom 54 – 58 %, mens det for SFRs analyser av deres rånetankers biorest i april måned viste et VS-innhold på 57 %. Til sammenligning var det i potensialstudien et VS-innhold i bioresten på 53,6 % ved råslam som substrat. Dette kan tyde på at store deler av det organiske materialet som det er mulig å nedbryte, blir nedbrutt i både pilotanlegget og i SFRs rånetanker. På dette området viste det seg at det ikke var stor forskjell i teknologiene benyttet. Det var i tillegg liten forskjell i oppholdstid i reaktorene, da pilotanlegget hadde en hydraulisk oppholdstid på 13 dager og SFRs reaktorer en oppholdstid på 15 dager.

Det ble antatt i beregningene av metanutbyttet ved SFRs rånetanker, at biogassproduksjonen tilsvarte gassforbruket for samme dag, som gir opphav til en feilkilde i beregningene. Biogassproduksjonen ved SFRs rånetanker var relativt jevnt, men fortsatt tidvise store fluktasjoner (figur 17). Her er var den største differansen på  $1058.8 m^3$ , med topp punkt på dag 11 og bunnpunkt ved dag 16. Årsaken til at gassproduksjonen ved Søndre Follo Renseanlegg varierte så mye som den gjorde, har sannsynligvis sammenheng med innmatingen av substrat. Innmatingen varierte mye gjennom måneden, og på de laveste punktene i grafen var mengden slam inn i reaktorene betydelig lavere enn de dagene med høy gassproduksjon, se vedlegg A. For at biogassproduksjonen skal være stabil kreves det en stabil innmating og temperatur. Dersom SFR ønsker å øke biogassutbyttet sitt, burde en jevn substratinnmating forsikres.

Prosessbeskrivelsen som Antec benytter i sin biofilmreaktor, inndeling av reaktorens kamre i de respektive mikrobielle fasene, må undersøkes videre. Undersøkelser av konsentrasjon av flyktige fettsyrer i de syredannende kammerne og innhold av ammoniakk i de metanproduserende kammerne vil kunne gi en indikasjon på effektiviteten av separering av faser ved hjelp av kammerne. Overvåkning av pH i alle kammere vil være fordelaktig for kontinuerlig monitorering av pH endringer. Som nevnt i *delkapittel 2.2.2*, er mikroorganismene i acetogenese og metonogenese-fasen i symbiose med hverandre, og en inndeling av disse vil kunne gi opphav til akkumulasjon av ammoniakk eller hydrogen. Hydrolyse-fasen er den fasen



i prosessen som tar lengst tid og der det ikke krever stor interaksjon mellom mikroorganismer (*delkapittel 2.2.2*), og ved en inndeling av denne fasen allerede i blandetanken vil det kunne effektivisere nedbrytningsprosessen. Fordelen med denne reaktoren og en slik inndeling, er at det er mulig å overvåke prosessen. For at pilotanlegget skal kunne brukes best mulig, er det nødvendig å oppgradere anlegg med automatiske overvåkning og styringssystemer. I tillegg vil det være nyttig å legge inn muligheter for å kunne manuelt kontrollere volum- og massestrøm.

#### *Nedbrytningsgrad*

Nedbrytningsgraden ved pilotanlegget var etter beregningsmetoden benyttet i oppgaven betydelig høyere, 61,25 % på det høyeste, enn ved Søndre Follo sine reaktorer, 49,99 %. Reduksjonen av VS ved pilotanlegget og ved SFRs råtnetanker viste tilfredsstillende verdier godt innenfor det aksepterte området for sunn drift, på 40-60% ved denne beregningsmodellen (Wisconsin Department of Natural Resources Bureau of Science Services, 1992). I figur 16 i delkapittel 4.2, er det tydelig at reduksjonen av VS økte mot slutten av forsøksperioden. Det ble i samme periode registrert høyere biogassproduksjon ved pilotanlegget, tabell 15. En mulig årsak til dette kan være temperaturendringer i omgivelsene, stabilisering av inokulum i reaktoren og at reaktoren hadde fått stabilisert seg under forholdene. Nedbrytningsgraden ved SFRs råtnetanker kunne ikke bestemmes nøyaktig med datagrunnlaget som ble tilsendt fra SFR, ettersom det ikke foretas daglige eller ukentlige analyser av flyktig fast stoff (VS). For å beregne dette ble det antatt at gjennomsnittet av andelen VS-innhold i de analyserte prøvene fra blandetanken fra april måned, var representative for influent i SFRs egne råtnetanker. Videre ble det foretatt en forenkling ved å benytte VS-innholdet fra den månedlige analyserte bioresten til SFRs råtnetanker i slutten av april måned. For mer nøyaktig bestemmelse av VS reduksjonen ved beregningsmetoden benyttet i denne oppgaven, ville det vært gunstig og foretatt ukentlige analyser av tørrstoffinnhold og VS-innhold i influent og effluent i SFRs råtnetanker ved Vollebekk forsøkslaboratorium. På den måten kan usikkerheter knyttet til analyseringsmetode også reduseres. På grunn av forenklingene foretatt her vil det være knyttet stor usikkerhet til nedbrytningsgraden ved SFR. Sammenligning av bioresten ved de to reaktorteknologiene, viser at det ikke er store forskjeller i andel VS-innhold igjen i effluenten. Innholdet av organisk materiale i de fleste typer biorest ved anaerobisk behandling ligger vanligvis på 45-55 % (Gerardi, 2003).

For å sikre tilstrekkelig hygienisering av avløpsslam i en termofil biogassprosess, kan det være nødvendig å holde substratet i reaktortanken i en periode før nytt materiale kan tilføres



(Schnürer & Jarvis, 2009). I denne studien ble det ikke foretatt en undersøkelse av mulige patogene organismer i bioresten. Selv om den hydrauliske oppholdstiden i pilotanlegget var på 13 dager, er det mulig at oppholdstiden til biomassen er lavere eller høyere. For å undersøke oppholdstiden til biomassen kan det foretas en springstest med et inert springsmateriale.

### *Samråtning*

Dersom det ønskes å benytte samråtning i en biofilmreaktor, er det gunstig å foreta slike forsøk i et mindre pilotanlegg før det testes ut i et fullskala operativt anlegg. Dette er viktig fordi at det ved uttesting av substratblandinger kan forekomme inhiberende prosesser, slik at forsøket må justeres eller startes på nytt. Om forsøket må startes på nytt må innholdet i reaktortanken fjernes, og en ny tilpasningsfase med inokulum iverksettes. Dette er særlig viktig ved forsøk med bruk av substratblandinger med høyt nitrogeninnhold i en termofil temperaturprofil, da dette kan forårsake ammoniakk-inhibisjon (Moestedt, et al., 2016). For å unngå slik inhibering er det nødvendig å overvåke prosessen for høye konsentrasjoner av ammoniakk. Ved uttesting av substratblandinger i Antecs pilotanlegg er det fordelaktig om det legges inn omrøring og et eget uttak fra blandetanken. Det vil også være interessant å overvåke prosessene i de ulike «kammerne», for å undersøke karakteristikken i slammet fra kammer 1 til og med kammer 5. Ved å gjøre dette kan det undersøkes nærmere hvor den mikrobielle aktiviteten er størst, og om inndeling av reaktoren fungerer som beskrevet.

## 6. Konklusjon

For å vurdere effektiviteten til Antecs pilotanlegg, ble de samlede dataene sammenlignet med produksjonsdata fra SFRs egne reaktorer for april måned. Effektiviteten ble bestemt ut ifra metangassutbyttet per kilogram tilsatt organisk materiale (VS-innhold) i de øvrige reaktorene. Det ble beregnet en spesifikk metanproduksjon for disse anleggene på henholdsvis  $0,329 \frac{m^3 CH_4}{kg VS}$  for Antecs pilotanlegg og  $0,255 \frac{m^3 CH_4}{kg VS}$  for SFRs råtnetanker. Pilotanlegget til Antec viste et høyere spesifikt metanpotensial under uttestingsperioden ved sammenligning med SFRs reaktorteknologi over samme periode. Resultatene viste at selv med ustabil driftsituasjon i deler av testperioden, lå metanutbyttet nærme metanpotensialet som ble funnet i potensialstudien (BMP-testen) av slam fra pilotanleggets blandetank. Beregninger av nedbrytningsgrad av organisk materiale i pilotanlegget var på det høyeste på 59,3 %, som er innenfor det aksepterte området på 40-60 % for nedbrytning av avløpsslam. Det må presises at det er mange usikkerheter knyttet til metoden å vurdere ytelsen til reaktorene, og det bør derfor utføres flere og mer nøyaktige målinger.

Resultatene av BMP-testene viste et metanpotensial i slamprøvene på henholdsvis 323,6 ml  $CH_4/g VS$  for råslam ved SFR, 336,8 ml  $CH_4/g VS$  for slam fra Antecs blandetank og 116,9 ml  $CH_4/g VS$  fra sekundærkammeret i Antecs biofilmreaktor. Potensialtesten viste et noe høyere metanpotensial i slam fra Antecs blandetank enn metanpotensialet i råslammet ved SFR. En betydelig lavere spesifikk metanproduksjon ble observert i prøven hentet fra sekundærkammeret i biofilmreaktoren. Resultatene kan tyde på at nedbrytningsprosessen starter allerede i Antecs blandetank, og at store deler av metanpotensialet blir tatt ut i det sekundære kammeret i biofilmreaktoren. Resultatene er kun basert på ett uttak, og det vil derfor kreve flere analyser fra kammeret for å få et representativt utvalg. Nedbrytningsgraden av organisk materiale i prøvene var på 71,2 %, 54,4% og 20,1% for henholdsvis råslam, slam fra blandetank og sekundærkammeret i biofilmreaktoren.

Det vil være interessant å se om det er mulig å øke metanutbyttet ved å kjøre prosessen ved samrøtning med andre råmaterialer. For å få best mulig overvåkning og sikrere resultater fra Antecs pilotanlegg er et skifte fra manuell håndtering og loggføring, til automatisk overvåkning og loggføring å ettertrakte. Fordelen ved bruk av teknologien til Antec Biogas er at det vil kunne erstatte behovet for et hygieniseringstrinn ved SFR, hvis det viser seg at biomassen i substratet oppholder seg i reaktoren over lengre tid. Det fremkom i den teoretiske bakgrunnen at mikroorganismene i en anaerobisk nedbrytningsprosess er svært følsomme ovenfor endringer i



vekstmiljøet. Ved endringer i en biogassreaktor er det viktig å ha et inokulum som er egnet for ønsket temperaturprofil og å overvåke pH-verdien ved flere punkter i reaktoren. For at produksjon av biogass skal kunne forbedres vil det være nødvendig å finne optimale substratsammensetninger og driftsbetingelser. Ved bruk av samråtning av substrattypene nevnt i delkapittel 2.3.4, vil det være nødvendig å utarbeide gode logistiske løsninger for å sikre en jevn tilførsel av råmateriale. Dette er nødvendig for å sikre mest mulig homogen blanding i substratet som tilføres reaktoren. Det vil i tillegg være nødvendig å ta hensyn til at enkelte substrater kan kreve forbehandling, og at det kan kreve investeringskostnader.





## 7. Videre arbeid

For videre arbeid med bruk av Antecs pilotanlegg og videre forsøk med substratblandinger foreslås det å foreta tilpasninger ved dagens pilotanlegg:

1. Det vil være fordelaktig med et eget uttak ved blandingstanken, helst nærme innmatingsrøret inn til reaktortanken. Automatisk, kontinuerlig omrøring i blandingstanken vil gi et mer representativt bilde av substratet.
2. For å eliminere feilkilden som pumpene utgjør, bør det benyttes automatisk logging av volumstrøm inn og ut av reaktor, i tillegg til å legge til rette for en manuell kontroll.
3. Overvåking av karakteristikken til slam fra de ulike kammerne, vil kunne bidra til å bestemme nedbrytningsnivå og mikrobiell aktivitet. Det foreslås at slamprøver blir tatt fra alle kammeruttakene minst to ganger ukentlig, for å få et representativt gjennomsnitt.
4. Overvåking av pH i kammerne, og kontrollprøver for test av flyktige fettsyrer (VFA) og ammoniakk.
5. Forsøket bør gå over flere oppholdstider, for å sikre at prosessen får stabilisert seg tilstrekkelig.
6. Uttesting av anlegget ved kortere oppholdstider, for å bestemme metanproduksjon i tillegg til forholdet mellom oppholdstid og mengde patogene organismer. Uttesting av anlegget ved 7 dager vil kreve en belastning på 430 liter substrat i døgnet.
7. Foreta analyser av substratets tetthet, for beregning av massestrøm inn i reaktor.

Deretter vil det være interessant å foreta en evaluering av denne typen biofilmreaktor som en «plug-flow» reaktor, der det er interessant å se hvor lenge materialet faktisk oppholder seg i reaktoren. Dette kan gjøres ved en springstest der det benyttes et inert springsmaterial (Daigger & Buttz, 1998). Til dette er det vanlig å benytte litiumklorid. I en slik test tilsettes det en bestemt mengde av springsmaterial til innmatingssubstratet, og konsentrasjon av springsmaterialet blir analysert over tre teoretiske oppholdstider i bioresten. Dette kan gi et mål på hvor lenge substratet oppholder seg i reaktoren, og nivå av hygienisering. Dette i tillegg til analyser av patogene organismer.

Det vil også være interessant å forta daglige eller ukentlige prøver av de operative driftsreaktorene ved SFR, slik at representative verdier av slamkarakteristikken kan benyttes i beregningen av spesifikk metanproduksjon og nedbrytningsgrad. Analyser av massetettheten

for influenten anbefales også her. Videre anbefales en installasjon av en gassmåler ved råtnetankene for mer representative verdier av biogassproduksjonen.

Det er viktig i sammenlignende analyser at målepunktene der prøvemateriale hentes ut er klart definert i datagrunnlagene som benyttes, og at målepunktene er så like som mulig i de ulike reaktorene. Dette vil bidra til å redusere usikkerhet i analysene.



## 8. Referanser

Aasand, F. I., 2011. *Norsk vann - Slam*. [Internett]

Available at: <https://www.norskvann.no/avlop/kunnskapsbase-slam>

[Funnet 18 April 2018].

Achinas, S., Achinas, V. & Euverinka, G. J. W., 2017. A Technological Overview of Biogas Production from Biowaste. *Engineering*, Juni, pp. 299-307.

Achinas, S. & Euverink, G. J. W., 2016. Theoretical analysis of biogas potential prediction from agricultural waste. *Resource-Efficient Technologies*, September, pp. 143-147.

AEBIOM, 2009. *Biogas Roadmap*, Brussels: AEBIOM - European Biomass Association.

Antec Biogas AS, 2018. *Antec's biogassløsning*. [Internett]

Available at: <https://www.antecbiogas.com/omrader>

[Funnet mars 2018].

Bachmann, N., 2015. *Sustainable biogas production in municipal wastewater treatment plants*, Massongex: IEA Bioenergy.

Bengtson, H., 2017. *UASB Design Calculations Spreadsheet*. [Internett]

Available at: <https://www.engineeringexcelspreadsheets.com/2017/05/uasb-design-calculations-spreadsheet/>

[Funnet 09 mai 2018].

Berglund, M. & Borjesson, P., 2006. Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass and Bioenergy*, Mars, pp. 254-266.

Biogass Østfold, 2018. *Biogass Østfold - Om biogass*. [Internett]

Available at: [http://www.biogassostfold.org/?page\\_id=177](http://www.biogassostfold.org/?page_id=177)

[Funnet April 2018].

Biogest, 2018. *Biogest - What is biogas?*. [Internett]

Available at: <http://www.biogest.at/info/en/37/What-is-Biogest.html>

[Funnet Februar 2018].

Buhler, L., 2017. *Søndre Follo Renseanlegg*. [Internett]

Available at: <http://sfrens.bumpybones.com/wp-content/uploads/2017/04/20170215-SFR-%C3%B8ke-produksjon-av-Biogass.pdf>

[Funnet Januar 2018].

Bækken, Ø. & Bekkevold, S., 1993. *Håndbok i ensilering*, Trondheim: Rubin.

Carlsson, M., 2015. *When and why is Pre-Treatment of Substrates for Anaerobic Digestion Useful*, Luleå: Luleå University of Technology.

Carrere, H. et al., 2016. Review of feedstock pretreatment strategies for improved anaerobic digestion: From lab-scale research to full-scale application. *Bioresource Technology Vol. 199*, pp. 386-397.



- Chen, L. & Neibling, H., 2014. *University of Idaho - Anaerobic Digestion Basics*. [Internett]  
Available at: <http://large.stanford.edu/courses/2017/ph240/huang1/docs/cis-1215.pdf>  
[Funnet 18 februar 2018].
- Chen, Y., Cheng, J. J. & Creamer, K. S., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, July, pp. 4044-4064.
- Daigger, G. T. & Buttz, J. A., 1998. *Upgrading Wastewater Treatment Plants*. Second Edition red. Lancaster, Pennsylvania: Technomic Publishing Company, Inc.
- Demirbas, A., Taylan, O. & Kaya, D., 2016. Biogas production from municipal sewage sludge (MSS). *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 4 Oktober, pp. 3027-3033.
- Divya, D., Gopinath, L. & Christy, P. M., 2015. A review on current aspects and diverse prospects for enhancing biogas production in sustainable means. *Renewable and Sustainable Energy*, February, pp. 690-699.
- EBA, 2015. *EBA Biomethane & Biogas Report 2015*. [Internett]  
Available at: <http://european-biogas.eu/2015/12/16/biogasreport2015/>  
[Funnet 15 Januar 2018].
- Energi- og miljøkomiteen, 2017-2018. *Stortinget - Innstilling fra energi- og miljøkomiteen om Avfall som ressurs - avfallspolitikk og sirkulær økonomi*. [Internett]  
Available at: <https://www.stortinget.no/globalassets/pdf/innstillinger/stortinget/2017-2018/inns-201718-127s.pdf>  
[Funnet Juni 2018].
- Energias Sverige, 2017. *Statistisk om biogas*. [Internett]  
Available at: <http://www.energiogas.se/fakta-om-gas/biogas/statistik-om-biogas/>  
[Funnet 15 Januar 2018].
- Engineering Toolbox, 2003. *Fuels - Higher and Lower Calorific Values*. [Internett]  
Available at: [https://www.engineeringtoolbox.com/fuels-higher-calorific-values-d\\_169.html](https://www.engineeringtoolbox.com/fuels-higher-calorific-values-d_169.html)  
[Funnet 15 Januar 2018].
- Engineering Toolbox, 2003. *Gases - Density*. [Internett]  
Available at: [https://www.engineeringtoolbox.com/gas-density-d\\_158.html](https://www.engineeringtoolbox.com/gas-density-d_158.html)  
[Funnet 15 Januar 2018].
- Engineering ToolBox, 2010. *Biogas - Carbon Nitrogen Ratios*. [Internett]  
Available at: [https://www.engineeringtoolbox.com/biogas-carbon-nitrogen-ratios-d\\_1608.html](https://www.engineeringtoolbox.com/biogas-carbon-nitrogen-ratios-d_1608.html)  
[Funnet Februar 2018].
- EPA, 2006. *United States Environmental Protection Agency - Biosolids Technology Fact Sheet, Multi-Stage Anaerobic Digestion*. [Internett]  
Available at: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P10053F0.PDF?Dockey=P10053F0.PDF>  
[Funnet Februar 2018].



EPA, 2015. *United States Environmental Protection Agency - Greenhouse Gas Emissions*. [Internett]  
Available at: <https://www.epa.gov/ghgemissions/overview-greenhouse-gases>  
[Funnet 20 Mars 2018].

Ersahin, M. E., Ozgun, H., Dereli, R. K. & Ozturk, I., 2013. *InTec-Anaerobic treatment of industrial effluents: an overview of applications*. [Internett]  
Available at: [https://www.researchgate.net/figure/Most-commonly-used-anaerobic-reactor-types-A-Completely-mixed-anaerobic-digester-B\\_fig2\\_235351832](https://www.researchgate.net/figure/Most-commonly-used-anaerobic-reactor-types-A-Completely-mixed-anaerobic-digester-B_fig2_235351832)  
[Funnet Juni 2018].

Esposito, G. et al., 2012. Bio-Methane Potential Tests To Measure The Biogas Production From The Digestion and Co-Digestion of Complex Organic Substrates. *The Open Environmental Engineering Journal*, pp. 1-8.

European Commission, 2009. *European Commission - Renewable Energy Directive*. [Internett]  
Available at: <https://ec.europa.eu/energy/en/topics/renewable-energy/renewable-energy-directive>  
[Funnet 15 01 2018].

Eurostat, 2017. *Natural gas consumption*. [Internett]  
Available at: [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Natural\\_gas\\_consumption\\_statistics](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Natural_gas_consumption_statistics)  
[Funnet 15 Januar 2018].

Fiksen, K., 2016. *Verdiskapning fra produksjon av biogass på Østlandet*, Oslo: Avfall Norge - THEMA Consulting Group AS.

Franke-Whittle, I., Walter, A., Ebner, C. & Insam, H., 2014. Investigation into the effect of high concentrations of volatile fatty acids in anaerobic digestion on methanogenic communities. *Waste Management*, November, pp. 2080-2089.

Fricke, K. et al., 2006. Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW. *Waste Management*, Juli, pp. 30-43.

Gerardi, M. H., 2003. *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. Hoboken: John Wiley & Sons Inc.

Grando, R. L. et al., 2017. Technology overview of biogas production in anaerobic digestion plants: A European evaluation of research and development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews Volume 80*, Desember, pp. 44-53.

Grombach, P., Haberer, K., Merkl, G. & Trüeb, E., 1987. *Handbuch der Wasser-versorgungstechnik. Bestimmung des Faulverhaltens (S8)*. 3. Auflage red. München: Oldenbourg.

Hollinger, C. et al., 2016. Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science & Technology*.

IGU, 2017. *2017 World LNG Report*, Barcelona: IGU - International Gas Union.

Ilaria, 2017. *IGW srl - Anaerobic digestion*. [Internett]

Available at: <http://www.igwsrl.com/news-english/fascia-2/anaerobic-digestion>

[Funnet Mars 2018].

Iowa State University, 2001. *Home Engineering - Sludge Disposal*. [Internett]

Available at: [home.engineering.iastate.edu/~leeuwen/CE%20523/.../Sludge%20Disposal.doc](http://home.engineering.iastate.edu/~leeuwen/CE%20523/.../Sludge%20Disposal.doc)

[Funnet 28 Mai 2018].

Jørgensen, P., 2009. *BIOGAS- Green Energy*, Sverige: PlanEnergi & Faculty of Agricultural Sciences, Aarhus University.

Kafle, G. & Kim, S. h., 2012. Evaluation of the Biogas Productivity Potential of Fish Waste: A Lab Scale Batch Study. *Journal of Biosystems Engineering*, 30 Oktober, pp. 302-313.

Khan, I. U. et al., 2017. Biogas as a renewable energy fuel - A review of biogas upgrading, utilisation and storage. *Energy Conversion and Management*, 15 Oktober, pp. 277-294.

Kiepper, B. H., 2016. *Understanding Laboratory Wastewater Tests: 1. ORGANICS (BOD, COD, TOC O&G)*. [Internett]

Available at: <http://extension.uga.edu/publications/detail.html?number=C992>

[Funnet 09 mai 2018].

Koch, K., Wichern, M., Lübken, M. & Horn, H., 2009. Mono fermentation of grass silage by means of loop reactors. *Bioresource Technology*, Desember, pp. 5934-5940.

Labatut, R., Angenent, L. & Scott, A., 2011. Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource Technology*, Februar, pp. 2255-2264.

Landbruks- og matdepartementet, 2018. *Lovdata*. [Internett]

Available at: <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2018-07-02-1148>

[Funnet Juli 2018].

Lovdata, 2006. *Lovdata - Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften)*.

[Internett]

Available at: [https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL\\_4#KAPITTEL\\_4](https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_4#KAPITTEL_4)

[Funnet Juni 2018].

Makisha, N. & Semenova, D., 2017. *Production of biogas at wastewater treatment plants and its futher application*, Moskva: EDP Sciences.

Malmborg, J. & Magnér, J., 2015. Pharmaceutical residues in sewage sludge: Effect of sanitization and anaerobic digestion. *Journal of Environmental Management*, 31 Januar, pp. 1-10.

Marchaim, U., 1992. *Biogas processes for sustainable development*. M-09 red. Israel: FAO.

Marthinsen, J., 2017. *Kvalitet på substrat til biogassanlegg*, Oslo: Avfall Norge - Mepex Consult AS.

McCarty, L. P. & Smith, P. D., 1986. Anaerobic wastewater treatment - Fourth of a six-part series on wastewater treatment processes. *Environmental Science Technology Vol. 20*.

Melle, T. v. et al., 2018. *How gas can help achieve the Paris Agreement target in an affordable way*, Utrecht: Ecofys på oppdrag av Gas for Climate Consortium.

Michigan University, 2018. *Continuous Stirred Tank Reactors (CSTRs)*. [Internett]  
Available at: <http://www.umich.edu/~elements/fogler&gurmen/html/asyLearn/bits/cstr/index.htm>  
[Funnet 2018].

Michigan University, 2018. *Plug Flow Reactors (PFRs)*. [Internett]  
Available at: <http://umich.edu/~elements/asyLearn/bits/pfrfinal/index.htm>  
[Funnet 2018].

Mittal, A., 2011. Biological Wastewater Treatment. *Water Today*, 2011(Fulltide), pp. 32-44.

Miyamoto, K., 1997. *Renewable biological systems for alternative sustainable energy production*. Osaka: FAO Agricultural Services Bulletin.

Moestedt, J., Müller, B., Westerholm, M. & Schnürer, A., 2016. Ammonia threshold for inhibition of anaerobic digestion of think stillage and the importance of organic loading rate. *Microbial biotechnology*, Mars, pp. 180-194.

Monch-Tegeder, M., Lemmer, A., Oechsner, H. & Jungbluth, T., 2013. Investigation of the methane potential of horse manure. *Agric Eng Int: CIGR Journal*, Juli, pp. 161-172.

Moral, R. et al., 2005. Characterisation of the organic matter pool in manures. *Bioresource Technology*, pp. 153-158.

Morken, J. et al., 2017. *Veileder for biogassanlegg - mulighetsstudie, planlegging og drift*, Ås/Oslo: REALTEK (NMBU).

Nedland, K. & Ohr, K., 2010. *Utvikling av biogass i Norge - forprosjekt*, Sandvika: Asplan Viak.

OEC Gruppen as, 2017. *Vestby Kommune - Søndre Follo Renseanlegg IKS Reguleringsplan; Forslag til planprogram*. [Internett]

Available at:

[https://www.vestby.kommune.no/getfile.php/3952804.1066.zqmqqkmtnsmps/S%C3%B8ndre+Follo+renseanlegg+reguleringsplan\\_Forslag+til+planprogram.pdf](https://www.vestby.kommune.no/getfile.php/3952804.1066.zqmqqkmtnsmps/S%C3%B8ndre+Follo+renseanlegg+reguleringsplan_Forslag+til+planprogram.pdf)

[Funnet Juni 2018].

Pederstad, A., 2017. *Bærekraft og klimagassreduksjoner for norskprodusert biogass-kunnskapsgrunnlag og anbefaling til innkjøpere*, Oslo: Carbon Limits.

PennState, 2018. *Bacterial Growth Curve*. [Internett]

Available at: [https://online.science.psu.edu/micrb106\\_wd/node/6122](https://online.science.psu.edu/micrb106_wd/node/6122)

[Funnet 5 Februar 2018].

Raadal, H. L., Schakenda, V. & Morken, J., 2008. *Potensialstudie for biogass i Norge*, Ås: Østfoldforskning AS og NMBU.

Ruggeri, B., 1986. Kinetic and Thermal Aspects of Biogas Production. *Agricultural Wastes 16*, pp. 183-200.



Schnürer, A. & Jarvis, Å., 2009. *Microbiological Handbook for Biogas Plants*, Malmö: Swedish Gas Centre.

SINTEF, 2017. *BioNord - Produksjon av biogass i Nord-Norge*. [Internett]

Available at: <https://www.sintef.no/prosjekter/bionord-produksjon-av-biogass-i-nord-norge/>

[Funnet 18 Januar 2018].

Solli, L., 2015. Biogassbehandling av avfall fra fiskeoppdrett - hvor mye tåler prosessen?. *Bioforsk FOKUS*, Issue 10(2), p. 84.

Sperling, M. v., Verbyla, M. & Oakley, S., 2017. *Anaerobic Sludge Blanket Reactors*. In: J.B Rose and B. Jimenez-Cisneros (eds) *Global Water Pathogens Project*. [Internett]

Available at: <http://www.waterpathogens.org/book/anaerobic-sludge-blanket-reactors>

[Funnet Juni 2018].

SSB, 2017. *Statistisk Sentralbyrå - Utslipp og rensing av kommunalt avløp*. [Internett]

Available at: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/avlut>

[Funnet 9 Februar 2018].

Statistisk Sentralbyrå, 2009. *Utslipp, rensing og slamdisponering i den kommunale avløpssektoren 2007*, Oslo-Kongsvinger: Statistisk Sentralbyrå.

Strömberg, S., Nistor, M. & Liu, J., 2014. Towards eliminating systematic errors caused by the experimental conditions in Biochemical Methane Potential (BMP) tests. *Waste Management Volume 34*, November, pp. 1939-1948.

Svenskt Gasteknisk Center, 2009. *Substrathandbok for biogasproduksjon*, s.l.: Svenskt Gasteknisk Center AB.

Swedish Gas Technology Centre, 2012. *Basic data om biogas*, Malmö: Svenskt Gastekniskt Center AB.

Søndre Follo Renseanlegg IKS, 2017. *Søndre Follo Renseanlegg- Strategiplan 2017 - 2021*. [Internett]

Available at: <http://sfrens.no/wp-content/uploads/2017/03/20170829-SFR-Strategiplan-master.pdf>

[Funnet Juni 2018].

The AD Centre, 2018. *The Wales Centre of Excellence for Anaerobic Digestion - Wet & Dry Systems*.

[Internett]

Available at: <http://www.walesadcentre.org.uk/Technologies/WetandDrySystems.aspx>

[Funnet April 2018].

United Nations, 2017. *World Population Prospects: The 2017 Revision*. [Internett]

Available at: <https://www.un.org/development/desa/publications/world-population-prospects-the-2017-revision.html>

[Funnet April 2018].

Vangdal, E., Kvamm-Lichtenfeld, K., Sørheim, R. & Svalheim, Ø., 2014. *Fiskeslam frå oppdrettsanlegg - Gjødning til planter eller råstoff for biogass?*, Ås: Bioforsk Ullensvang.



VDI, 4., 2006. Fermentation of organic materials. Characterisation of the substrates, sampling, collection of material data, fermentation test.. *Verein Deutscher Ingenieure*.

Wang, B., 2016. *Factors that Influence the Biochemical Methane Potential (BMP) Test: Steps towards the Standardisation of BMP Test*, Lund, Sweden: Lund University.

Wang, S., Hou, X. & Su, H., 2017. *Exploration of the relationship between biogas production and microbial community under high salinity conditions*. [Internett]

Available at: <https://www.nature.com/articles/s41598-017-01298-y#Sec2>

[Funnet 20 April 2018].

Weiland, P., 2010. Biogas production: current state and perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*, Januar, pp. 849-860.

Wisconsin Department of Natural Resources Bureau of Science Services, 1992. *Wisconsin Department of Natural Resources*. [Internett]

Available at: <https://dnr.wi.gov/regulations/opcert/documents/wwsganaerobdigadv.pdf>

[Funnet 10 Mai 2018].

Zhou, Y. et al., u.d. Effect of thermal hydrolysis pre-treatment on anaerobic digestion of municipal biowaste: A pilot scale study in China.

Zieminski & Frac, 2012. Methane fermentation process as anaerobic digestion of biomass: Transformations, stages and microorganisms. *African Journal of Biotechnology*, pp. 4127-4139.



## Vedlegg A

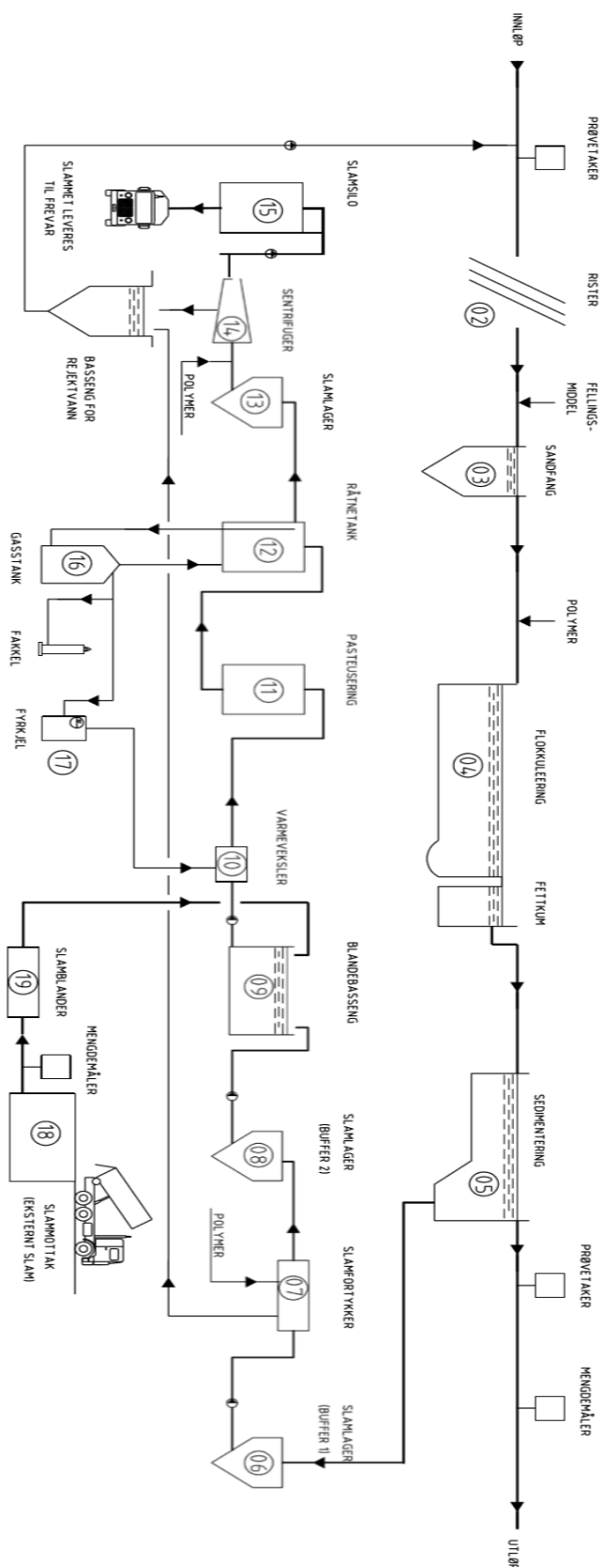
Data tilsendt fra Søndre Follo Renseanlegg.

Tabell A.1: Rådata av gass- og effektforbruk i april måned ved SFR.

Dag	Gassforbruk		Effektforbruk		
	Fakkel m <sup>3</sup>	Kjele m <sup>3</sup>	Slambehandling kWh	Gammelt anlegg kWh	Oljeforbruk l
01.04.18	295,5	767,5	-	-	-
02.04.18	94,8	976,9	-	-	-
03.04.18	139,3	1301,1	44	30	80
04.04.18	816,6	1282,4	7	5	0
05.04.18	785	1176	7	4	0
06.04.18	766,2	1168,3	6	5	0
07.04.18	1024	1076,1			
08.04.18	443	712,7			
09.04.18	300,6	984,8	19	14	17
10.04.18	657,8	1189,7	7	5	11
11.04.18	906,5	1225,8	7	5	0
12.04.18	476,3	1023,4	7	5	0
13.04.18	564,1	1215,2	7	4	2
14.04.18	852	872			
15.04.18	489,2	696,7			
16.04.18	140,5	933	19	14	0
17.04.18	416,2	1013,6	7	4	39
18.04.18	841	809,3	7	5	0
19.04.18	578,4	1094,8	6	5	11
20.04.18	809,7	1092,1	7	5	3
21.04.18	941,8	956,3			
22.04.18	692,8	697,1			
23.04.18	366,4	1045,9	19	13	0
24.04.18	598,8	1049	6	4	0
25.04.18	835,7	1095,6	14	5	4
26.04.18	715	937,3	6	4	0
27.04.18	709,5	1080,8	6	5	0
28.04.18	1029,3	867,3			
29.04.18	694	806,6			
30.04.18	541,2	832,7	20	13	0
<b>Sum</b>	18521,2	29980	228	154	167
<b>Snitt</b>	617,37	999,33	11,4	7,7	8,35
<b>Maks</b>	1029,3	1301,1	44	30	80
<b>Min</b>	94,8	696,7	6	4	0
<b>Antall</b>	30	30	20	20	20

Tabell A.2: Rådata fra registrering av slambehandling ved SFR i april måned.

Råtnetank								
1 [ $V_1 = 500 \text{ m}^3$ ]					2 [ $V_2 = 1000 \text{ m}^3$ ]			
Dag	m <sup>3</sup> INN (= UT)	C	pH	%TS	m <sup>3</sup> INN (= UT)	C	pH	%TS
01.04.18	15	38,4			28	40,3		
02.04.18	30	38,2			60	40,7		
03.04.18	39	39,5	6,92	3,11	78	40,2	7,03	2,77
04.04.18	42	40,9	6,88	3,16	86	40,3	7,00	3,11
05.04.18	39	40,9			79	40,3		
06.04.18	42	40,9	6,98	2,93	82	40,2	6,93	3,10
07.04.18	30	40,9			60	40,1		
08.04.18	18	41,0			35	40,3		
09.04.18	39	40,9	7,02	3,37	77	40,2	7,01	3,47
10.04.18	45	40,5	7,06	3,18	94	40,3	7,01	2,96
11.04.18	42	40,2	6,93	3,22	82	40,3	6,91	3,14
12.04.18	36	40,2	6,90	3,29	69	40,4	6,90	3,18
13.04.18	42	40,1	6,92	3,20	86	40,2	6,96	3,10
14.04.18	27	40,0			55	40,1		
15.04.18	21	40,1			38	40,2		
16.04.18	27	40,2	6,93	3,17	60	40,1	6,93	3,19
17.04.18	38	40,1	6,93	3,29	72	40,5	6,92	3,22
18.04.18	26	40,2	6,86	3,36	54	40,4		
19.04.18	43	40,3	6,86	3,38	84	40,4	6,79	3,26
20.04.18	40	40,3	6,75	3,42	83	40,2	6,81	3,24
21.04.18	32	40,5			61	40,3		
22.04.18	19	40,7			36	40,3		
23.04.18	40	40,8	6,97	3,29	84	40,2	6,94	3,34
24.04.18	38	40,9	6,86	3,29	76	40,1	6,90	3,30
25.04.18	42	41,0	6,90	3,27	81	40,2	6,78	3,31
26.04.18	28	41,2	6,91	3,24	59	40,3	6,80	3,29
27.04.18	38	41,3	6,76	3,31	77	40,3	6,92	3,09
28.04.18	30	41,5			56	40,4		
29.04.18	24	41,7			50	40,4		
30.04.18	29	41,8	7,02	3,11	57	40,4	6,83	3,11
<b>Sum</b>	1001	-	-	-	1999	-	-	-
<b>Snitt</b>	33	40,5	6,91	3,24	67	40,3	6,91	3,18
<b>Maks</b>	45	41,8	7,06	3,42	94	40,7	7,03	3,47
<b>Min</b>	15	38,2	6,75	2,93	28	40,1	6,78	2,77
<b>Antall</b>	30	30	19	19	30	30	18	18



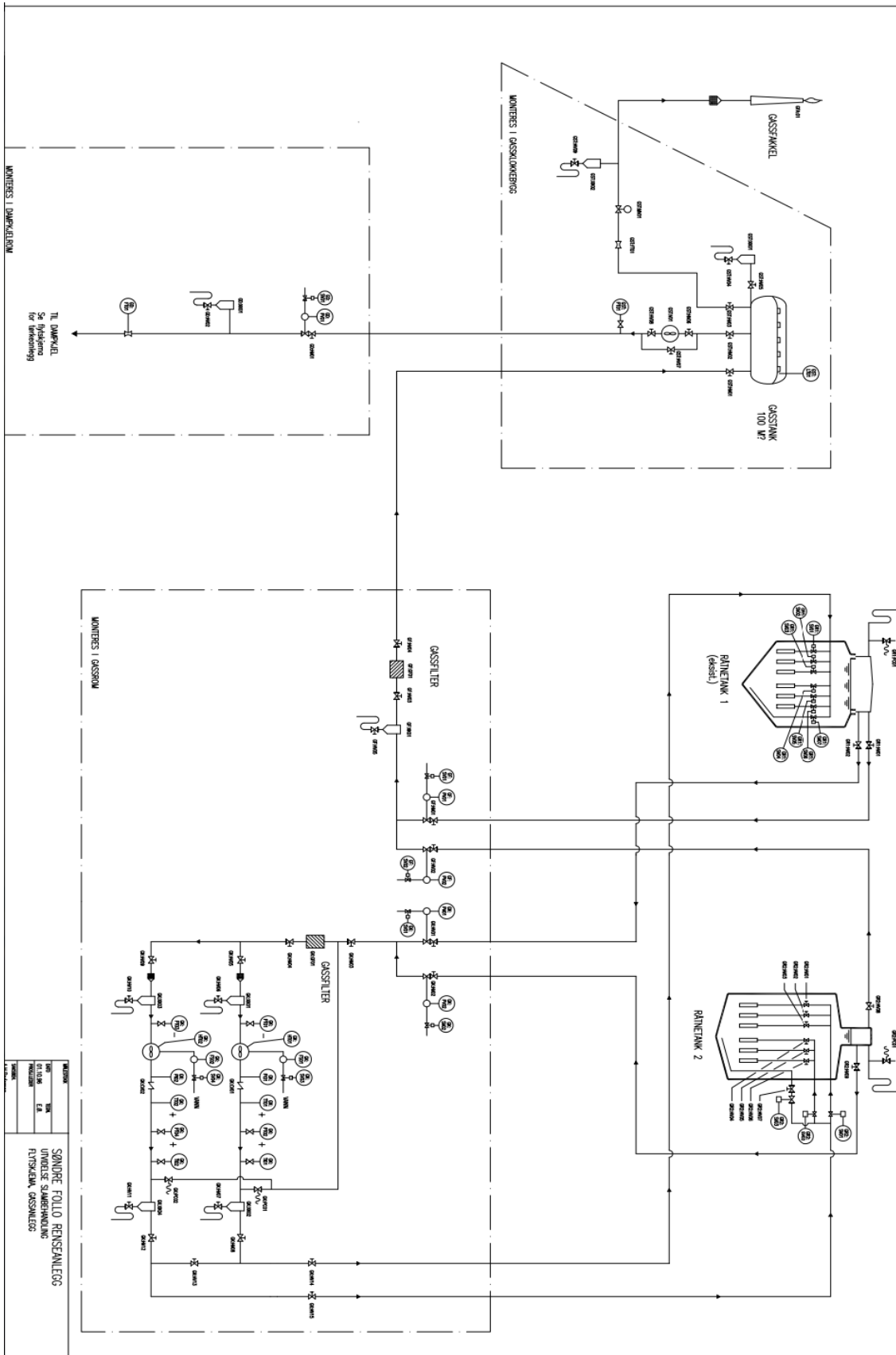
SØNDRE FOLLO RENSEANLEGG IKS  
RENSEPROSSESSEN STEG FOR STEG



Figur 18: Flytskjema der rensprosessen vises trinn for trinn. Kilde SFR.



# Flytskjema for gassanlegg



Figur 20: Full visning av flytskjema fra SFR. Levert av InterConsult.

## Vedlegg B

Tabell B.1: Rådata fra akkumulasjonen av metan ved triplikatene i potensialstudien.

Prøve	Tid (dager)																							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	20	29	34	40	50	
	Akkumulert metangass [ml CH <sub>4</sub> /g VS]																							
Neg1	22,7	29,1	33,1	36,9	41,0	47,0	53,1	61,4	69,5	77,6	85,7	92,0	96,9	99,1	101,8	103,7	105,1	106,9	110,8	119,8	126,9	131,5	135,9	
Neg2	20,9	26,4	30,7	35,0	39,9	46,6	53,0	61,9	70,8	79,8	88,3	95,1	100,4	103,0	105,7	107,7	109,2	110,5	114,2	123,3	129,7	134,3	138,7	
Neg3	19,7	25,0	29,4	33,5	37,9	44,3	49,9	57,8	66,2	74,8	83,9	91,0	96,0	98,7	100,9	102,6	103,8	105,1	108,6	118,7	125,6	130,2	134,6	
Pos 1	3,0	23,8	33,0	38,1	42,5	49,1	56,1	64,2	71,6	79,4	95,3	115,1	143,1	169,5	193,9	221,1	247,1	269,0	300,1	347,7	353,2	359,1	369,2	
Pos 2	11,5	39,7	50,0	53,9	55,8	55,7	55,7	54,8	54,7	55,8	59,8	66,1	78,7	97,7	122,0	147,6	173,2	201,3	239,9	318,2	330,5	339,4	346,8	
Pos 3	2,6	12,8	21,1	26,6	34,1	46,9	53,5	58,3	61,6	65,4	75,0	86,1	98,9	112,8	131,3	153,9	178,0	204,0	246,9	360,2	375,4	387,3	395,2	
1-1																								
Råslam	9,7	26,6	38,4	44,4	52,4	63,8	83,7	115,4	151,8	188,1	217,2	234,4	253,2	269,9	283,6	292,4	298,5	303,1	308,5	320,2	321,4	329,0	333,4	
1-2																								
Råslam	9,8	28,3	39,4	45,3	53,0	65,1	85,5	115,4	153,3	190,5	211,3	225,0	241,4	257,8	271,5	280,0	286,0	291,0	296,9	310,1	313,1	316,3	322,4	
1-3																								
Råslam	9,5	28,1	40,4	47,3	56,4	68,5	89,7	125,2	160,5	196,0	214,8	230,0	245,0	258,7	268,5	275,3	280,4	284,9	289,8	299,6	301,2	307,0	315,1	
2-1																								
Bl.tank	7,2	24,6	37,0	46,9	65,1	90,8	127,2	171,9	207,5	240,5	257,4	266,6	275,9	284,2	290,0	294,9	299,5	303,6	307,4	318,7	325,9	333,3	339,0	
2-2																								
Bl.tank	7,8	27,1	38,2	47,7	64,5	88,3	121,4	167,6	204,2	237,7	259,3	271,0	281,6	291,4	297,5	302,7	308,1	313,0	317,4	334,1	337,4	342,6	349,8	
2-3																								
Bl.tank	8,4	25,6	31,4	41,6	59,4	81,4	113,5	160,0	194,4	222,7	240,3	252,0	262,1	269,8	275,1	280,1	284,4	288,3	292,0	303,2	310,4	317,0	321,7	
3-1																								
A.Reaktor	4,7	11,7	30,7	53,8	72,9	84,8	94,1	99,6	103,3	104,5	99,4	95,2	92,8	95,8	97,4	99,0	101,0	103,2	104,5	107,4	106,2	106,9	109,1	
3-1																								
A.Reaktor	6,2	14,9	35,3	59,3	78,8	90,3	99,0	105,6	109,9	110,2	104,2	100,3	97,6	100,7	102,3	103,6	105,5	108,6	110,3	115,1	114,6	116,9	119,6	
3-1																								
A.Reaktor	2,8	7,7	26,9	50,4	72,1	83,7	92,6	101,0	106,1	107,0	102,0	97,6	96,0	99,4	102,0	103,2	105,5	107,8	108,9	115,5	115,1	117,4	122,1	

*Betegningene «pos» og «neg» referer til hhv positiv kontroll og negativ kontroll.*



Tabell B.2: Rådata fra tørrstoff- og VS-beregninger av biorest ved potensialstudien.

Type sub	Prøve	Skål	Våt	Våt, netto	Tørr	Tørr, netto	TS%	Aske	Aske, netto	VS-% av TS
Neg	1-1	1,82	47,33	45,50	2,18	0,36	0,78	1,99	0,17	53,09
	1-2	1,81	48,36	46,54	2,18	0,37	0,79	1,99	0,17	52,56
	1-3	1,86	44,08	42,23	2,19	0,33	0,79	2,02	0,16	52,69
	2-1	1,81	39,72	37,91	2,11	0,30	0,80	1,95	0,14	52,29
	2-2	1,80	45,25	43,44	2,15	0,34	0,79	1,97	0,16	52,60
	2-3	1,84	44,65	42,81	2,17	0,34	0,79	2,00	0,16	52,43
	3-1	1,82	48,75	46,93	2,19	0,37	0,79	2,00	0,18	52,82
	3-2	1,82	42,47	40,64	2,15	0,32	0,79	1,97	0,15	53,49
	3-3	1,82	48,09	46,28	2,18	0,37	0,80	1,99	0,17	53,57
Pos	4-1	1,83	46,92	45,09	2,21	0,38	0,85	2,00	0,18	53,36
	4-2	1,81	53,48	51,66	2,25	0,43	0,84	2,01	0,20	53,68
	4-3	1,82	51,89	50,08	2,24	0,42	0,84	2,01	0,19	53,78
	5-1	1,87	42,24	40,37	2,19	0,32	0,80	2,01	0,15	54,07
	5-2	1,88	47,57	45,70	2,24	0,37	0,80	2,05	0,17	54,02
	5-3	1,85	48,43	46,58	2,22	0,38	0,81	2,02	0,17	53,86
	6-1	1,85	45,64	43,79	2,21	0,36	0,82	2,02	0,16	54,24
	6-2	1,83	45,51	43,68	2,19	0,36	0,82	2,00	0,16	54,46
	6-3	1,83	48,59	46,76	2,21	0,38	0,82	2,01	0,18	53,71
Råslam	7-1	1,90	45,04	43,13	2,31	0,41	0,95	2,09	0,19	53,04
	7-2	1,89	48,08	46,19	2,33	0,44	0,95	2,10	0,21	52,86
	7-3	1,89	47,47	45,58	2,32	0,43	0,94	2,09	0,20	53,59
	8-1	1,90	50,34	48,44	2,37	0,47	0,98	2,12	0,22	53,19
	8-2	1,89	49,42	47,53	2,35	0,46	0,98	2,11	0,22	52,74
	8-3	1,88	47,97	46,09	2,33	0,45	0,98	2,10	0,21	52,75
	9-1	1,90	47,22	45,32	2,35	0,45	0,99	2,11	0,20	54,76
	9-2	1,88	41,82	39,94	2,27	0,39	0,99	2,06	0,18	54,80
	9-3	1,88	43,37	41,49	2,29	0,41	0,99	2,06	0,19	54,44
Bl.tank	10-1	1,90	41,29	39,39	2,30	0,40	1,02	2,09	0,18	54,09
	10-2	1,88	45,04	43,16	2,32	0,44	1,02	2,08	0,20	53,57
	10-3	1,86	50,49	48,63	2,36	0,50	1,03	2,09	0,23	53,59
	11-1	1,87	48,28	46,41	2,34	0,47	1,02	2,09	0,22	53,49
	11-2	1,91	50,18	48,27	2,40	0,49	1,02	2,14	0,23	52,95
	11-3	1,87	49,52	47,64	2,36	0,49	1,02	2,10	0,23	53,31
	12-1	1,91	46,66	44,74	2,38	0,47	1,04	2,13	0,22	53,88
	12-2	1,89	48,99	47,10	2,38	0,49	1,04	2,12	0,23	53,58
	12-3	1,90	45,05	43,15	2,35	0,45	1,03	2,11	0,21	53,28
A.Reaktor	13-1	1,91	47,19	45,29	2,46	0,55	1,22	2,18	0,27	50,24
	13-2	1,88	46,38	44,50	2,42	0,54	1,22	2,14	0,27	51,19
	13-3	1,88	50,29	48,41	2,47	0,60	1,23	2,17	0,29	50,94
	14-1	1,88	49,36	47,48	2,48	0,60	1,26	2,17	0,29	51,93
	14-2	1,87	48,27	46,40	2,45	0,59	1,26	2,15	0,28	51,58
	14-3	1,87	52,49	50,63	2,50	0,64	1,26	2,18	0,31	51,16
	15-1	1,87	42,89	41,02	2,37	0,50	1,21	2,12	0,24	51,09
	15-2	1,89	46,38	44,49	2,44	0,54	1,22	2,16	0,27	51,05
	15-3	1,89	49,65	47,76	2,48	0,59	1,23	2,18	0,29	51,17

## Vedlegg C

Tabell C.1: Rådata fra biogassproduksjonen ved Antec Biogas pilotanlegg.

Dato	Masse inn		Masse ut		Kammer 1	Biorest [L]	TS [%]	VS [%]	Kammer 4-5	Gassmåler	Gassproduksjon m3	Gassprøve CH4	CO2
	Blandingstank [L]	TS [%]	VS [%]	VS [%]									
01.04.2018	230			230	48,2			48,9		431,42			
02.04.2018	230			230									
03.04.2018	230			230	48,6			49,2		432,852	1,43		
04.04.2018	230			230	47,8			48,5		432,857	0,01		
05.04.2018	230	0,58	64,21	230	47		4,19	47,7		432,97	0,11	63,08	
06.04.2018	230			230	47,8			48,4		433,305	0,33		
07.04.2018	230			230	50,3			51,5		434,698	1,39		
08.04.2018	230			230	51,8			51,8		438,12	3,42		
09.04.2018	230			230	53,3			52,8		443,461	5,34		
10.04.2018	230			230	53,3			54,3		449,546	6,08		
11.04.2018	230			230	55,7			55,9		461,147	11,60		
12.04.2018	230	5,42	71,54	230	56,1		3,29	55,7	59,57	467,755	6,61		40,08
13.04.2018	230			230	57,1			56,6		473,145	5,39		
14.04.2018	230			230	55,6			55,4		478,171	5,03		
15.04.2018	230			230	55			54,8		484,693	6,52		
16.04.2018	230			230	54,9			54,7		490,26	5,57		
17.04.2018	230			230	54,9			55		496,268	6,01		
18.04.2018	230			230	55,4			55		501,874	5,61		
19.04.2018	230	5,91	71,63	230	55,2		3,65	55,1	54,67	508,978	7,10		36,76
20.04.2018	230			230	55,5			55,3		513,44	4,46		
21.04.2018	230			230	55,9			55,2		520,223	6,78		
22.04.2018	230			230	55,7			55,5		527,041	6,82		
23.04.2018	230			230	55,2			55,6		531,76	4,72		
24.04.2018	230			230	54,5			55,2		537,328	5,57		
25.04.2018	230			230	54,5			54,5		543,519	6,19		
26.04.2018	230	7,34	72,32	230	54,5		2,87	54,5		547,823	4,30	64,05	35,95
27.04.2018	230			230	54,6			54,6		554,526	6,70		
28.04.2018	230			230	54,7			54,7		562,754	8,23		
29.04.2018	230			230	54,9			54,9		569,711	6,96		
30.04.2018	230			230	54,9			54,9		573,692	3,98		
01.05.2018	230			230	55			55		580,877	7,18		
02.05.2018	230			230	54,8			54,8		585,95	5,07		
03.05.2018	230	7,28	75,26	230	55		2,86	55	57	593,738	7,79	62,66	37,34
04.05.2018	230			230	54,8			54,8		599,388	5,65		
05.05.2018	230			230									
06.05.2018	230			230	55,4			55,4		612,326	12,94		
07.05.2018	230			230	55,9			55,9		618,076	5,75		
08.05.2018	230			230	55,6			55,6		625,789	7,71		
09.05.2018	230			230	56			56		634,212	8,42		
10.05.2018	230	5,44	77,31	230	55,6		2,87	55,6	58,21	642,709	8,50	63,65	36,35
11.05.2018	230			230	55,2			55,2		647,915	5,21		
12.05.2018	230			230	55,4			55		655,039	7,12		
13.05.2018	230			230	55,2			54,9		663,608	8,57		
14.05.2018	230			230	54,5			54,5		670,47	6,86		
15.05.2018	230			230	55,5			54,8		679,53	9,06		
16.05.2018	230			230	55,7			54,8		684,106	4,58		
17.05.2018	230	5,93	75,4	230	55,5		2,74	55	55,49	689,939	5,83	63,72	36,28
18.05.2018	230			230	55,2			54,9		697,309	7,37		
19.05.2018	230			230	55,3			55		704,685	7,38		
20.05.2018	230			230									

Tabell C.2: Rådata over tørrstoff- og VS-analysene ved Antec pilotanlegg. Del 1.

Uke 1												
04.apr												
Type	Prøve nr	Skål	Våt	Våt, netto	Tørr	Tørr, netto	Differanse, netto	TS-%	VS	VS, netto	VS-% av TS	
Blandtank	1-1	1,8116	45,6785	43,8669	2,0692	0,2576	43,6093	0,58723092	1,9034	0,0918	64,363354	
	1-2	1,7922	48,2926	46,5004	2,0625	0,2703	46,2301	0,58128532	1,8895	0,0973	64,0029597	
	1-3	1,8201	49,422	47,6019	2,0974	0,2773	47,3246	0,58253977	1,9192	0,0991	64,2625316	
Snitt:								<b>0,584</b>			<b>64,21</b>	
Biorest	2-1	1,8107	50,957	49,1463	3,867	2,0563	47,09	4,18403827	2,8049	0,9942	51,6510237	
	2-2	1,7936	54,4454	52,6518	4,0033	2,2097	50,4421	4,19681758	2,8593	1,0657	51,7717337	
	2-3	1,8218	53,2932	51,4714	3,9856	2,1638	49,3076	4,20388798	2,862	1,0402	51,9271652	
Snitt:								4,19			51,78	
Uke 2												
11.apr												
Type	Prøve nr	Skål	Våt	Våt, netto	Tørr	Tørr, netto	Differanse, netto	TS-%	VS	VS, netto	VS-% av TS	
Blandtank	1-1	1,8394	47,516	45,6766	4,3006	2,4612	43,2154	5,38831699	2,5426	0,7032	71,4285714	
	1-2	1,8508	47,729	45,8782	4,353	2,5022	43,376	5,45400648	2,5607	0,7099	71,6289665	
	1-3	1,795	50,304	48,509	4,4189	2,6239	45,8851	5,40909934	2,5413	0,7463	71,5526051	
Snitt:								<b>5,42</b>			<b>71,54</b>	
Biorest	2-1	1,8688	48,3105	46,4417	3,4	1,5312	44,9105	3,29703693	2,4855	0,6167	59,7243992	
	2-2	1,8367	52,293	50,4563	3,4974	1,6607	48,7956	3,29136302	2,5094	0,6727	59,4929849	
	2-3	1,8449	53,7936	51,9487	3,5461	1,7012	50,2475	3,27476915	2,5339	0,689	59,4991771	
Snitt:								<b>3,29</b>			<b>59,57</b>	
Uke 3												
19.apr												
Type	Prøve nr	Skål	Våt	Våt, netto	Tørr	Tørr, netto	Differanse, netto	TS-%	VS	VS, netto	VS-% av TS	
Blandtank	1-1	1,8177	50,7164	48,8987	4,6991	2,8814	46,0173	5,89259019	2,6355	0,8178	71,6179635	
	1-2	1,8107	46,6164	44,8057	4,449	2,6383	42,1674	5,88831332	2,5617	0,751	71,5347004	
	1-3	1,8149	52,8443	51,0294	4,8501	3,0352	47,9942	5,94794373	2,6727	0,8578	71,738271	
Snitt:								<b>5,91</b>			<b>71,63</b>	
Biorest	2-1	1,8087	49,069	47,2603	3,5325	1,7238	45,5365	3,64745886	2,5912	0,7825	54,6061028	
	2-2	1,814	52,0093	50,1953	3,6397	1,8257	48,3696	3,63719312	2,6441	0,8301	54,5325081	
	2-3	1,8372	47,9555	46,1183	3,5316	1,6944	44,4239	3,67402962	2,6017	0,7645	54,8807838	
Snitt:								<b>3,65</b>			<b>54,67</b>	
Uke 4												
23.apr												
Type	Prøve nr	Skål	Våt	Våt, netto	Tørr	Tørr, netto	Differanse, netto	TS-%	VS	VS, netto	VS-% av TS	
Blandtank	1-1	1,8176	56,8902	55,0726	6,0042	4,1866	50,886	7,60196541	2,9475	1,1299	73,0115129	
	1-2	1,8247	56,0739	54,2492	6,1148	4,2901	49,9591	7,90813505	2,9874	1,1627	72,8980676	
	1-3	1,8209	57,871	56,0501	6,2533	4,4324	51,6177	7,90792523	3,0262	1,2053	72,8070571	
Snitt:								<b>7,81</b>			<b>72,91</b>	
Biorest	2-1	1,8122	48,112	46,2998	3,1763	1,3641	44,9357	2,94623303	2,4388	0,6266	54,0649512	
	2-2	1,8129	49,1925	47,3796	3,2135	1,4006	45,979	2,95612458	2,4555	0,6426	54,119663	
	2-3	1,8202	46,1592	44,339	3,1209	1,3007	43,0383	2,93353481	2,4158	0,5956	54,2092719	
Snitt:								<b>2,95</b>			<b>54,13</b>	
27.apr												
Type	Prøve nr	Skål	Våt	Våt, netto	Tørr	Tørr, netto	Differanse, netto	TS-%	VS	VS, netto	VS-% av TS	
Blandtank	1-1	1,8207	57,1561	55,3354	5,584	3,7633	51,5721	6,80089057	2,8879	1,0672	71,64191	
	1-2	1,833	51,1658	49,3328	5,2104	3,3774	45,9554	6,84615509	2,7936	0,9606	71,5580032	
	1-3	1,8145	52,3637	50,5492	5,3372	3,5227	47,0265	6,96885411	2,801	0,9865	71,9959122	
Snitt:								<b>6,87</b>			<b>71,73</b>	
Biorest	2-1	1,8294	48,84	47,0106	3,1507	1,3213	45,6893	2,81064271	2,429	0,5996	54,6204496	
	2-2	1,8155	45,6551	43,8396	3,0308	1,2153	42,6243	2,77215121	2,3678	0,5523	54,554431	
	2-3	1,8132	50,6206	48,8074	3,1839	1,3707	47,4367	2,80838561	2,4336	0,6204	54,7384548	
Snitt:								<b>2,80</b>			<b>54,64</b>	

Tabell C.2: Rådata over tørrstoff- og VS-analysene ved Antec pilotanlegg. Del 2.

Uke 5											
02.mai											
Type	Prøve nr	Skål	Våt	Våt, netto	Tørr	Tørr, netto	Differanse, netto	TS-%	VS	VS, netto	VS-% av TS
Blandtank	1-1	1,8855	55,1289	53,2434	5,6314	3,7459	49,4975	7,03542599	2,8144	0,9289	75,2022211
	1-2	1,9124	55,9691	54,0567	5,8993	3,9869	50,0698	7,37540397	2,8983	0,9859	75,2715142
	1-3	1,9019	54,4836	52,5817	5,8041	3,9022	48,6795	7,42121308	2,8654	0,9635	75,3088002
Snitt:								<b>7,28</b>			<b>75,26</b>
Biorest	2-1	1,8824	52,5656	50,6832	3,3417	1,4593	49,2239	2,87925782	2,5054	0,623	57,3082985
	2-2	1,9001	55,9197	54,0196	3,4355	1,5354	52,4842	2,84230168	2,5616	0,6615	56,9167644
	2-3	1,8554	51,0748	49,2194	3,2666	1,4112	47,8082	2,86716214	2,4653	0,6099	56,7814626
Snitt:								<b>2,86</b>			<b>57,00</b>
Uke 6											
08.mai											
Type	Prøve nr	Skål	Våt	Våt, netto	Tørr	Tørr, netto	Differanse, netto	TS-%	VS	VS, netto	VS-% av TS
Blandtank	1-1	1,8161	54,9318	53,1157	4,6975	2,8814	50,2343	5,42476142	2,4543	0,6382	77,8510446
	1-2	1,8595	55,996	54,1365	4,8402	2,9807	51,1558	5,50589713	2,513	0,6535	78,0756198
	1-3	1,8226	59,444	57,6214	4,9767	3,1541	54,4673	5,47383437	2,5183	0,6957	77,9429948
Snitt:								<b>5,47</b>			<b>77,96</b>
Biorest	2-1	1,81	49,3747	47,5647	3,2593	1,4493	46,1154	3,04700755	2,4177	0,6077	58,0694128
	2-2	1,8223	50,8231	49,0008	3,288	1,4657	47,5351	2,99117565	2,4449	0,6226	57,5220031
	2-3	1,7769	53,6185	51,8416	3,3306	1,5537	50,2879	2,99701398	2,4318	0,6549	57,8490056
Snitt:								<b>3,01</b>			<b>57,81</b>
Uke 7											
15.mai											
Type	Prøve nr	Skål	Våt	Våt, netto	Tørr	Tørr, netto	Differanse, netto	TS-%	VS	VS, netto	VS-% av TS
Blandtank	1-1	1,8277	52,3063	50,4786	4,5477	2,72	47,7586	5,38842202	2,4582	0,6305	76,8198529
	1-2	1,8192	55,7008	53,8816	4,7107	2,8915	50,9901	5,36639595	2,4984	0,6792	76,5104617
	1-3	1,8245	55,207	53,3825	4,7347	2,9102	50,4723	5,45159931	2,503	0,6785	76,6854512
Snitt:								<b>5,40</b>			<b>76,67</b>
Biorest	2-1	1,8173	44,4616	42,6443	2,9779	1,1606	41,4837	2,72158295	2,2979	0,4806	58,5903843
	2-2	1,8162	56,2083	54,3921	3,3035	1,4873	52,9048	2,73440444	2,4341	0,6179	58,4549183
	2-3	1,7976	51,9668	50,1692	3,1751	1,3775	48,7917	2,74570852	2,3655	0,5679	58,7731397
Snitt:								<b>2,73</b>			<b>58,61</b>
Etterkontroll uke 8/9											
KONTROLL 28.mai											
Type	Prøve nr	Skål	Våt	Våt, netto	Tørr	Tørr, netto	Differanse, netto	TS-%	VS	VS, netto	VS-% av TS
Inn (Blandtank)	1-1	1,8463	52,7457	50,8994	4,8523	3,006	47,8934	5,90576706	2,5877	0,7414	75,3359947
	1-2	1,8346	64,2069	62,3723	5,5204	3,6858	58,6865	5,90935399	2,7411	0,9065	75,4056107
	1-3	1,8616	62,9458	61,0842	5,5265	3,6649	57,4193	5,99975116	2,7607	0,8991	75,4672706
Ut (Biorest)	2-1	1,8316	52,6002	50,7686	3,2252	1,3936	49,375	2,7450038	2,454	0,6224	55,3386912
	2-2	1,8181	56,3795	54,5614	3,3136	1,4955	53,0659	2,74094873	2,4863	0,6682	55,3192912
	2-3	1,8063	57,1223	55,316	3,3458	1,5395	53,7765	2,78310073	2,4878	0,6815	55,7323806
Inn (Blandtank)	3-1	1,814	66,6296	64,8156	5,6807	3,8667	60,9489	5,96569344	2,7668	0,9528	75,3588331
	3-2	1,8325	56,8195	54,987	5,0923	3,2598	51,7272	5,92831033	2,636	0,8035	75,3512485
	3-3	1,8415	62,2106	60,3691	5,3922	3,5507	56,8184	5,88165137	2,7127	0,8712	75,4639993
Ut (Biorest)	4-1	1,8474	55,807	53,9596	3,3102	1,4628	52,4968	2,71091706	2,5012	0,6538	55,3048947
	4-2	1,8326	55,494	53,6614	3,3053	1,4727	52,1887	2,74443082	2,4854	0,6528	55,6732532
	4-3	1,8198	55,3577	53,5379	3,2842	1,4644	52,0735	2,73525857	2,4702	0,6504	55,5859055









**Norges miljø- og biovitenskapelige universitet**  
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet  
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway