

# BACHELOROPPGAVE

Biokjemisk metanpotensial i anaerob co-nedbrytning av avløpsslam og glykolbasert avfall, med tilhørende tungmetallanalyse.

Biochemical Methane Potential in Anaerobic Co-Digestion of Sewage Sludge and Glycol-Based Waste, with Associated Heavy Metal Analysis.

**Magnus Hjøllo**

**Thomas Skjerping**

Bachelor i kjemiingeniør

Fakultet for ingeniør- og naturvitenskap/Institutt for sikkerhet, kjemi- og bioingeniørfag/Kjemiingeniør/Studieretning miljøteknologi/Studieretning prosess teknologi

29. Mai 2020

Jeg bekrefter at arbeidet er selvstendig utarbeidet, og at referanser/kildehenvisninger til alle kilder som er brukt i arbeidet er oppgitt, jf. Forskrift om studium og eksamen ved Høgskulen på Vestlandet, § 10.

## Forord

Prosjektoppgaven *Biokjemisk metanpotensial i anaerob co-nedbrytning av avløpsslam og glykolbasert avfall, med tilhørende tungmetallanalyse* er en ekstern oppgave gitt av Bergen kommune i samarbeid med HVL våren 2020. Oppgaven består av 20 studiepoeng som innebærer tverrfaglig eksperimentelt arbeid, skriveprosess, samt undervisning i litteratur og søk.

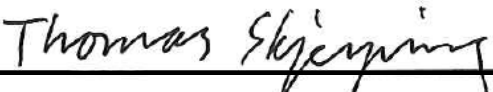
Gruppen består av to studenter som har valgt henholdsvis miljøteknologi og prosessteknologi som studieretninger til fordypning tredje studieår. Oppgaven er hovedsakelig rettet mot studieprogrammet miljøteknologi, men gruppe medlemmet med fordypning i prosessteknologi hadde fra tidligere erfaring fra kommunal avløpshåndtering. Dette førte til et godt faglig samarbeidsklima innad i gruppen og med intern veileder.

Gjennomføringen av oppgaven ble påvirket av det globale utbruddet av koronavirus våren 2020. HVL stengte ned sine bygninger for all aktivitet, mens Bergen biogassanlegg ikke fikk ta imot eksternt besøk. Grunnet dette ble det ikke utført så mange forsøksrunder som ønsket, samt at all kommunikasjon, veiledning og videre teoretisk arbeid ble utført digitalt.

Vi ønsker å takke ekstern veileder Hilde Eide Hatland, ved Bergen kommune, Vann- og avløpsetaten for god oppfølging under eksperimentelt arbeid og hjelp til etterarbeid med rapport. Videre vil vi takke personell på Bergen biogassanlegg for teknisk bistand og ettersyn av forsøksapparat. Vi vil også rette en takk til Kristine Akervold i Vann- og avløpsetaten. Vi ønsker å rette en spesielt stor takk til intern veileder, studieprogramansvarlig og høgskolelektor Kristin Kvamme for en svært god og tett oppfølging, som har prioritert oss til tross for ellers stort arbeidspress i forbindelse med virusutbrudd og nedstenging våren 2020.

Bergen 29.05.20

  
Magnus Hjøllo

  
Thomas Skjerping

## Sammendrag

Vann- og avløpsetaten i Bergen kommune ønsker å se på muligheten for å benytte glykolbasert avfall som co-substrat til avløpsslam i produksjonen av biogass ved Bergen biogassanlegg. Det var forventet med bakgrunn i tidligere studier at dette ville medføre økt produksjon av biogass. Målet med bacheloroppgaven var å bestemme hvilken glykolkonsentrasjon som ga størst biogassproduksjon, og samtidig lave tungmetallkonsentrasjoner i biorest.

Derfor ble det i denne oppgaven benyttet AMPTS-forsøk for å bestemme biokjemisk metanpotensial (BMP), når et avfallsprodukt av etylenglykol (EGW) ble benyttet som co-substrat. Det ble analysert på konsentrasjoner av ulike tungmetaller før og etter utråtning ved bruk av induktivt koplet plasma optisk emisjonsspektrometri (ICP-OES). En oppkonsentrering var forventet, men en eventuell større oppkonsentrering kan føre til at råtnest blir definert å tilhøre en høyere kvalitetsklasse i *gjødsekvareforskriften*, sammenlignet med den kvalitetsklassen biorest fra hygienisert slam tilhører.

Resultatene fra forsøkene viser at substratblandingen med 76 g EGW/L ga signifikant høyest BMP med 922 NmL/g VS. Verdien tilsvarte en økning på 134 % sammenlignet med BMP i prøven uten EGW. Den økte glykolkonsentrasjonen medførte en høyere BMP-verdi, men medførte ikke at prøven etter utråtning ble definert til en høyere kvalitetsklasse.

**Nøkkelord:** Anaerob nedbrytning, avløpsslam, biokjemisk metanpotensial (BMP), etylenglykol, tungmetall.

## Abstract

The water and wastewater authority in Bergen Municipality wants to explore the possibility of using glycol-based waste as a co-substrate for sewage sludge in the production of biogas at Bergen biogas plant. It was expected from previous studies that this would lead to higher production of biogas. The aim of the study was to determine which glycol concentration gave the highest biogas production, and at the same time low heavy metals concentrations in the remaining digestate.

Therefore, in this study, AMPTS experiments were used to determine biochemical methane potential (BMP) when a waste product of ethylene glycol (EGW) was used as co-substrate. It was analyzed for concentrations of various heavy metals before and after the digestion using inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-OES). An increase in heavy metals concentration was expected after the digestion. A possible higher concentration could place the digestate in a higher quality class due to the Norwegian government regulation “*Gjødselveforskriften*”, compared to the quality class normal digestate from Bergen biogas plant is placed in.

The results of the experiments show that 76 g EGW/L substrate mixture gave significantly highest BMP with 922 NmL/g VS. The value corresponded to an increase of 134 % compared to BMP in the sample without EGW. The increased glycol concentration resulted in a higher BMP value, but this did not lead to a higher quality class for the sample after digestion.

**Key words:** Anaerobic digestion, sewage sludge, biochemical methane potential (BMP), ethylene glycol, heavy metals.

# Innhold

<b>Forord .....</b>	<b>2</b>
<b>Sammendrag.....</b>	<b>3</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>4</b>
<b>Liste over forkortelser .....</b>	<b>8</b>
<b>1 Introduksjon og teori.....</b>	<b>9</b>
1.1 Bakgrunn.....	9
1.2 Studier utført i samarbeid mellom Bergen kommune og HVL.....	10
1.3 Glykol .....	13
1.4 Anaerob nedbrytning av organisk materiale .....	14
1.4.1 Produksjon av biogass .....	14
1.4.2 utfordringer i produksjon av biogass .....	16
1.4.3 Anaerob nedbrytningsprosess for glykoler.....	16
1.4.4 Co-nedbrytning av glykoler .....	16
1.5 Problemstilling, mål og delmål .....	17
1.6 Nytteverdi .....	18
<b>2 Materialer og metoder.....</b>	<b>19</b>
2.1. Formler og standarder.....	19
2.2 Statistiske beregninger.....	21
2.3 Instrumentering .....	21
2.3.1 BMP analyser.....	21
2.3.2 Tungmetallanalyser .....	22
2.4 Utstyr .....	23
2.5 Kjemikalier og standardløsninger .....	24
2.6 Helse, miljø og sikkerhet (HMS) og kvalitet.....	25

2.7	Framgangsmåte .....	26
2.7.1	Framgangsmåte for BMP-analyser.....	26
2.7.2	Framgangsmåte for tungmetallanalyser .....	28
<b>3</b>	<b>Resultat .....</b>	<b>35</b>
3.1	Bestemmelse av biokjemisk metanpotensial .....	35
3.1.1	Måling av TS, VS og Wv for prøvene i AMPTS-forsøkene .....	35
3.1.2	Produsert volum metan i AMPTS-forsøkene.....	37
3.1.3	pH-målinger før og etter utråtning .....	40
3.1.4	BMP i ulike substrater .....	40
3.1.5	Variansanalyse og t-tester på målte BMP-verdier .....	42
3.2	Tungmetallinnhold .....	44
3.2.1	Beregnete deteksjons- og kvantifiseringsgrenser.....	51
3.2.2	Kvalitetskontrollprøver og spikeprøver.....	51
3.2.3	Variansanalyse på tungmetallkonsentrasjoner .....	51
<b>4</b>	<b>Diskusjon .....</b>	<b>53</b>
4.1	Diskusjon av resultater fra AMPTS-forsøkene.....	53
4.1.1	Effekt av høy konsentrasjon av EGW på BMP .....	54
4.1.2	PGW som co-substrat .....	55
4.1.3	Sammenligning av resultater med funn i tidligere bacheloroppgaver.....	55
4.2	Diskusjon av resultater fra tungmetallanalyser .....	57
4.2.1	Tungmetallkonsentrasjoner i forsøksserie 1 .....	57
4.2.2	Tungmetallkonsentrasjoner i forsøksserie 2 .....	58
4.2.3	Tungmetallkonsentrasjoner i ren EGW .....	59
4.2.4	Begrunnelse for å ikke benytte metodeblank.....	60
4.2.5	Oppslutning av prøver .....	61
4.2.6	Emisjonsspektre og valg av regresjonsligninger.....	62

4.2.7	Vurdering av matrikseffekter.....	63
4.2.8	Deteksjon- og kvantifiserbarhet i målingene .....	64
<b>5</b>	<b>Konklusjon.....</b>	<b>65</b>
	<b>Appendiks .....</b>	<b>69</b>
A	Flytskjema .....	69
B	Resultat fra tidligere bacheloroppgaver .....	70
C	Innveide masser til bruk i beregning av TS, VS og W <sub>v</sub> .....	73
D	TS, VS og W <sub>v</sub> i prøvene .....	74
E	Innveide masser av substrat og podeslam, samt målt pH før og etter utråtning.....	75
F	Data fra AMPTS-forsøkene.....	76
G	Deskriptiv statistikk for BMP-analyser.....	87
H	Variansanalyser og tosidige t-tester på målte BMP-verdier.....	89
I	Emisjonsspekter .....	92
J	Korrelasjonskoeffisienter til kalibreringskurver i tungmetallanalysene .....	96
K	Korrigerte intensiteter og beregnede konsentrasjoner .....	97
L	Spikeprøver .....	105
M	Kvalitetskontrollprøver .....	108
N	Variansanalyser tungmetaller .....	112
O	Innveide mengder slam til oppslutning .....	114
P	Konsentrasjon av ammonium.....	116

## Liste over forkortelser

AMPTS	Automatic Methane Potential Test System (Automatisk testsystem for metanpotensial)
BMP	Biokjemisk metanpotensial
EG	Etylenglykol
EGW	Etylenglykolbasert avfall
EL	Akkreditert eksternt laboratorium
HMS	Helse, miljø og sikkerhet
ICP-OES	Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (Induktivt koblet plasma optisk emisjonsspektrometri)
LFA	Langkjedede organiske fettsyrer
PG	Propylenglykol
PGW	Propylenglykolbasert avfall
RA	Renseanlegg
RFF	Regionalt forskningsfond
TS	Tørrstoff
VFA	Flyktige organiske fettsyrer
VS	Flyktig faststoff
W <sub>v</sub>	Glødetap



# 1 Introduksjon og teori

Høsten 2019 fikk studenter ved kjemiingeniørutdanningen på *Høgskulen på Vestlandet* (HVL) tilbud om å utføre et biogassrelatert bachelorprosjekt på vegne av *Vann- og avløpsetaten* (VA-etaten) i *Bergen kommune*. Problemstillingen, som VA-etaten bidro med, handlet om å se på effekten og konsekvensene av å bruke glykolbasert avfall som co-substrat i anaerob samutråtning. Denne problemstillingen syntes vi virket interessant, fordi denne behandlingsmetoden for glykolbasert avfall vil kunne ta vare på ressursene i avfallet på en god måte, ved å omdanne det til biogass og et gjødselprodukt. Som unge voksne i en tid hvor *det grønne skiftet* står høyt på agendaen til politikere og næringsliv, virket det givende å kunne få jobbe med en slik problemstilling. Det å få utføre et bachelorprosjekt for Bergen kommune virket også spennende, og det bidro også til at vi valgte denne oppgaven. En annen grunn til at vi syntes at problemstillingen var interessant, er at den også omhandler analyser på tungmetall.

Målet til Bergen kommune ved å ha et slikt prosjekt, er å styrke den lokale kompetansen på avløps- og slamhåndtering, samt å optimalisere produksjonen av biogass ved biogassanlegget til kommunen. Arbeidet med oppgaven skal utføres på vårsemesteret i år 2020. I forbindelse med dette arbeidet skal det gjennomføres laboratorieskala biogassforsøk i laboratoriet til Bergen biogassanlegg, mens tungmetallanalyser på biorest skal gjennomføres på laboratoriene til *Institutt for sikkerheit, kjemi- og bioingeniørfag* ved HVL.

## 1.1 Bakgrunn

Bergen kommune åpnet i 2016 et nytt biogassanlegg i Rådalen. Bakgrunnen for byggingen av anlegget, var at mengden slam fra avløpsrensaneanleggene til kommunen var forventet å øke fra 5000 til 40 000 tonn per år, etter at fire av kommunens rensaneanlegg ble oppgradert. For å håndtere den store økningen i slam, bestemte kommunen å bygge et biogassanlegg, siden dette ble vurdert til å være den beste miljømessige og økonomiske måten for å håndtere de økte slammengdene (1). Anlegget til Bergen kommune stod klart i 2016, og har siden blitt benyttet til å omdanne slam fra rensaneanleggene i kommune, samt fett, frityrolje og septikslam, til produksjon av biogass (2). Vann- og avløpsetaten i Bergen kommune står oppført som eier av anlegget, mens *Bergen Vann KF* er ansvarlig for driften av anlegget.

Restproduktet fra gassproduksjonen (bioresten) blir benyttet som enten jordforbedringsmiddel på Vestlandet (25 %), eller som gjødsel på kornåkere på Østlandet (75 %) (1). Bruk av biorest til gjødsel og jordforbedring er regulert av *gjødselvareforskriften* (3). Denne forskriften regulerer bruken av biorest etter konsentrasjonen av tungmetall, gjennom §10 *Kvalitetskrav*. I denne paragrafen er det fire definerte kvalitetsklasser (0, I, II, III), som er gjengitt i tabell 1. Kvaliteten av bioresten til Bergen kommune er per mars 2020 definert til å være i kvalitetsklasse II, jamfør *gjødselvareforskriftens* definisjoner<sup>1</sup>.

**Tabell 1: Maksimumsgrenser for totalt innhold av tungmetaller, gitt med enheten mg/kg tørrstoff, for ulike definerte kvalitetsklasser i §10 *kvalitetskrav* i *gjødselvareforskriften* (3).**

<b>Kvalitets- klasse</b>	<b>Kadmium (Cd)</b>	<b>Krom (Cr)</b>	<b>Kobber (Cu)</b>	<b>Kvikksølv (Hg)</b>	<b>Nikkel (Ni)</b>	<b>Bly (Pb)</b>	<b>Sink (Zn)</b>
<b>0</b>	0,4	50	50	0,2	20	40	150
<b>I</b>	0,8	60	150	0,6	30	60	400
<b>II</b>	2	100	650	3	50	80	800
<b>III</b>	5	150	1000	5	80	200	1500

Biogassanlegget i Rådalen har også mulighet og ledig kapasitet til å kunne ta imot glykolbasert avfall, siden anlegget har eget mottak for denne typen avfall (se vedlagt flyttdiagram for biogassanlegget i appendiks A). Mottakstanken for glykol har ett volum på 50 m<sup>3</sup> (2), men siden oppstarten i 2016 har anlegget ikke benyttet dette i produksjonen av biogass. Derfor ønsker Bergen kommune å se på hvordan dette kan gjøres, siden kommunen på nåværende tidspunkt ikke har undersøkt dette. Det ikke funnet informasjon i dette prosjektet som tyder på at det glykolbasert avfall blir benyttet som co-substrat i biogassanlegg i Norge, men det er funnet informasjon om at glykolbasert avfall blir benyttet i produksjonen av biogass ved det offentlige slambehandlingsanlegget i Milwaukee i USA (4).

## 1.2 Studier utført i samarbeid mellom Bergen kommune og HVL

Bergen kommune og HVL har samarbeidet over en lengre periode om å gi studenter på kjemiingeniørutdanningen slam- og biogassrelaterte bacheloroppgaver. Siden 2014 har det totalt blitt utført fem slike slamrelaterte bacheloroppgaver, der målet har vært å styrke den

<sup>1</sup> Kilde: Hilde Eide Hatland (Bergen kommune, Vann- og avløpsetaten), personlig kommunikasjon.

lokale kompetansen på avløps- og slamhåndtering. To av disse tidligere bacheloroppgavene er utført etter at Bergen biogassanlegg åpnet høsten 2016.

Studien fra 2016 er den eneste av de tidligere bacheloroppgavene som har benyttet glykol som co-substrat. Der ble ren *etylenglykol* (EG) benyttet som co-substrat i fire ulike konsentrasjoner, der 30 g EG/L ga det høyeste biokjemiske metanpotensialet (BMP) med  $897 \pm 12$  NmL/g tørrstoff (VS) (5). Sammenlignet med BMP-verdien til prøven uten co-substrat, svarte dette til en økning i BMP på 165 %. Tabell 2 og tabell 21 (i appendiks B) viser målte verdier av BMP for ulike co-substrat i studier utført ved HVL. Tabell 21 viser målt BMP i forsøk der matavfall, fiskeslam og fett er benyttet som co-substrat, slik at målte verdier av BMP i ulike co-substrater kan sammenlignes med hverandre.

**Tabell 2: Målte verdier av BMP for ulike konsentrasjoner av ren EG som co-substrat, beregnet i AMPTS-forsøk i bacheloroppgaven til Juvik m.fl. i 2016 (5). BMP er gitt med tilhørende standardavvik.**

Måned	Co-substrat (konsentrasjon)	Hoved-substrat	BMP (NmL/g VS):		Endring i BMP (%) <sup>a</sup>	Referanse
			med co-substrat	uten co-substrat		
April <sup>b</sup>	EG (1,5 g/L)	Slam fra Ytre Sandviken RA	$388 \pm 16$	$368 \pm 9$	5	(5, s. 32)
April <sup>b</sup>	EG (3,0 g/L)	Slam fra Ytre Sandviken RA	$406 \pm 8$	$368 \pm 9$	10	(5, s. 32)
Mai <sup>b</sup>	EG (30 g/L)	Slam fra Ytre Sandviken RA	$897 \pm 12$	$339 \pm 13$	165	(5, s. 36)
Mai <sup>b</sup>	EG (100 g/L)	Slam fra Ytre Sandviken RA	$731 \pm 38$	$339 \pm 13$	116	(5, s. 36)

*a*: Verdien henviser til endring i BMP ved bruk av hovedsubstrat med tilsatt co-substrat, sammenlignet med uten tilsatt co-substrat.

*b*: Podeslam fra Gardermoen biogassanlegg.

Tidligere tungmetallanalyser på biorest viser lave konsentrasjoner ned mot deteksjonsgrensen, for flere metaller. I tabell 3 er deteksjonsgrensene som er oppgitt av leverandøren av ICP-instrumentet (PerkinElmer) oppgitt, sammen med metodedeteksjonsgrensene fra studien utført ved HVL i 2017, der ICP-instrumentet *ICP-OES Optima 2100 DV* ble benyttet.

**Tabell 3: Deteksjonsgrenser som ble beregnet av Frydenberg m.fl. i 2017 (6), samt deteksjonsgrenser oppgitt av PerkinElmer (7).**

<b>Grunnstoff</b>	<b>Bølgelengde (nm)<sup>a</sup></b>	<b>Deteksjonsgrense bestemt ved HVL i 2017 (µg/L)</b>	<b>Kvantifiserings- grense bestemt ved HVL i 2017 (µg/L)</b>	<b>Deteksjonsgrense oppgitt av PerkinElmer (µg/L)</b>
<b>Cd</b>	228,802	1,3	4,5	0,1
<b>Cr</b>	-	-	-	0,2
<b>Cu</b>	327,398	0,62	2,1	0,4
<b>Ni</b>	231,604	3,4	11	0,5
<b>Pb</b>	220,355	10	34	1
<b>Zn</b>	206,200	1	3,4	0,2

Deteksjonsgrensene er beregnet ved bruk av tre standardavvik og 99 % konfidensnivå.

Kvantifiseringsgrensen er beregnet ved ti standardavvik. I beregningene av Hatland m.fl. er ti replikate målinger benyttet.

*a:* Bølgelengdene henviser til deteksjon- og kvantifiseringsgrenser beregnet av Hatland m.fl, og ikke til deteksjonsgrensene oppgitt av PerkinElmer.

Konsentrasjoner av tungmetaller som ble funnet i studien til Frydenberg m.fl. i 2017 er gitt i tabell 4 og tabell 22 (i appendiks B). Tabell 4 viser innhold av tungmetaller i et utvalg prøver, som ble analysert ved HVL av Frydenberg m.fl., mens tabell 22 viser konsentrasjonen av tungmetall i prøver som ble analysert ved eksternt laboratorium. Deler av studien til Frydenberg m.fl. var en del av et større regionalt forskningsprosjekt med finansiering fra Regionale forskningsfond, RFF Vestlandet (8).

Bacheloroppgaven til Arnesen m.fl. var også en del av dette RFF-prosjektet, og konsentrasjonene av tungmetaller i denne oppgaven er gitt i tabell 23 i appendiks B.

**Tabell 4: Beregnede konsentrasjoner av tungmetall før og etter råtning for en blanding av slam fra ulike rensanlegg i Bergen i 2017 (6). Verdiene i tabellen er gjennomsnitt av parallelle målinger, med tilhørende standardavvik.**

	TS (%)	VS (%)	pH	Cd (mg/kg TS)	Cu (mg/kg TS)	Ni (mg/kg TS)	Pb (mg/kg TS)	Zn (mg/kg TS)
<b>Podeslam</b>	3,43 ± 0,02	2,07 ± 0,005	-	1,10 ± 0,31	248 ± 2	15,9 ± 0,2	45,6 ± 1,4	610 ± 7
<b>Blanding av slam</b>	2,94 ± 0,29	2,02 ± 0,20	7,6	0,96 ± 0,14	196 ± 3	11,9 ± 0,6	30,3 ± 0,9	471 ± 12
<b>Utråtnet blanding av slam</b>	3,60	2,05	7,9	1,28 ± 0,14	240 ± 1	15,9 ± 0,1	40,0 ± 3,2	598 ± 11

### 1.3 Glykol

Glykoler er definert som en type organiske forbindelser, som har to hydroksylgrupper bundet til to ulike karbonatomer. *Etylenglykol* (EG) og *propylenglykol* (PG) er to av de enkleste formene for glykoler, og de er begge fargeløse, oljeaktige væsker (9). Både EG og PG blir benyttet i avisningsvæsker, for eksempel i luftfarten. Brukt *flyavisningsmiddel* (ADF) kan være gunstig å håndtere ved slambehandlingsanlegg med ledig kapasitet, siden det kan øke produksjonen av biogass. Dette skriver *Airport Cooperative Research Program* i faktaark 109 i rapporten *Deicer Treatment Technologies*. Dette faktaarket viser videre til at flyplassen i Milwaukee (MKE) leverer konsentrert avfall av ADF, til slambehandlingsanlegget *Sout Shore Wastewater Treatment Center*, som benytter anaerob nedbrytning som metode for slambehandling (4).

Et annet bruksområde for EG er i offshoreindustrien, der det benyttes for å absorbere vann. Dette medfører at det dannes avfall med høy konsentrasjon av EG som må behandles, og tradisjonelt har aerobe biologiske metoder blitt benyttet til å håndtere dette avfallet. Wold argumenterer i sin masteroppgave for at anaerob behandling av slik avfall kan på flere områder kan være mer gunstig enn aerob avfallsbehandling. Lavere energiforbruk, gjenvinning av energien i avfallet i form av metangass, samt at den anaerobe prosessen produserer mindre slam, er noen av de argumentene som Wold nevner (10, s. 10).

Utfordringene ved å benytte EG-basert avfall i anaerob nedbrytning, er hovedsakelig at lav

pH kan gi inhibering av biogassproduksjonen. Det er derfor viktig at alkaliniteten er høy nok til å holde pH-en stabil (10, s. 83).

## 1.4 Anaerob nedbrytning av organisk materiale

Produksjon av biogass skjer i en trinnvis nedbrytningsprosess, der avfallsproduktene fra tidligere nedbrytningsprosesser blir benyttet som substrat i de etterfølgende nedbrytningsprosessene. Denne trinnvise prosessen foregår helt til en har fått dannet avfallsproduktene karbondioksid- og metangass. Metangass fra nedbrytningen kan så anrikes og benyttes som drivstoff i for eksempel kjøretøy, mens slammet som er igjen etter prosessen kan benyttes som jordforbedring.

Forutsetningen for at den biologiske kjedereaksjonen skal kunne skje, er at flere ulike mikroorganismer må være aktive samtidig. Derfor må det være nok substrat og næringsstoffer tilgjengelig for de ulike mikroorganismene, samtidig som miljøet må være gunstig for organismene. Eksempler på miljø i denne sammenhengen er temperatur, surhet, innhold av oksygen, og saltinnhold, der ulike mikroorganismer har ulike preferanser (11, s. 6). I kapittel 1.4.1 er det gitt en mer detaljert beskrivelse av den anaerobe nedbrytningsprosessen.

### 1.4.1 Produksjon av biogass

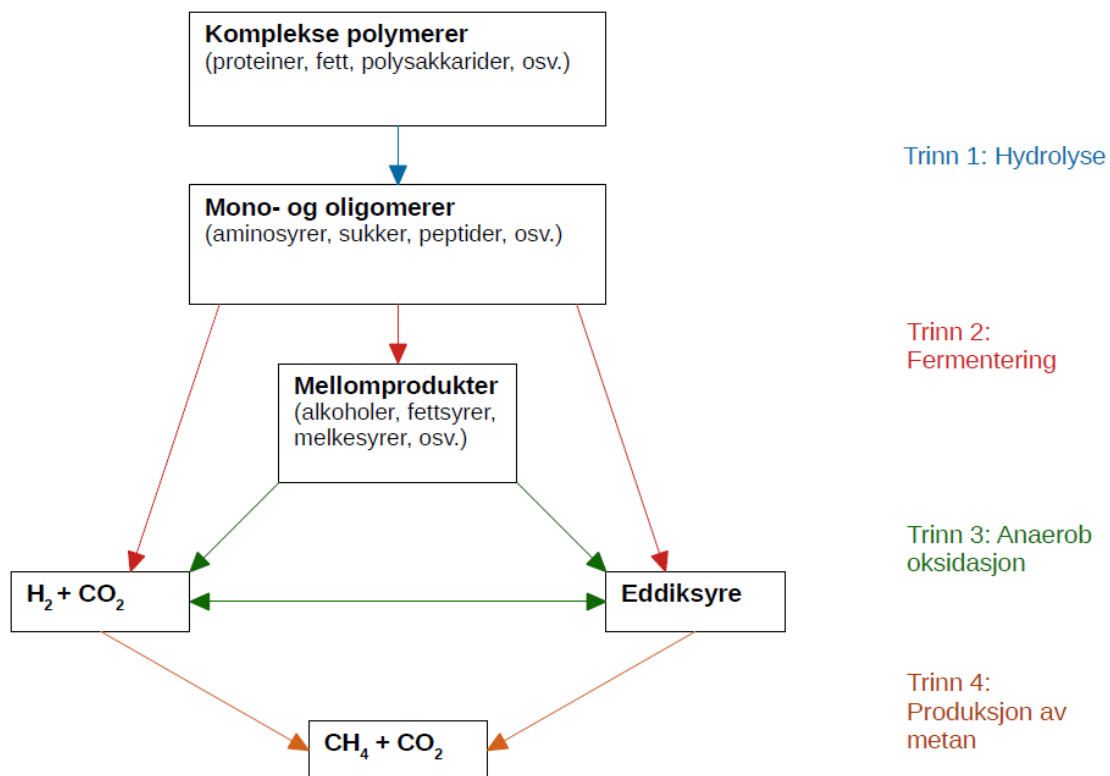
Den anaerobe nedbrytningen som finner sted i et biogassanlegg, består av fire adskilte trinn, som er skissert i figur 1. Det første trinnet er *hydrolyse* av komplekst organisk materiale, som skjer ved at noen typer mikroorganismer skiller ut ekstracellulære enzym, som deler opp komplekse polymerer til mono- og oligomerer. Disse mindre molekylene tas deretter opp i cellene til mikroorganismene i det neste trinnet, som er *fermentering* (11, s. 13). I dette trinnet benyttes sluttproduktene fra hydrolysen som energi- og næringskilder for organismene som tok del i hydrolysen, men det finnes også andre mikroorganismer som bryter ned disse stoffene. Syredannende bakterier omdanner oppløste mono- og oligomerer til en rekke organiske syrer, alkoholer, hydrogen- og karbondioksidgass, se figur 1 (11, s. 15).

Eddiksyre, hydrogen og karbondioksid kan omdannes direkte til metan av metanogenesiske mikroorganismer, mens andre organiske syrer og alkoholer må gjennomgå et tredje reaksjonstrinn (12, s. 449), *anaerob oksidasjon*, før de kan omdannes til metan av metanproduserende mikroorganismer. I den anaerobe oksidasjonen inngår ulike typer fettsyrer, aminosyrer, alkoholer og aromatiske forbindelser som substrat for ulike typer

mikroorganismer. Disse forbindelsene blir omdannet i løpet av den anaerobe oksidasjonen omdannet til acetat, hydrogen- og karbondioksidgass (11, s. 18).

I det fjerde reaksjonstrinnet blir det produsert metan og karbondioksid (biogass) fra hovedsakelig karbondioksidgass, hydrogengass og acetat. Mikroorganismene som produserer biogass fra de nevnte substratene kalles metanogener. Sammenlignet med de andre mikroorganismene i den anaerobe prosessen har disse den laveste veksthastigheten, og det gjør at produksjonen av metangass er det hastighetsbegrensende trinnet i den anaerobe prosessen (11, s. 18-19).

Acetotrofe metanogener bruker acetat som substrat, og de gir metan- og karbondioksidgass som sluttprodukt. Denne typen metanogener står bak 70 % av den produserte mengden biogass i et biogassanlegg. Hydrogenotrofe metanogener produserer også metan, ved å bruke hydrogen og karbondioksid som substrat (11, s. 18-19).



**Figur 1: Trinnavis anaerob nedbrytning av organisk materiale til biogass. Figuren er basert på Figur 4 i *Microbiological Handbook for Biogas Plants* (11, s. 13), samt figur 14.2 i *Water Science and Technology* (12, s. 451).**

### 1.4.2 Utfordringer i produksjon av biogass

Operasjonsproblem i biogassanlegg oppstår som regel i forbindelse med reaksjonstrinn tre og fire i den anaerobe nedbrytningen, fordi mikroorganismene i disse reaksjonstrinnene er mest sensitive for inhiberende forhold. Inhiberende forhold kan for eksempel være endringer i temperatur, surhet, og mengden av giftige kjemiske forbindelser. Eksempler på giftige kjemiske forbindelser er i denne sammenhengen ammoniakk, kation ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ), tungmetaller og langkjedede organiske fettsyrer (LFA) (11, s. 74-75).

Høy surhet oppstår som oftest som følge av at forskjell i veksthastighet blant de ulike mikroorganismene, eller ved inhibering av de metanproduserende bakteriene (12, s. 459). Det er mest optimalt for prosessen med en pH i området 7,0–8,5, og for å oppnå dette er det nødvendig at alkaliniteten i råtnetanken er høy nok. Med dette menes at alkaliniteten ikke kan være for høy, da dette igjen vil kunne medføre danning av ammoniakk, som så igjen kan føre til inhibering av prosessen (11, s. 40). Konsentrasjoner av ammoniakk på over 30 g/L kan føre til inhibering av prosessen (11, s. 75), og ved høyere temperatur og pH forskyves likevekten mellom ammoniakk og ammonium mot ammoniakk (11, s. 54-55).

### 1.4.3 Anaerob nedbrytningsprosess for glykoler

Studier utført av Dwyer m.fl. og Veltman m.fl. har vist hvordan henholdsvis EG og PG brytes ned i en anaerob råtneprosess. I den trinnvise nedbrytningen av blir EG først omdannet til etanal, som så omdannes til eddiksyre og etanol. Deretter blir etanol oksidert til eddiksyre og hydrogengass, og til slutt dannes det metangass av disse forbindelsene (13, s. 188).

PG brytes ned på en lignende måte som EG. Først spaltes PG til propionat og n-propanol (fermentering), deretter oksideres n-propanol til propionat. I begge disse trinnene blir det også dannet hydrogen. Propionat blir så oksidert til acetat, og deretter danner metanogener metangass av acetat og hydrogengass (14, s. 117-118).

### 1.4.4 Co-nedbrytning av glykoler

Det finnes flere studier på anaerob nedbrytning av glykoler. Her er et utvalg av resultater fra slike studier presentert, slik at resultatene i denne bacheloroppgaven kan sammenlignes med eksterne studier.

Stewart m.fl. fant i sin studie at 5000 mg/L EG kunne nedbrytes uten at det oppstod inhibering som følge av lav pH. I denne studien ble etylenglykol med reagenskvalitet benyttet



som co-substrat, til en dyrkingskultur anriket med glukose og acetat (15, s. 2731-2733). Kennedy m.fl. undersøkte i sin studie anaerob co-nedbrytning av ADF, som bestod av 54 % EG, 45,5 % vann og 0,5 % ukjente tilsetningsstoffer, sammen med industriavfall. Resultatet fra studien viste at en dosering med 1–1,2 % ADF (eller 8–9 g COD/L) ga høyest metanproduksjon (16, s. 2527). Zitomer m.fl. undersøkte i 2001 anaerob co-nedbrytning av PG-basert ADF, som var tilsatt avløpsslam. Resultatet fra denne studien viste at ved konsentrasjoner på opptil 4 700 mg COD/L medfører ADF ikke inhibering av omdanningen av acetat til metangass (17, s. 654). Alle disse tre studiene benyttet mesofil råtning, dvs. råtning ved 35 °C.

## 1.5 Problemstilling, mål og delmål

I denne bacheloroppgaven skal eksperimentelle forskningsmetoder brukes for å undersøke hvilke konsentrasjoner av co-substrat, i form av EG- og PG-basert avfall (EGW og PGW), som gir de *høyeste biokjemiske metanpotensialene* (BMP). Problemstillingen går ut på å undersøke hvor store mengder av glykolbasert avfall, som bør tilsettes avløpsslammet som co-substrat i produksjonen av biogass ved Bergen biogassanlegg. Det er ønskelig at denne samutråtningen skal gi en størst mulig metanproduksjon, samtidig som kvaliteten på bioresten opprettholdes, jmfør kriteriene i *gjødselvereforskriften*.

Målet med bacheloroppgaven er å finne optimalt anaerobt samråtningsforhold mellom glykolbaserte avfallsprodukt (EGW og PGW) og avløpsslam, dvs. det som gir høyt metanpotensial samtidig som kvaliteten på bioresten ikke blir dårligere enn det den er i dag. Småskala batch BMP eksperimenter benyttes til å bestemme verdien av BMP i ulike blandinger med ulik konsentrasjon av EGW og PGW, slik at hemmende faktorer og optimalt blandingsforhold kan bestemmes (8, s. 15). Analysemetoden er kvantitativ, og instrumentet som benyttes i forsøkene, AMPTS II, benyttes også ved flere andre biogassanlegg og universiteter (18).

Før og etter hvert forsøk vil det bli utført kvantitative analyser av tungmetall på reaksjonsprøvene, ved bruk av *Induktivt koblet plasma optisk emisjonsspektrometri* (ICP-OES), for å fastslå hvilken kvalitetsklasse prøvene tilhører ifølge *gjødselvereforskriften* (tabell 1). ICP-OES er et instrument som kan benyttes på analyser av tungmetaller i flere typer prøver, blant annet slam (19, s. 1–2). I forkant av analysen på tungmetall må prøvene fra AMPTS-forsøkene oppsluttes, og til dette benyttes *mikrobølgeassistert syreoppslutning*.

Denne metoden medfører liten risiko for tap av prøve under oppslutningen, samt at den er relativt rask i forhold til andre metoder som kan benyttes for å oppslutte prøver.

Delmålene i prosjektet er å undersøke konsentrasjoner i de glykolbaserte avfallsproduktene, for å finne ut om det medfører en fortykning eller oppkonsentrering av tungmetall før AMTPS-forsøkene. Resultatene fra hver forsøksserie vil legge føringer for hvilke glykolkonsentrasjoner som benyttes i de etterfølgende forsøkene. Statistiske databehandlingsmetoder, i form av enveis-ANOVA og tosidig t-test, benyttes for å sammenligne resultatene fra analysene på BMP og konsentrasjon av tungmetaller.

## 1.6 Nytteverdi

Dette bachelorprosjektet vil være nyttig for Bergen kommune på flere områder. For det første vil prosjektet kunne gi informasjon om hvor mye mer biogass som blir produsert, ved å benytte ulike typer glykolavfall som co-substrat. Prosjektet vil belyse hvilken dosering kommunen bør benytte for å få størst mulig metanproduksjon, ved bruk av disse avfallsproduktene som co-substrat. Dersom det skulle vise seg at konsentrasjonen av tungmetaller i prøvene akkumulerer i AMTPS-forsøkene, slik at prøvene med høyest BMP tilhører høyere kvalitetsklasser i gjødselverforskriften, vil det vise at produksjonen av biogass og kvaliteten av bioresten er negativt korrelert. Dermed vil kommunen i senere pilotforsøk måtte muligens velge mellom enten høy eller lav produksjon av biogass, med henholdsvis lav eller høy kvalitet på bioresten.

Prosjektet vil også kunne gi informasjon som kan være interessant for offshorenæringen og norske flyplasser, siden oppgaven belyser en mer bærekraftig og lokal behandlingsmetode for glykolbasert avfall, sammenlignet med dagens behandlingsmetoder. Anaerob co-nedbrytning av glykolbasert avfall blir ikke benyttet i Norge i dag, så dermed vil resultatene være interessante også for andre biogassanlegg i landet.

Siden det er benkskala forsøk som blir utført, vil resultatene fra prosjektet i hovedsak legge føringer for hvordan senere pilotforsøk kan utføres. Slike forsøk vil belyse potensialet for co-nedbrytning av glykolbasert avfall på en mer reell måte. Dette siden kontinuerlige pilotforsøk i større grad samsvarer med den reelle prosessen i biogassanlegget enn hva batchforsøk gjør.

## 2 Materialer og metoder

Eksperimentelle målinger ble utført etter standarder for å sikre at resultater kan sammenliknes med tidligere og framtidig arbeid. Det ble først gjort beregninger på slammets egenskaper, deretter ble det gjort målinger på gassproduksjon og til slutt ble tungmetallkonsentrasjoner bestemt.

### 2.1. Formler og standarder

#### Beregninger til AMPTS-forsøk

#### Beregning av prosent tørrstoff (TS), flyktige faste stoff (VS) og glødetap (Wv)

$$TS \% = \frac{m_{\text{tørket prøve}} - m_{\text{beholder}}}{m_{\text{våt prøve}} - m_{\text{beholder}}} \cdot 100 \% \quad (1)$$

$$Wv \% = \frac{m_{\text{tørket prøve}} - m_{\text{aske}}}{m_{\text{tørket prøve}} - m_{\text{beholder}}} \cdot 100 \% \quad (2)$$

$$VS \% = \frac{m_{\text{tørket prøve}} - m_{\text{aske}}}{m_{\text{våt prøve}} - m_{\text{beholder}}} \cdot 100 \% \quad (3)$$

Tørrstoffet gir et mål på totalt innhold av oppløst og partikulært stoff i en væske (20, 21). Til beregninger av TS % og VS % trengs vekten av den tørkede prøven, og i tillegg vekt til asken etter brenning i glødeovn. Gløderesten kan beregnes av vekten av asken etter gløding i ovn, dette gir et mål på innhold av uorganisk stoff (22). Videre gir glødetapet et mål på innhold av organisk stoff, definert som vektdifferansen mellom tørrstoff og gløderest (23, 24).

Det ble benyttet standarder til beregninger av TS, Wv og VS.

- TS: Norsk Standard NS-EN 12879 (21)
- Wv og VS: Norsk Standard NS-EN 12879:2000 (24).

#### Beregning av biokjemisk metanpotensiale (BMP)

BMP blir beregnet etter at utråtningen er ferdig. Utreget med formel 4 oppgis BMP med enhet NmL/g VS (25). Nml står for milliliter gass ved normaliserte forhold (1 atm og 25 °C).

$$BMP = \frac{v_s - v_b \cdot \frac{m_{IS}}{m_{IB}}}{m_{VS,SS}} \quad (4)$$

- $v_s$ : Akkumulert metanvolum.
- $v_b$ : Akkumulert metanvolum fra blankprøve (podeslam).
- $m_{IS}$ : Total masse podeslam i prøve
- $m_{IB}$ : Total masse podeslam i blankprøve
- $m_{VS,SS}$ : Masse organisk materiale av substrat i prøve

## Kvantifiseringsbestemmelser til tungmetallanalyser

$$I_{A, \text{korrigert}} = \frac{I_A \cdot \bar{I}_{\text{intern standard kal.blank}}}{I_{\text{intern standard}}} - \bar{I}_{A, \text{korrigert kal.blank}} \quad (5)$$

Formel 5 ble benyttet til å korrigere analyttsignalene (6).  $I_{A, \text{korrigert}}$  er korrigert signal for analytten,  $I_A$  er den målt intensitet til analytten,  $\bar{I}_{\text{intern standard kal.blank}}$  er den gjennomsnittlige intensiteten fra kalibreringsblank,  $I_{\text{intern standard}}$  er intensitet til intern standard og  $\bar{I}_{A, \text{korrigert kal.blank}}$  er gjennomsnittlig intensitet til kalibreringsblank.

$$X = \frac{\bar{I}_{A, \text{korrigert}} - b}{a} - X_{\text{metodeblank}} \quad (6)$$

Formel 6 angir den tungmetallkonsentrasjonen i prøven. Helningen til kalibreringskurven er angitt som  $a$ , skjæringspunkt på y-akse er angitt som  $b$ .  $X_{\text{metodeblank}}$  er konsentrasjon av analytt i metodeblank (6).

Det blir valgt å ikke trekke fra korrigert signal fra metodeblank. Grunnet lave signalintensiteter kan det risikeres at  $X_{\text{metodeblank}}$  blir en negativ verdi. Dermed risikeres det å trekke fra en negativ verdi, dette gir da en addisjon av tallet og dermed introduseres feil.

Tungmetallkonsentrasjoner blir oppgitt i mg/ kg TS (6).

$$C_{\text{mg/kg TS}} = \frac{C_{\text{mg/L}}}{m_{\text{innveid prøve}}} \cdot V_{\text{prøve}} \quad (7)$$

$$\text{Deteksjonsgrense} = \frac{2,821 \cdot s}{m} \quad (8)$$

- $s$  = standardavvik til 10 replikate målinger ved analyse på prøve med 5,00 µg/L av Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn.
- $m$  = Stigningstallet til kalibreringskurven
- 2,821 er beregnet ved bruk av ensidig t-test med 99 % konfidensintervall. Det er tatt utgangspunkt i 10 replikater og 9 frihetsgrader. Det ble benyttet en instruks til disse beregningene (26). Til beregning av laveste kvantifiseringsgrense (formel 9) ble det benyttet en generell formel (27, s. 105). For formel (8) og (9) er standardavvikene for målt signal korrigert for yttrium.

$$\text{Laveste kvantifiseringsgrense} \equiv \frac{10 \cdot s}{m} \quad (9)$$

- Symbolet  $\equiv$  betyr «er definert som»

$$\% \text{ Spikeutbytte} = \frac{C_{\text{spiket prøve}} - C_{\text{ikke spiket prøve}}}{C_{\text{tilsatt}}} \cdot 100 \quad (10)$$

Spikeutbytte blir beregnet i brøken over, hvor differansen mellom spiket og ikke spiket konsentrasjon deles på konsentrasjonen som er tilsatt (27, s. 98).

## 2.2 Statistiske beregninger

Data fra tungmetallanalyse og BMP ble signifikantstestet ved hjelp av en enveis ANOVA. Det ble testet om det er signifikant forskjell mellom grupper (gjennomsnittsverdier), ved 5 % signifikansnivå. Finner man at  $F_{OBS} < F_{Krit}$  er det grunnlag for å påstå at prøver er signifikant like. Hvis  $F_{OBS} < F_{Krit}$  må prøvene testes mer nøye før det konkluderes. Det må først kjøres tosidig F-tester (0,025 % signifikans) for å se hvilke kombinasjoner som har lik/ulik varians. Deretter t-testes kombinasjoner (5 % signifikans) med hhv lik/ulik varians på (bestemt av F-test) og konklusjoner om hvilke prøver som er signifikant likt/ulikt trekkes. Formel 11 (28, s. 28) viser formelen for konfidensintervall ved antatt t-fordeling. For øvrig teori om variansanalyser henvises det til følgende referanse (29, s. 112-117).

### Konfidensintervall:

$$\bar{x} \pm t_{\alpha, n-1} \cdot \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (11)$$

- $\alpha$ : konfidensnivået
- $n - 1$ : antall frihetsgrader
- $\bar{x}$ : Gjennomsnitt av parallelle målinger
- $t_{\alpha, n-1}$ : t-verdi for ett gitt konfidensintervall ( $\alpha$  (%)), for  $n$  antall parallelle målinger.
- $s$ : standardavvik for parallellene.

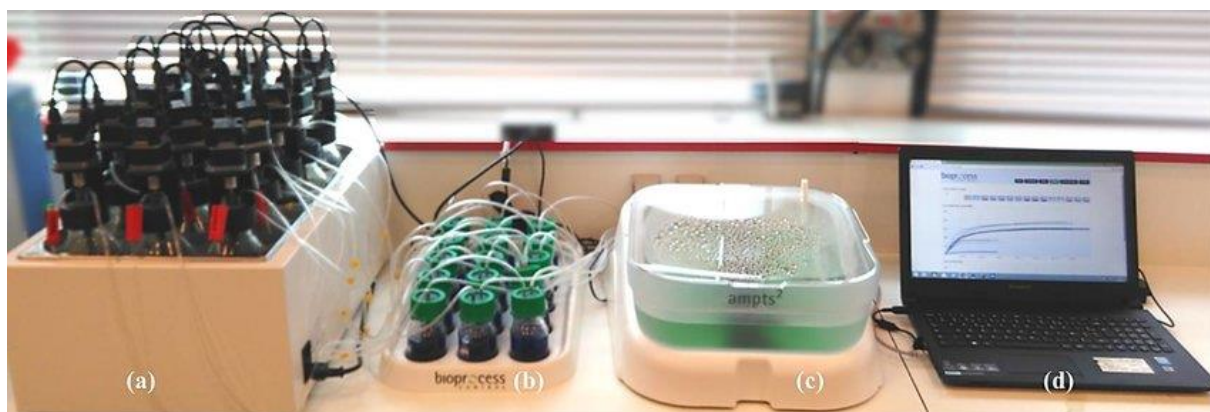
## 2.3 Instrumentering

### 2.3.1 BMP analyser

Til BMP-analysene ble et Automatic Methane Potensial System II (AMPTS II) benyttet.

Denne består av fire hoveddeler (se figur 2):

- Inkubasjonsenheten (a)
- CO<sub>2</sub> fikseringsenheten (b)
- Gassmålingsenhet (c)
- Datamaskin med AMPTS II-programvare (d)

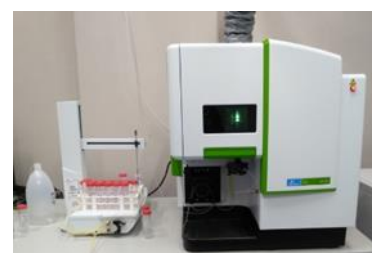


**Figur 2 - AMPTS II system (30).**

Flaskene i inkubasjonsenheten (a) er utstyrt med ventiler hvor det kan kobles på nitrogen gass for å skape et anaerobt miljø fra start. Alle flasker i inkubasjonsenheten er koblet til hver sin CO<sub>2</sub> fikseringsenhet (b), som så er koblet til sin unike metansensor i gassmålingsenheten (c). Signaler fra gassmålingsenheten sendes til datamaskinen gjennom USB-port.

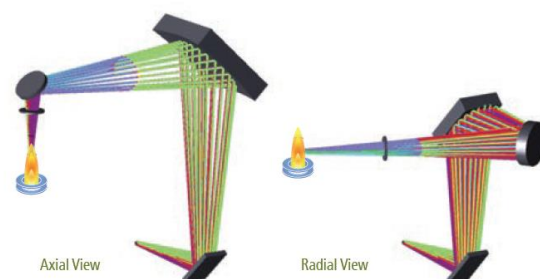
### 2.3.2 Tungmetallanalyser

ICP-OES analyser ble utført ved hjelp av instrumentet Avio 200 fra PerkinElmer med tilhørende autosamplere (figur 3). Injeksjonsdelen er bygget opp med pumpe-slanger av silikon, koblet til en peristaltisk pumpe. Argongass kobles på sammen med væsken, som forstøves til aerosoler gjennom den konsentriske forstøveren. Væsken er nå blitt aerosoltåken som fortsetter gjennom en dråpefelle som fanger opp dråper som er for store (31, kap 3, s. 9). Argongass fører aerosolene gjennom alumina-injektoren til plasmaet, mens en radiofrekvens generator lager strømmen til coilen. Denne strømmen gjør at det oppstår plasma, som er løse partikler som er blitt ionisert og eksiterer til et høyere energinivå. De ioniserte partiklene leder strøm godt (32).



**FIGUR 3: AVIO 200 ICP-OES**

Når ionene faller tilbake til normalt energinivå, kalles det emisjon. Det sendes da ut stråling som ved hjelp av optikk og en sensor registreres (31, kap 3, s. 17-21). Optikken er illustrert enkelt i figur 4. Sensoren som registrerer strålingen er en Charge-coupled device (CCD)(33, s. 4). Denne typen sensorer består av lyssensitivt faststoffsilikon som genererer en ladning proporsjonal med antall fotoner som den er truffet av (31, kap. 3, s. 25-27). Konsentrasjon av gitte stoffer, er proporsjonal med lysintensitet på en bestemt bølgelengde for hvert stoff.



**FIGUR 4: OPTIKK I PERKINELMER AVIO 200 (33)**

Funksjonene som er nevnt under gjelder Avio 200 spesifikt (33).

- Flat induksjonsplatteteknologi som gir symmetrisk plasma, mindre vedlikehold, lavere argonforbruk og mer robust plasma
- Vertikal torch fører til vertikalt plasma og enkle justeringsmuligheter for hvor i plasmaet målingene utføres
- Mulighet for både aksiell og radiell analyse
- Fargekamera

Til instrumentet er det tilkoblet ekstern kjølesystem av produsent PolyScience Whispercool. Styre- og kontrollprogrammet tilhørende instrumentet er Syngistix.

## 2.4 Utstyr

I forbindelse med AMPTS-forsøkene på biogassanlegget ble følgende utstyr benyttet:

- Tørkeovn
- Overskålsvekt
- Muffelovn
- Eksikator
- Porselendigler
- Mettler Toledo EasyPlus Titration, med følgende pH-elektrode:
  - Mettler Toledo EG11-BNC 30043103

Til tungmetallanalyser ved HVL ble det benyttet følgende utstyr:

- Varmeskap (Termaks T 1119 UV)
- Analysevekter fra Mettler Toledo
- Eksikatorer
- Avtrekksskap med kullfilter
- Kjøleskap og fryser.
- Syrevaskede målekolber, begerglass og autosamplerrør.
  - 10, 25, 50 og 100 mL målekolber av A-kvalitet.
  - Diverse 150 mL begerglass til tørking av slam.
  - Autosamplerrør på 15 og 50 mL.
- Anlegg (*PURELAB Option-R*) til produksjon av ionebyttet vann.
- *Ethos 1 (Milestone)* mikrobølgeovn med tilhørende teflonbomber, stativ? og styreprogram.
- *Termo Fisher Finnpietter*, med følgende størrelser:
  - 20 – 200  $\mu$ L
  - 100 – 1000  $\mu$ L
  - 0,5 – 5 mL
- Trakter (av plast og glass)
- Veieskip (av plast)



Grunnet det faktum at det ble arbeidet med avløpslam og sterke syrer, ble følgende utstyr benyttet for å sikre god hygiene og HMS.

- Virkon desinfeksjonsmiddel.
- Vaskesprit 70 % løsning.
- Hydrogenperoksid 37 % til sanering av slamrester.
- Egne labfrakker til skitten sone.
- Munnbind og fotposer for beskyttelse mot slam og mikroorganismer.
- Syresikre hansker (Ansell Soi-Vex)

## 2.5 Kjemikalier og standardløsninger

### Kjemikalier og standardløsning til tungmetallanalyser

- Perkin Elmer Pure XIII. 25 mg/L av Cd. 100 mg/L av Zn, Cu, Ni, Pb, Cd og Cr. Oppløst i 5 % HNO<sub>3</sub>. Art nr. N9303810
- PerkinElmer 29-Element Solution. Inneholder 10 mg/L av Cd, Zn, Cu, Ni, Pb, Cd og Cr. Oppløst i 5 % HNO<sub>3</sub>. Art nr. N9301720
- PerkinElmer Yttrium (Y) Pure Standard. 1000 mg yttrium/L. Oppløst i 2 % HNO<sub>3</sub>. Art nr. N9303810.

Til spormetallanalysene ble følgende syrer benyttet til prøveopparbeidingen.

- Konsentrert NORMATOM salpetersyre (67 %) til spormetallanalyse, art. nr. 83872330.
- Konsentrert NORMATOM saltsyre (34 %) til spormetallanalyse, art. nr. 83871.290P.

Under ICP-OES analysene ble det benyttet argongass av kvalitet 5.0. Til slangepumpen ble det benyttet følgende silikonslanger:

- Fra autosampler til forstøver; svart-svart indre Ø 0,76 mm. Art.nr: 09908587.
- Fra dråpefanger til avfall; rød-rød indre Ø 1,14 mm. Art.nr: 09908585.

### Kjemikalier og løsninger benyttet til BMP analyser

- Lut i tablettform, NaOH (s). Fortynnet til 3 M løsning.
- pH-indikator, tillaget av thymolphthalein og etanol.
- Ren cellulose til BMP-kontrollprøver.
- Utlevert glykolbasert avfall (EGW) fra avfallsmottak



## 2.6 Helse, miljø og sikkerhet (HMS) og kvalitet

Oppretthold av et høyt HMS-nivå er viktig grunnet arbeid med farlige kjemikalier og biologisk materiale. Alt slam i bachelorprosjektet har vært gjennom hygienisering i form av pasteurisering på biogassanlegget i 1 time på 70 °C, men forhåndsregler ble likevel fulgt. Det ble valgt å oppdele laboratoriet D329 Miljøteknologi laboratorium (HVL) for prøveopparbeiding i en skitten og en ren sone. Arbeid med slam ble utført i den skitne sonen, mens arbeid med standarder, kjemikalier og syrevasking ble gjort i ren sone. For å minimere vandring mellom de ulike sonene, ble det besluttet at en person skulle arbeide i skitten sone, og en annen i ren sone.

Den skitne sonen ble rengjort med vaskesprit ved behov, og ble etter større arbeid sanert med Virkon desinfeksjonsspray i 30 minutter på slutten av dagen. Gamle slamrester ble sanert med hydrogenperoksid før de ble skylt ned i vasken. Grunnet byggetekniske faktorer har ikke miljølabben på HVL avtrekkskap som er koblet til utslipp ut til friluft. Det er derfor mobile avtrekkskap med blant annet filter for å fjerne syredamper, samt kullfilter for å fjerne sjenerende lukt.

Instruksen fra Stamina Helse «Retningslinjer for håndtering av biologiske faktorer i form av slam fra avløpsanlegg» ble fulgt under arbeidet. Videre ble instruksen «Retningslinjer for laboratoriekurs og prosjektarbeid i laboratoriene i D-blokk ved Institutt for sikkerhet, kjemi- og bioingeniørfag» fulgt både på miljølaboratoriet og laboratorium for instrumentell analyse.

En annen faktor for oppdeling i ren og skitten sone var for å minimere sannsynligheten for forurensinger i opparbeidede prøver og standarder. Et tiltak for å avdekke tilfeldige feil og dårlig presisjon var å alltid utføre tungmetallanalyser og BMP-tester med 3 like prøver, heretter kalt triplikater.

Det ble før start av bachelorprosjektet utført en kontroll av automatpipettene som skulle benyttes i prosjektet. Kun automatpipetter med presisjon og nøyaktighet som var innenfor leverandørens spesifikasjoner, ble benyttet til resten av bachelorarbeidet. Som kvalitetssikring og kontroll av arbeidet ble også alle slamprøver sendt til eksternt laboratorium for analyse. Her ble det også analysert på kvikksølv, fosfor, kjemisk oksygenforbruk (KOF) og ammoniumnitrogen ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ).

Grunnet fare for eksplosive gasser rundt stedet for prøveuttak måtte ekstra forsiktighetsregler følges; All elektronikk måtte legges vekk i forkant, og ex-godkjente arbeidsklær ble benyttet (disse ble benyttet under alt arbeid på biogassanlegget).

## 2.7 Framgangsmåte

### 2.7.1 Framgangsmåte for BMP-analyser

#### Uttak av slam

På biogassanlegget ble det gjort prøveuttak av både hygienisert slam og podeslam til bruk i BMP-forsøkene. Det hygieniserte slammet ble tatt ut fra en tappeventil montert på rørrarmaturen til en av pumpene som transporterte hygienisert slam til råtnetankene. Slamuttak ble gjort mens pumpen gikk for å sikre en prøve med ferskt og representativt slam. Omtrent 15 L hygienisert slam ble tappet ut på en bønne med lokk.

Uttaket av podeslam ble gjort på tilsvarende måte som for det hygieniserte slammet. Pumpen som det ble gjort uttak fra var en sirkulasjonspumpe tilhørende varmvekslingssystemet til råtnetankene. Omtrent 30 L podeslam ble tappet ut til to bønner med lokk.

#### Forberedende eksperimentelt arbeid

Det første eksperimentelle arbeidet som ble gjort var TS-målinger. Først ble 30 g og 100 g EGW ble veid inn i hver sin 1 L flaske, og så fylt opp til merket med hygienisert slam. Det ble deretter tatt fram totalt 12 rene keramikkdigler som ble nummerert og veid en etter en. Masse og digelnummer ble notert i en notisbok som *m<sub>beholder</sub>*. Etter dette ble følgende typer substrat veid inn:

- 2 digler med podeslam
- 2 digler med hygienisert slam
- 2 digler med glykol
- 2 digler med cellulosepulver
- 2 digler med 30 g EGW/L hygienisert slam
- 2 digler med 100 g EGW/L hygienisert slam

Vekten til alle prøvene ble notert umiddelbart etter tilsetting av substrat (*m<sub>våt prøve</sub>*), og de ble så plassert i eksikator. Deretter ble alle diglene satt inn i varmeskap hvor de ble stående på 105 °C i 20 timer.

Etter 20 timer ble prøvene tatt ut fra varmeskapet med en knipetang og umiddelbart plassert i eksikator til avkjøling i 30 minutter. Diglene ble veid opp i igjen og vekt (*m<sub>tørket</sub> prøve*) ble notert for hver og en. Tørrstoffet (TS) ble deretter beregnet ved hjelp av formel 1. Dette ble gjort etter Norsk Standard NS-EN 12879 (21).

Til VS-målingene ble diglene med det samme slammet benyttet. Diglene ble plassert inn i glødeovnen, som så ble satt på 550 °C i 2 timer. Da glødingen var ferdig ble ovnen skrudd av, men ikke åpnet. Diglene ble avkjølt sakte for å ikke risikere personskader og at keramikken sprakk. Da temperaturen var sunket til forsvarlig nivå ble ovnen åpnet, og diglene ble plassert i eksikator for nedkjøling til romtemperatur. Deretter ble de veid og vekten ble notert som *maske*. Flyktige faste stoff (VS) ble beregnet ved bruk av formel 3. VS-analysene ble utført etter Norsk Standard NS-EN 12879:2000 (24), hvor VS er definert som vektdifferansen mellom  $W_v$  og TS. Slam fra før råtning ble også tatt med til HVL for å beregne tungmetallinnhold.

### **Opprigging og start av AMPTS II modul**

En 3 M lut-løsning ble laget ved løse opp 240 g NaOH-tabletter i 2,0 L destillert vann. Deretter ble en pH-indikatorløsning laget ved å veie opp 40 mg (0,4 %) thymolphthalein, som så ble blandet i 9 mL etanol og 1 mL destillert vann. Dette ble tilsatt i luten, som umiddelbart fikk en kraftig mørkeblå farge. Det ble tilsatt 80 mL av luten i alle 15 flaskene i CO<sub>2</sub> fikseringsenheten.

VS-verdier for alle prøvene ble lagt inn i AMPTS II programmet. Fra dette ble det regnet ut hvor mye podeslam og substrat som skulle tilsettes i hver flaske, slik at forholdet mellom VS i podeslam og substrat ble 2:1 i alle reaktorflaskene ved starten av AMPTS-forsøkene. Det ble også gjort en enkel test av gassdetektoren for å se at den virket normalt. Angitte mengder podeslam og substrat fra dataprogrammet ble så veid inn.

Inkubasjonsenheten ble klargjort ved at det først ble tilsatt destillert vann i vannbadet. Deretter ble omrøringsmotorene sjekket og skrudd på flaskene. Ledningene ble seriekoblet opp en etter en, etterfulgt av at en silikonslange med stengeventil ble montert på hver flaske. Nummererte silikonslanger ble så koblet mellom de ulike flaskene og den tilhørende CO<sub>2</sub> fikseringsenheten, og deretter videre til sin unike gassdetektor. Nitrogen ble stegvis tilsatt i alle flasken og videre gjennom silikonslangene gjennom å åpne stengeventilen, for så å tilkoble rent nitrogen. Etter 30 sekunders gjennomskylling ble stengeventilen lukket. Termostaten til vannbadet ble slått på, og deretter ble programmet startet, med innstillingene som er gitt i tabell 5. Prøvene fikk stå i tre uker, der luten i CO<sub>2</sub> fikseringsenheten ble byttet ved manglende blåfarge i denne perioden.

**Tabell 5: Innstillinger i apparaturen til AMTPS II.**

<b>Konsentrasjon av CO<sub>2</sub> i spylegass (%)</b>	0
<b>Prosesstemperatur (°C)</b>	54
<b>Tid blander er på (s)</b>	50
<b>Tid blander er av (s)</b>	50
<b>Innstilling for blandingshastighet (%)</b>	80
<b>Fjern overestimat for produsert gass</b>	Ja

(25, s. 29)

Etter tre uker ble data fra loggingen lagret og tatt over på minnepinne, og AMPTS II modulen rigget ned og rengjort. Slam fra etter råtning ble tatt med til HVL for analyse, og det ble i tillegg tatt prøver til eksternt laboratorium, en prosess som VA-etaten sto for.

#### 2.7.2 Framgangsmåte for tungmetallanalyser

Alle kolber, autosamplerrør, begerglass og annet som skulle komme i kontakt med prøver eller standarder, var på forhånd syrevasket i en 10 vol% salpetersyreløsning i 24 timer og deretter skylt i ionebyttet vann.

Alt salpetersyre og saltsyre til prøveopparbeiding hadde høy renhet og var beregnet til spormetallanalyse.

#### **Tillaging av kalibreringsstandarder**

Det ble først laget en 100 mg/L mellomstandard av den interne standarden yttrium ved å benytte PerkinElmer Yttrium (Y) Pure Standard. 1000 mg Y/L. Det var ønskelig å lage mellomstandard i en 50 mL målekolbe. 1 mL konsentrert HNO<sub>3</sub> (for spormetallanalyser) ble tilsatt i målekolben slik at 2 % syrekonsentrasjonen også ble opprettholdt etter fortynning. 5,0 ml utpipettert av løsningen på 1000 mg Y/L ble fortynnet med ionebyttet vann til merket, slik at konsentrasjonen ble 100 mg Y/L. Fortynningsloven ble benyttet til å beregne utpipetterte volumer og fortynninger under all prøveopparbeiding.

Til kalibreringsblank ble det laget en løsning med 1,00 mg Y/L i 100 mL målekolbe. Det ble tilsatt 1,00 mL av mellomstandard, deretter tilsatt cirka 5-10 mL ionebyttet vann. Som matriks ble det tilsatt 2,00 mL HCl og 8,00 mL HNO<sub>3</sub>, etterpå fortynnet til merket og overført til autosamplerrør. Alle autosamplerrør som ble skylt med prøveløsningen i tre omganger før de ble fylt opp.

Kalibreringsstandard 1 ble laget ved å benytte Perkin Elmer Pure XIII med 25 mg Y/L og 100 mg/L av de andre metallene (Zn, Cu, Ni, Pb, Cd og Cr). Det ble laget en laveste standard med 0,025 mg/L for metallene, med unntak for Cd, som hadde kons.  $6,25 \cdot 10^{-3}$  mg/L. 5-10 mL ionebyttet vann ble tilsatt, deretter 2 mL HCl og 8 mL HNO<sub>3</sub>. Det ble fortynnet til merket og overført til autosamplerrør likt som for kalibreringsblank.

Kalibreringsstandard 2,3, 4 og 5 ble laget på samme måte med utpipetterte volum og konsentrasjoner oppgitt i tabell 6.

**Tabell 6: Konsentrasjoner og utpipettert volum i kalibreringsstandarder.**

Kalibreringsstandard	Konsentrasjon av Zn, Cu, Ni, Pb og Cr (mg/L).	Konsentrasjon av Cd (mg/L).	Utpipetterte volum (mL).	Konsentrasjon av Y (mg/L)
Kalibreringsblank	0	0	0	1,00
Kalibreringsstandard 1	0,025	$6,25 \cdot 10^{-3}$	$25 \cdot 10^{-3}$ (N9303946)	1,00
Kalibreringsstandard 2	0,050	$1,25 \cdot 10^{-2}$	0,25 (N9303946)	1,00
Kalibreringsstandard 3	0,25	$6,25 \cdot 10^{-2}$	1,00 (N9303946)	1,00
Kalibreringsstandard 4	1,00	0,250	1,00 mL (mellomstandard)	1,00
Kalibreringsstandard 5	2,50	0,625	2,5 mL (mellomstandard)	1,00

#### **Tillaging av deteksjonsgrenseprøver og bestemmelser av grenser.**

Det ble besluttet å bestemme deteksjonsgrenser manuelt grunnet at instrumentet Avio 200 var relativt nytt da prosjektet foregikk. Det ble laget en høy og en lav deteksjonsgrenseprøve ved å benytte *PerkinElmer 29-Element Solution* som inneholdt 10 mg/L av alle aktuelle tungmetaller. Konsentrasjonen på henholdsvis høy og lav var  $1,0 \cdot 10^{-3}$  mg/L og  $5,0 \cdot 10^{-3}$

mg/L. Yttrium, HCl og HNO<sub>3</sub> ble tilsatt og overført til autosamplerrør på tilsvarende måte, og med samme volumer som for kalibreringsblank og kalibreringsstandarder.

Deteksjonsgrensen ble utregnet ved å benytte verdier fra første ledd i formel 5. På denne måten får en verdier korrigert for intern standard, men ikke kalibreringsblanken.

Standardavviket ble beregnet for alle replikatene og benyttet i formel 8 hvor deteksjonsgrenser ble beregnet i mg/L. Deteksjonsgrensene ble oppgitt med ett signifikant siffer. Kvantifiseringsgrenser ble beregnet på tilsvarende måte med formel 9.

## Bestemmelse av tungmetallinnhold

Alle forsøksseriene ble utført slik som beskrevet under. Rent hygienisert slam (uten tilsatt podeslam) ble også analysert til forprøvene forsøk 1 og 2.

TS til alt slam som skulle analyseres ble også bestemt på HVL sitt laboratorium. Dette for å sikre at oppbevaring, kjøling, lagring og andre omstendigheter ikke påvirket resultatene.

Arbeidet ble utført på samme måte som for BMP, men begerglass med større mengde slam ble benyttet til tørkingen. TS-analysene ble gjort etter Norsk Standard NS-EN 12879 (21). En oversikt over alle analytter som ble opparbeidet kan sees i tabell 71-73, appendiks O.

Etter at slammet var tørket, ble tørrstoffet i begerglassene kvernet. 0,25 g av slammet ble veid i veiekip av plast på analysevekt, og deretter notert. Det ble veid inn tre slike masser for tre replikater for hver av prøvene før råtning. For prøvene etter råtning, ble det veid inn en masse på ca. 0,25 g TS med utrånnet prøve fra hver reaktorflaske. Videre ble metoden for mikrobølgeassistert syreoppslutning av slam, som er gitt av leverandøren til mikrobølgeovnen (Milestone Srl), benyttet. Av sikkerhetshensyn ble det i oppslutningen av prøver med 76 og 170 g EGW/L benyttet en lavere temperatur enn det som er oppgitt i metoden (se tabell 7). Det innveide slammet ble videre fortløpende overført til teflonbeholdere, og deretter tilsatt 2 mL HCl og 8 mL HNO<sub>3</sub>. Teflonbeholderne ble lukket, satt inn i bomber og montert i 10 posisjonsrotoren (34).

Bombene ble plassert i en Ethos 1 mikrobølgeovn for oppslutning, der en temperatursensor ble koblet til den bomben med størst slammasse og dermed sannsynlig høyest organisk innhold. På kontrollpanelet til mikrobølgeovnen ble det lagt inn programmer for oppslutning, som er vist i tabell 7.

**Tabell 7: Mikrobølgeassisterte oppslutningsprogrammer. Temperaturene i tabellen refererer til innvendig beregnet temperatur i bomben med temperatursensor.**

Substrat	Oppvarming	Oppslutning	Nedkjøling
Hygienisert slam <sup>a</sup> , 76 og 170 g EGW/L hygienisert slam <sup>a</sup> .	20 minutter (fra romtemperatur til 170 °C)	170 °C i 20 minutter	30 minutter
Resten av substratene.	20 minutter (fra romtemperatur til 200 °C)	200 °C i 20 minutter	30 minutter

a: Disse prøvene inneholdt podeslam.

Etter oppslutning ble bombene plassert i avtrekkskap hvor demontering ble gjort varsomt. Innholdet ble skylt ut av bomben med ionebyttet vann, og tilsatt målekolber med 1,00 mL yttrium og 5-10 mL destillert vann. Alle kolber ble fylt til merket, og overført til autosamlerrør på samme måte som for kalibreringsstandarder. Det ble laget en høy og en lav spike prøve for den siste triplikaten til hver prøve (tabell 8).

**Tabell 8: Volumer og konsentrasjoner til spikeprøver.**

	<b>Lav Spike</b>	<b>Høy pike</b>
<b>Totalt volum</b>	10 mL	10 mL
<b>Standardløsning benyttet</b> (artikkelnummer)	N9301720	N9393946
<b>Tilsatt volum fra standardløsning</b>	$40 \cdot 10^{-3}$ mL	$50 \cdot 10^{-3}$ mL
<b>Konsentrasjon av tilsatt Cd</b>	0,040 mg/L	0,125 mg/L
<b>Konsentrasjon tilsatt av andre tungmetaller</b>	0,040 mg/L	0,500 mg/L

Prøvene ble oppbevart kjølig i forkant av ICP-OES analysen. Det ble også laget en høy og en lav kvalitetskontrollprøve, konsentrasjon hhv. 0,05 mg/L og 0,5 mg/L av alle tungmetallene. Det ble utpipettert hhv 0,5 mL og 5 mL av standardløsning N9301720 til 100 ml målekolber, og tilsatt litt ionebyttet vann, deretter 2 mL HCl og 8 mL HNO<sub>3</sub>. Det ble fortynnet til merket og overført til autosamlerrør likt som for kalibreringsblank og kalibreringsstandarder.

I forkant av ICP analysene ble slanger til injiseringsenheten byttet, og det gjort en kontroll av pumpen og autosampleren. Under første testrunde ble det oppdaget sinkforurensing i vaskeblanding til instrumentet, denne ble skiftet til en ny blanding. Pumpen ble noe justert for å levere stabil flow, og forstøver ble byttet ut med en ny. Det ble laget en ny metodefil. Plasmainnstilinger som ble benyttet kan sees i tabell 9.



**Tabell 9: Innstillinger under ICP-OES-analyser.**

<b>Plasmastrøm</b>	8 L/min
<b>Hjelpegass (Auxulary gas)</b>	0,2 L/min
<b>Forstøvingsgass (Nebulizer gas)</b>	0,7 L/min
<b>Maksimal effekt</b>	1500 W
<b>Tid fra pumping til måling skjer (delay time)</b>	40 s
<b>Vasketid mellom prøver</b>	30 s
<b>Automatisk integrasjonstid</b>	0,5-2,0 s
<b>Bakgrunnpunkter</b>	2

Videre ble det også laget en *sample info file*, hvor informasjon om prøvene ble lagt inn. Det ble her lagt inn den oppveide mengde tørt slam for hver prøve, fortynningsvolum, og lokasjon i autosampler. Spike-prøver ble lagt inn på tilsvarende måte. Alle målinger ble utført aksielt, men EGW ble også analysert radielt. Analyser ble deretter igangsatt ved å velge automatisk analyse. Da resultatene var klare ble det gjort noen modifikasjoner på antall analysepikslers og bølgelengder for analysen til de ulike metallene. En oversikt over dette kan sees i tabell 10.

**Tabell 10: Analysepikslers og bølgelengder.**

<b>Grunnstoff</b>	<b>Antall analysepikslers</b>	<b>Bølgelengde (nm)</b>
Cd	4	228,802
Cr	7	267,716
Cu	6	327,393
Ni	4	231,604
Pb	5	220,353
Zn	7	206,200
Y	7	371,029

For kalibreringskurven ble det for Zn og Ni valgt tvungen skjæring gjennom origo, mens de andre metallene ble det benyttet utregnet skjæringspunkt. Oversikt over regresjonslikninger kan sees i appendiks J. Etter modifikasjoner på bølgelengder og analysepikslers, ble dataene repressert. Det ble laget en versjon hvor kalibreringskurven ble tvunget gjennom origo, og en hvor den ikke gjorde det. Korrelasjonskoeffisienter til kalibreringsprøve,

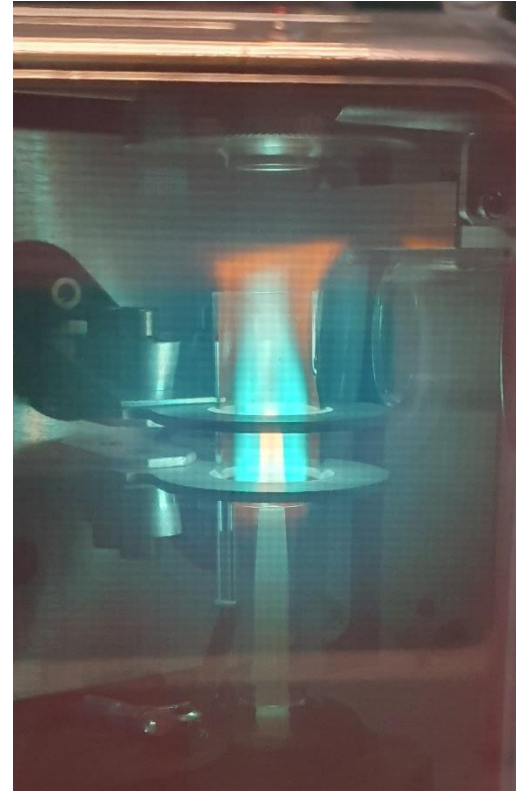
kvalitetskontroller og utbytteprosent til spikeprøver ble så sammenliknet for hvert stoff. På bakgrunn av dette ble det avgjort hvilken kurvekarakteristikk som ble brukt til analyser på de forskjellige tungmetallene.

### **Bestemmelse av tungmetall i glykolblanding**

En analyse på tungmetaller på ren glykol (EGW) ble også utført. Analysen ble utført både aksielt og radielt med 10 mm «view distance». Det ble laget 5 kalibreringsstandarder med konsentrasjon hhv. 25, 50, 250, 1000 og 2500  $\mu\text{g/L}$  N9303946. Dette ble fortynnet til merket i 100 mL målekolber med ionebyttet vann. Spikeprøver og kvalitetskontroller ble laget på tilsvarende måte som under analyse av slammet.

Det ble laget prøver med 5 mL tilsatt EGW, tilsatt 1 mL yttriumløsning og deretter fortynnet til 100 mL merket med ionebyttet vann. Det ble altså ikke tilsatt syre, eller gjort opparbeiding i mikrobølgeovn.

På grunn av lave målte konsentrasjoner i glykolprøven med fortynningsfaktor 20, ble det analysert på prøver med fortynningsfaktor 5. Da disse prøvene ble analysert, viste plasmaet seg å slukne.



**Figur 5: Plasma under glykolanalyse.**

## 3 Resultat

I kapittel 2 ble metodene og materialene som ble benyttet i de eksperimentelle forsøkene presentert. AMPTS-forsøk og tilhørende BMP-analyser ble utført i perioden 5. februar til 27. mars. To av tre planlagte forsøksserier ble utført i denne perioden mens den tredje forsøksserien, der propylenglykolbasert avfall skulle benyttes, ble avlyst som følge av koronautbruddet. Det ble gjort tungmetallanalyse for alt slam før og etter råtning både på HVL og eksternt laboratorium, med unntak av forsøk 2 etter utråtning, som kun ble analysert eksternt. I dette hovedkapittelet blir resultater fra de nevnte forsøkene presentert.

### 3.1 Bestemmelse av biokjemisk metanpotensial

Prøver av podeslam og hygienisert slam ble tatt 5. februar og 4. mars 2020, for bruk i henholdsvis forsøksserie 1 og 2 i AMPTS-forsøkene. Det hygieniserte slammet i de to forsøksseriene hadde litt ulik karakter, ved at slammet i forsøk 2 var med tyntflytende. Prøven med etylenglykolbasert avfall, EGW, hadde relativ lav viskositet, samtidig som den inneholdt klumper. Fargen på EGW var gul-grønn, og lukten kan beskrives som «stikkende».

#### 3.1.1 Måling av TS, VS og Wv for prøvene i AMPTS-forsøkene

TS, VS og Wv ble målt i prøvene før AMPTS-forsøkene ble startet. Dette ble gjort ved bruk av fremgangsmåten i kapittel 2.7.1. Massene av innveide prøver før og etter gløding og tørking er gitt i tabell 22 i appendiks C. Formel 1–3 ble benyttet sammen med de nevnte innveide massene for å beregne TS, VS og Wv i rene prøver av podeslam, hygienisert slam og EGW, samt prøver av hygienisert slam med tilsatt EGW i ulike konsentrasjoner. Beregnede verdier for TS, VS og Wv er gitt i appendiks D, der tabell 23 viser beregnede verdier for replikatene. Tabell 11 og 12 viser gjennomsnitt og standardavvik for de ulike prøvene, mens eksterne resultater for TS og Wv i prøvene før og etter utråtning, er gitt i tabell 13.

Tabell 11 viser at TS for rene prøver av hygienisert slam, podeslam og EGW lå i området 3,1–60 %, mens VS og Wv for disse prøvene lå i områdene 1,8–52 % og 56–87,4 %. EGW hadde betydelig høyere verdi av TS, VS og Wv enn podeslam og hygienisert slam. TS i prøver av hygienisert slam med tilsatt EGW varierte fra 4,75–6,737 %, mens VS og Wv for disse prøvene lå i områdene 3,01–4,91 % og 58,1–78 %, ifølge tabell 12. Av prøvene av hygienisert slam med ulike mengder tilsatt EGW, hadde prøvene med 30 og 100 g EGW/L hygienisert slam høyest verdi av TS og VS. I løpet av utråtningen ble TS redusert i alle prøvene som ble

målt før og etter utråtning, og Wv ble redusert i løpet av utråtningen for alle prøvene unntatt prøven med 170 g EGW/L i forsøk 2 (tabell 13).

**Tabell 11: Gjennomsnitt, med tilhørende standardavvik, for målinger av TS, VS og Wv i rene substrater. Målingene er utført før utråtning, og verdier i tabell 25 ble benyttet i beregningene.**

Substrat	AMPTS-forsøk, nr.	TS (%)	VS (%)	Wv (%)
EGW	1	60 ± 4	52 ± 4	87,4 ± 0,9
Cellulose	1	95,8 ± 0,04	95,1 ± 0,5	99,3 ± 0,5
	2	95,73 ± 0,01	95,72 ± 0,03	99,99 ± 0,02
Hygienisert slam	1	6,694 ± 0,003	4,974 ± 0,006	74,3 ± 0,1
	2	4,45 ± 0,04	3,3 ± 0,03	74,26 ± 0,04
Podeslam	1	3,1 ± 0,4	1,8 ± 0,4	56 ± 6
	2	3,21 ± 0,04	1,91 ± 0,03	59,7 ± 0,3

**Tabell 12: Gjennomsnitt, med tilhørende standardavvik, for TS, VS og Wv i hygienisert slam med tilsatt EGW. Målingene er utført før utråtning, og verdier i tabell 25 ble benyttet i beregningene.**

Konsentrasjon av EGW i hygienisert slam	AMPTS-forsøk, nr.	TS (%)	VS (%)	Wv (%)
30 g EGW/L	1	6,737 ± 0,004	4,91 ± 0,002	72,925 ± 0,007
76 g EGW/L	2	4,75 ± 0,06	3,224 ± 0,009	68 ± 1
100 g EGW/L	1	6 ± 1	4,9 ± 0,1	78 ± 14
170 g EGW/L	2	5,18 ± 0,01	3,01 ± 0,02	58,1 ± 0,2

**Tabell 13: Bergnede verdier av TS og Wv før og etter utråtning i AMPTS-forsøkene, med utgangspunkt i målinger utført av eksternt laboratorium.**

Forsøk, nr.	Substrat	TS i fast stoff (%):		Wv i fast stoff (% TS):	
		Før utråtning	Etter utråtning	Før utråtning	Etter utråtning
1	Hygienisert slam (aleine)	6,7	-	74	-
	Podeslam (aleine)	3,3	3,0	60	56
	Hygienisert slam	3,6	2,7	63	56
	30 g EGW/L	3,6	3,0	63	56
	100 g EGW/L	4,0	3,1	64	56
2	Hygienisert slam (aleine)	4,5	-	75	-
	Podeslam (aleine)	3,1	2,8	58	57
	Hygienisert slam	3,3	2,7	63	58
	76 g EGW/L	3,7	2,6	64	57
	170 g EGW/L	4,0	3,8	63	69

Målt VS i de ulike substratene ble benyttet til å beregne hvor stor masse av de ulike substratene som måtte tilsettes reaktorflaskene i AMPTS-forsøkene. Tabell 24 og 25 i appendiks E viser hvor stor masse av podeslam og substrat som ble tilsatt de ulike reaktorflaskene i AMPTS-forsøkene, for at forholdet mellom VS i podeslam og substrat i reaktorflaskene skulle bli 2:1. Massen av VS fra podeslam og substrat i de ulike reaktorflaskene i forsøksserie 1 og 2, er gitt i henholdsvis tabell 27 og 32 i appendiks F.

### 3.1.2 Produsert volum metan i AMPTS-forsøkene

AMTPS forsøkene ble igangsatt 7. februar og 6. mars for de to forsøksseriene, som begge hadde en varighet på 21 dager. Rådata over akkumulerte volum av produsert metan for hver dag etter forsøksstart (tabell 28, 29, 33 og 34), samt daglig volum av produsert mengde metan under forsøkene (tabell 30, 31, 35, 36), er presentert i appendiks F. Grafiske presentasjoner av gjennomsnittlig akkumulert metanproduksjon og gjennomsnittlig daglig metanproduksjon for de ulike prøvene, med tilhørende 95 % konfidensintervall (formel 11), er presentert i figur 6–9. Der konfidensintervaller ikke er vist i figurene, er konfidensintervallet mindre enn diameteren til målepunktene i figuren. Dette gjelder i hovedsak målingene på blankprøvene.

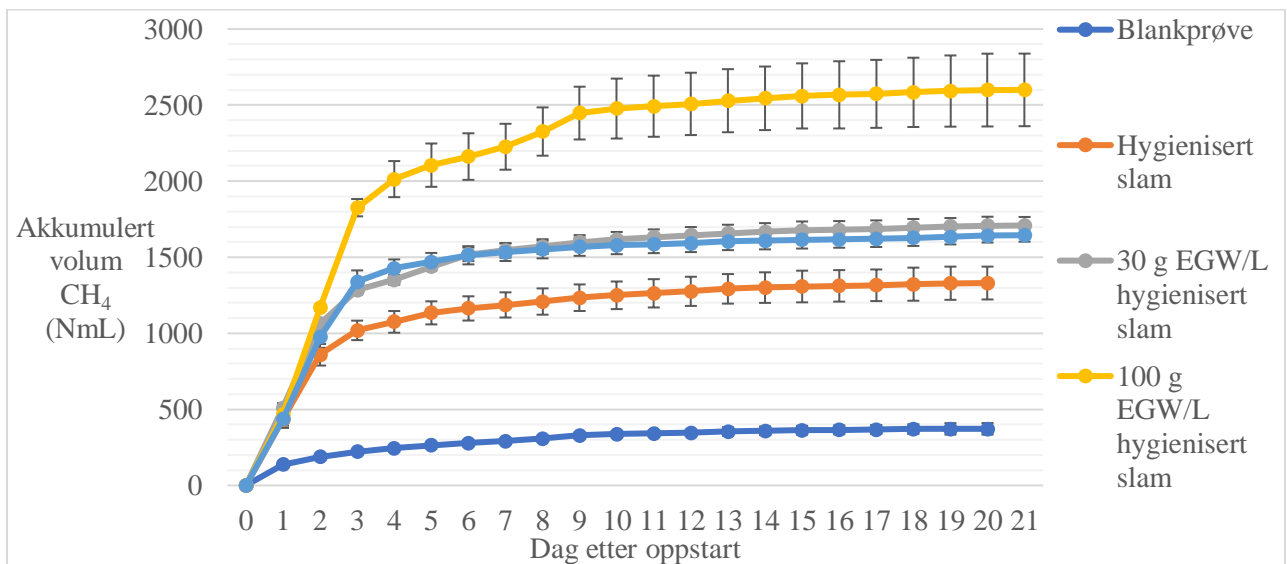
Etter 21 dager lå gjennomsnittlig akkumulert volum av metan i prøvene i områdene 1330–2600 NmL og 1426–2977 NmL, for henholdsvis forsøksserie 1 og 2 (tabell 14). Prøvene med hygienisert slam hadde lavest verdi av akkumulert volum metan i begge forsøksseriene, mens prøven med 100 og 76 g EGW/L hadde høyest akkumulert volum metan i henholdsvis forsøksserie 1 og 2. Tabell 14 viser at standardavviket til prøvene i AMPTS-forsøk 1 var noe høyere enn standardavvikene til prøvene i forsøk 2.

**TABELL 14: Gjennomsnittlig akkumulert volum biometan, med tilhørende standardavvik, for prøvene i AMPTS-forsøkene.**

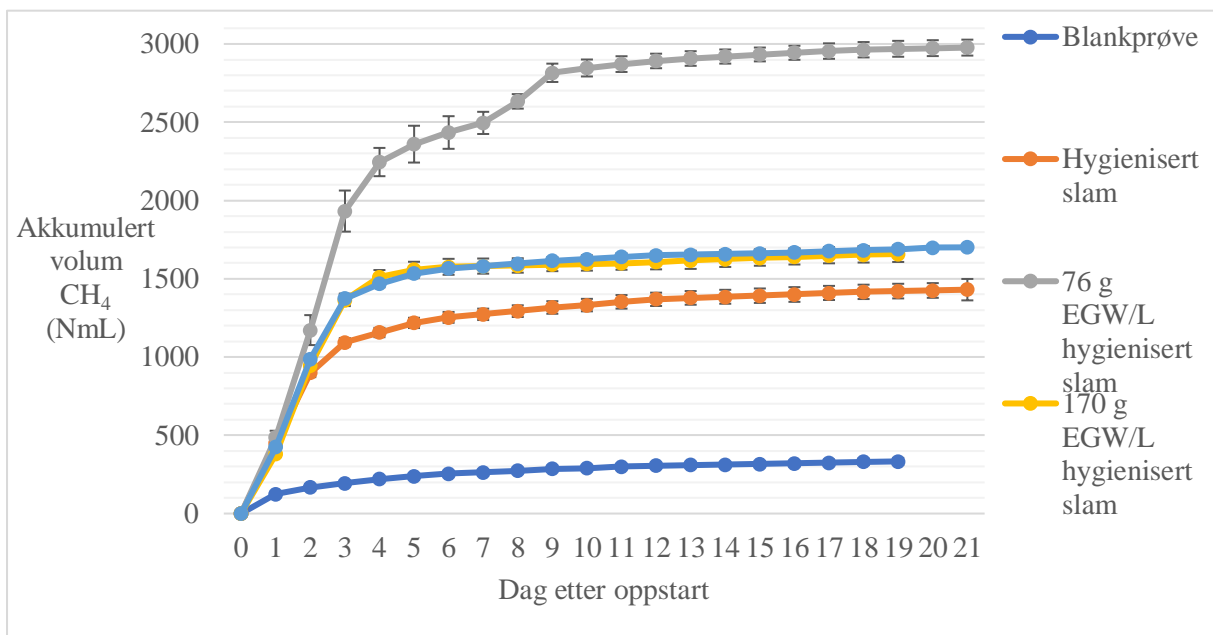
Forsøks-serie	Substrat	Gjennomsnittlig akkumulert volum (NmL)	Standardavvik (NmL)
1	Podeslam (blankprøve)	372	15
1	Hygienisert slam	1330	44
1	30 g EGW/L	1709	23
1	100 g EGW/L	2600	96
1	Cellulose (kontrollprøve)	1644	17
2	Podeslam (blankprøve)	333	9
2	Hygienisert slam	1426	21
2	76 g EGW/L	2977	21
2	170 g EGW/L	1658	20
2	Cellulose (kontrollprøve)	1693	13

Figur 8 og 9 viser at den gjennomsnittlige daglige metanproduksjonen var høyest de seks første dagene etter oppstart av AMPTS-forsøkene. Etter dette avtok volumet i av produsert metan i alle prøvene, med unntak av prøvene der konsentrasjonen av EGW i substratet var 76 og 100 g EGW/L hygienisert slam. I disse prøvene ble det observert en økning i gjennomsnittlig produsert metan fra den syvende dagen, der metanproduksjonen i prøvene lå under 100 NmL/dag, til den niende dagen etter forsøksstart, der metanproduksjonen i prøvene var over 100 NmL/dag. Fra og med dag ti etter forsøksstart, til forsøkene ble avsluttet den 21. dagen, var metanproduksjonen under 100 NmL/dag.

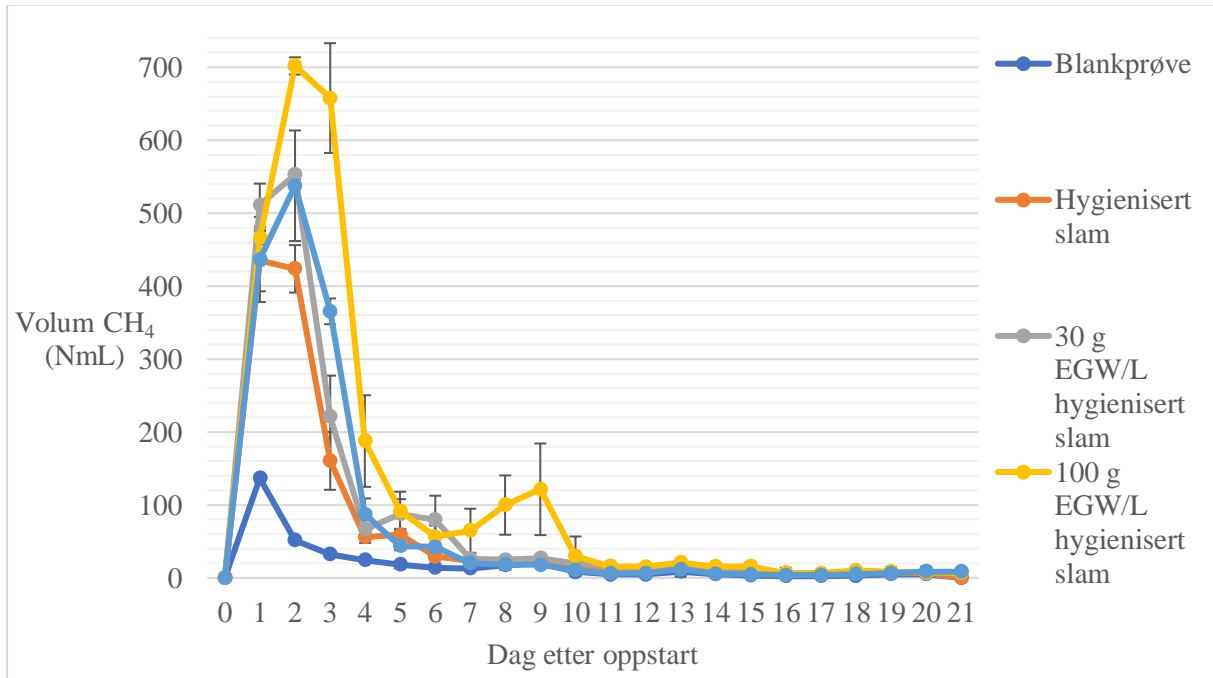
Prøven med 76 g EGW/L ga de høyeste volumene av produsert CH<sub>4</sub> per dag i de to AMPTS-forsøkene. Sammenlignet med prøven med 100 g EGW/L, som oppnådde nest høyest volum av produsert CH<sub>4</sub>, var konfidensintervallene per dag mindre for prøven med 76 g EGW/L. Denne ulikheten kunne også observeres mellom de andre prøvene i de to forsøkene, ved at konfidensintervallene per dag var smalere for prøvene i forsøk 2, sammenlignet med forsøk 1 (se figur 6–9). Figur 6 og 7 viser for øvrig at akkumulert volum av CH<sub>4</sub> i hygienisert slam var høyere i forsøk 2 enn i forsøk 1.



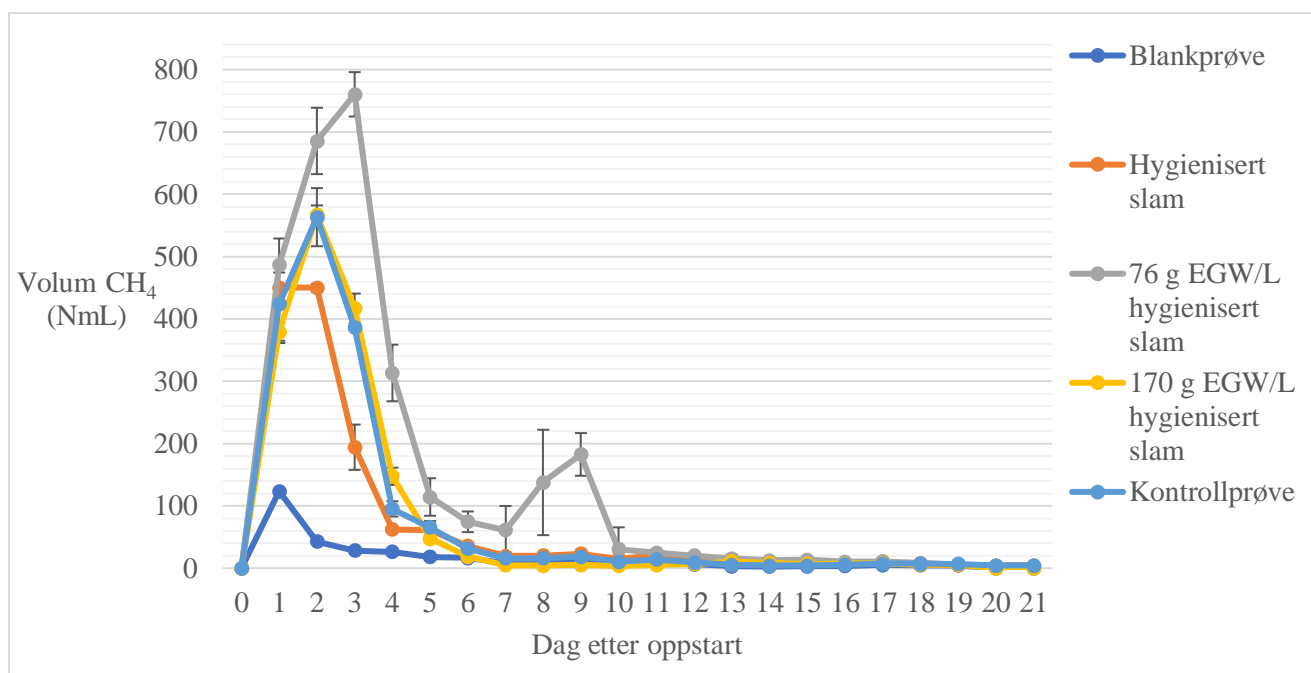
**Figur 6: Akkumulert volum CH<sub>4</sub>, angitt med tilhørende 95 % konfidensintervall ( $t_{0,025, 2} = 4,303$  (29, s. 234)), for hver dag etter oppstart av forsøksserie 1.**



Figur 7: Akkumulert volum CH<sub>4</sub>, angitt med tilhørende 95 % konfidensintervall ( $t_{0,025, 2} = 4,303$  (29, s. 234)), for hver dag etter oppstart av forsøksserie 2.



Figur 8: Målt volum av CH<sub>4</sub> per dag etter oppstart av forsøksserie 1. Feilfeltene i figuren viser tilhørende 95 % konfidensintervall ( $t_{0,025, 2} = 4,303$  (29, s. 234)) til målingene.



**Figur 9: Målt volum av CH<sub>4</sub> per dag etter oppstart av forsøksserie 2. Feilfeltene i figuren viser tilhørende 95 % konfidensintervall ( $t_{0,025, 2} = 4,303$  (29, s. 234)) til målingene.**

### 3.1.3 pH-målinger før og etter utråtning

Appendiks E inneholder målinger av pH før og etter utråtning av prøvene. Tabell 24 og 25 i dette appendikset viser at pH i prøvene før utråtning lå i området 7,68–7,76, mens pH etter utråtning lå i området 5,03–8,15. Av pH-målingene som ble utført etter utråtning skilte prøven med 170 g EGW/L hygienisert slam seg ut, siden pH-en de tre minireaktorene i denne prøven lå i området 5,03–5,11. For resten av prøvene varierte målt pH etter utråtning fra 7,85 til 8,15.

### 3.1.4 BMP i ulike substrater

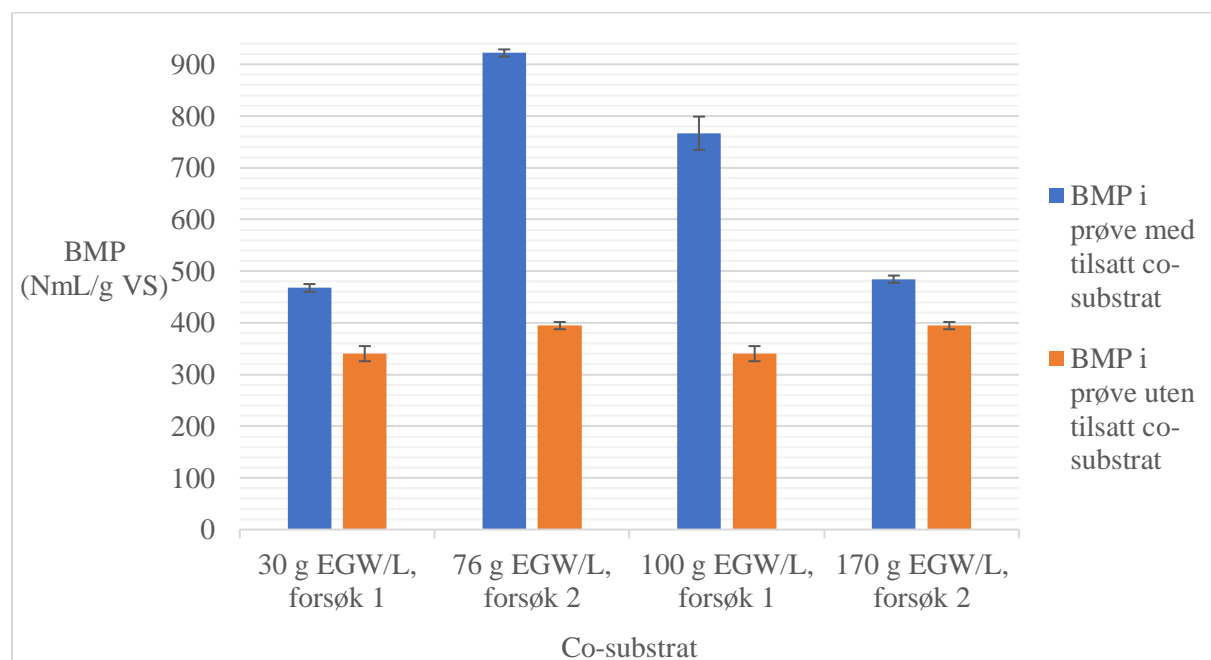
Ved bruk av de akkumulerte volumene etter AMPTS-forsøkene, som er gitt i tabell 28, 29, 33 og 34 i appendiks F. BMP beregnet for de ulike prøvene ved bruk av formel 4. Tabell 15 viser beregnet BMP i de ulike substratene, samt prosentvis endring i BMP for blandingen med co-substrat, sammenlignet med en tilsvarende blanding uten co-substrat. BMP i tabellen er angitt med 95 % konfidensintervall. Av tabell 15 fremkommer det at gjennomsnittene av BMP i prøvene med tilsatt co-substrat lå i området 467–922 NmL/gVS. Prøven med 76 g EGW/L hygienisert slam ga høyest målt BMP og prosentavvik i forhold til målt BMP i hygienisert slam den tilhørende i forsøksserien. Tabell 15 viser også at målt BMP i kontrollprøvene er



innenfor referanseverdien på  $350 \pm 29$  NmL/g VS. Figur 10 viser en grafisk fremstilling av BMP-verdiene for prøvene.

**Tabell 15: Beregnede BMP-verdier, angitt ved 95 % konfidensintervaller, for prøver med og uten EGW som tilsatt co-substrat.**

Forsøks- serie	Co-substrat (konsentrasjon)	Hoved- substrat	BMP (NmL/g VS):		Endring i BMP (%)	BMP (NmL/g VS) i kontrollprøve
			med co- substrat	uten co- substrat		
1	EGW (30 g/L)	Hygienisert slam	$467 \pm 19$	$340 \pm 36$	+37	$367 \pm 12$
1	EGW (100 g/L)	Hygienisert slam	$767 \pm 80$	$340 \pm 36$	+125	$367 \pm 12$
2	EGW (76 g/L)	Hygienisert slam	$922 \pm 17$	$395 \pm 17$	+134	$361 \pm 8$
2	EGW (170 g/L)	Hygienisert slam	$484 \pm 17$	$395 \pm 17$	+23	$361 \pm 8$



**Figur 10: Gjennomsnittlig BMP, med tilhørende standardavvik, for prøver med og uten tilsatt co-substrat.**

### 3.1.5 Variansanalyse og t-tester på målte BMP-verdier

Det ble utført statistiske tester, i form av en-veis variansanalyse (ANOVA) og t-tester på målte BMP-verdier i de ulike prøvene, for å undersøke om gjennomsnittene av BMP i de ulike prøvene var statistisk ulike eller like. Verktøyet *Dataanalyse* i *Microsoft Excel* ble benyttet for utføre dette arbeidet, der det ble benyttet 5 % signifikansnivå i alle dataanalysene. Dette gjelder også for den statistiske analysen av konsentrasjoner av ulike tungmetaller i kapittel 3.2.3. En oversikt over deskriptiv statistikk for BMP-analyser er gitt i appendiks G.

For å finne ut om det var signifikant forskjell på BMP i prøvene, ble det først utført en-veis ANOVA på ulike grupper. Dersom ANOVA viste at en eller flere av gjennomsnittsverdiene var signifikant ulike de andre, ble det videre utført t-tester på BMP-verdiene. I ANOVA for alle prøvene i begge forsøkene samlet, som er presentert i tabell 41 og 42 i appendiks H, ble  $F_{obs}$  beregnet til 651, mens tilhørende  $F_{krit}$  ble funnet til å være 3,106. Det ble også utført en-veis ANOVA på BMP-verdiene fra hver av de to forsøksseriene: Her ble  $F_{obs}$  beregnet til 329 og 4911, for gjennomsnittene av BMP i henholdsvis forsøksserie 1 og 2.  $F_{krit}$  ble funnet til å være 5,143 i begge disse ANOVA testene.

Det ble også utført ANOVA på gjennomsnittsverdiene av BMP i de fire prøvene med EGW, der  $F_{obs}$  ble beregnet til 495, mens  $F_{krit}$  var 4,066. Kritisk og observert F-verdi fra de tre sistnevnte ANOVA-testene er oppsummert i tabell 43 i appendiks H. Observert F-verdi var større enn kritisk F-verdi i alle ANOVA-testene, og det viser at en eller flere av gjennomsnittsverdiene av BMP var signifikant ulike. Det ble derfor utført t-tester som følge av dette.

Før det ble utført t-tester på gjennomsnittsverdiene av BMP, ble det utført en F-test på prøvene med den største og minste variansen. Tabell 38 i appendiks G viser at prøvene med henholdsvis størst og minst varians, var prøvene med 100 og 76 g EGW/L. En tosidig F-test, med 5 % signifikansnivå, ga at  $F_{obs}$  var 22, mens  $F_{krit}$  var 39,00 (tabell 44 i appendiks H). Testen viste at variansen i prøvene ikke var signifikant ulike, og dermed ble t-tester med antatt lik varians benyttet for å finne ut om utvalgte gjennomsnittsverdier for BMP var signifikant ulike.

Tabell 45, i appendiks H, viser t-testen som ble benyttet for å undersøke om gjennomsnittene til prøvene med størst (76 g EGW/L) og minst (hygienisert slam) gjennomsnittsverdi av BMP i forsøksserie 2, var signifikant ulike. Denne testen ga en observert t-verdi på 93, mens den kritiske to-sidige t-verdien ble funnet til å være 2,776, noe som viser at det kan påstås med 95

% konfidens at prøvenes gjennomsnittverdier av BMP var signifikant ulike. Tabell 46 viser observert og to-sidig kritisk t-verdi, med 5 % signifikansnivå, for de andre gjennomsnittsverdiene av BMP som ble testet opp mot hverandre. Denne tabellen viser at observert t-verdi var større enn kritisk t-verdi for alle de gjennomsnittsverdiene av BMP som ble testet mot hverandre. Gjennomsnitt for BMP i alle prøvene med EGW var signifikant ulike, og prøvene med EGW ble funnet å ha signifikant ulik gjennomsnittsverdi for BMP, sammenlignet med gjennomsnittet av BMP i hygienisert slam i den tilhørende prøveserien. Det ble også utført t-test på prøvene med hygienisert slam i de to forsøksseriene, og det ble også her funnet at den observerte t-verdien var større enn den to-sidige kritiske t-verdien. Dette viser at gjennomsnittene for BMP i hygienisert slam i de to forsøksseriene var signifikant ulike.

## 3.2 Tungmetalinhold

Eksempler for emisjonsspektre for de ulike tungmetallene er gitt i appendiks I. For alle emisjonsspekterne er det benyttet to bakgrunns punkter, mens analysepunkter for analytt varierer (tabell 9). Korrelasjonskoeffisientene til kalibreringskurvene, som tilhører de enkelte tungmetallene i hver forsøks serie, er gitt i appendiks J. I tungmetallanalysene ble det målt på emisjonsintensitet for hvert tungmetall ved bestemte bølgelengder, som så ble korrigert med intern standard (yttrium) og kalibreringsblank (10 % syreløsning av HNO<sub>3</sub> og HCl) ved hjelp av formel (5). Videre ble konsentrasjonen i oppsluttet prøve beregnet ved formel (6).

Korrigerte emisjonsintensiteter og beregnede konsentrasjoner for hver parallell er gitt i tabell 50-57 i appendiks K. Konsentrasjoner i mg/kg TS ble beregnet ved bruk av formel (7). Alle beregninger ble utført av datamaskinen som var tilkoblet ICP-OES-instrumentet, ved hjelp av programvaren Sygnistix. I tabell 16-17 er hovedresultatene gitt for alle tungmetallene, resultater fremkommet etter analyser ved Høgskulen på Vestlandet (HVL) og ved eksternt analyselaboratorium.

Tabell 16 og 17 viser at før utråtning for begge AMPTS-forsøkene var konsentrasjonen av Cr i området 38-48 mg/kg TS, Cu i området 168-214 mg/kg TS, Ni i området 14,5-16,4 mg/kg TS, Pb i området 24-31 mg/kg TS, og Zn i området 370-435 mg/kg TS. Etter forsøk 1 ble det ved målinger utført ved HVL funnet at konsentrasjonene av tungmetaller lå i følgende områder: Cr lå i området 45-48 mg/kg TS, Cu lå i området 237-248 mg/kg TS, Ni lå i området 17,3-37 mg/kg TS, Pb i området 34,7-37 mg/kg TS, og Zn lå i området 475-514 mg/kg TS.

Målinger på de samme prøvene av akkreditert eksternt laboratorium ga lavere konsentrasjoner enn målingene ved HVL (tabell 16-17). Dette gjelder analysene på prøvene før utråtning, samt prøvene etter utråtning i forsøk 1. I forsøk 2 ble konsentrasjoner av tungmetall ikke målt ved HVL, så for disse prøvene ble de bare utført analyser av eksternt laboratorium. Deres analyser viser at konsentrasjonene av Cr lå i området 8,1-18 mg/kg TS, Cu i området 80-170 mg/kg TS, Hg i området 0,13-0,17 mg/kg TS, Ni i området 6,2-12 mg/kg TS, Pb i området 6,2-21 mg/kg TS, og Zn i området 170-360 mg/kg TS.

Ved akkreditert eksternt laboratorium ble det også analysert på konsentrasjon av total-P og NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N. Målingene på disse før og etter utråtning er også gitt i tabell 16 og 17.

**Tabell 16: Tungmetallinnhold i slamprøver fra forsøk 1 analysert på HVL og ekstern lab (EL). Alle data er gitt i mg/kg TS. Tilhørende standardavvik er presentert for HVL-analyser.**

<b>Forsøk 1 før råtning</b>	<b>Podeslam</b>	<b>Blanding hygienisert og podeslam</b>	<b>30 g EGW/L</b>	<b>100 EGW/L</b>	<b>Rent hygienisert slam</b>
<b>Cd</b>	0,8 ± 0,1 <sup>a</sup>	0,8 ± 0,1 <sup>a</sup>	0,64 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,8 ± 0,4 <sup>a</sup>	0,4 ± 0,2 <sup>a</sup>
<b>Cd EL</b>	0,67	0,24	0,60	0,58	0,40
<b>Cr</b>	45 ± 1	42 ± 2	41 ± 2	38 ± 2	28,9 ± 0,1
<b>Cr EL</b>	18	7,0	17	16	10
<b>Cu</b>	234 ± 4	214 ± 16	208 ± 7	194 ± 10	151 ± 7
<b>Cu EL</b>	170	66	160	150	100
<b>Ni</b>	16,8 ± 0,6	16 ± 2	15,1 ± 0,1	14,5 ± 0,7	11,2 ± 0,3
<b>Ni EL</b>	22	3,9	11	11	7,2
<b>Pb</b>	33 ± 2	30 ± 2	30 ± 3	31 ± 1	22 ± 2
<b>Pb EL</b>	11	8,8	20	19	13
<b>Zn</b>	471 ± 6	435 ± 29	425 ± 11	396 ± 17	315 ± 4
<b>Zn EL</b>	350	140	330	300	210
<b>Hg EL</b>	0,15	0,08	0,17	0,21	0,13
<b>Total P EL</b>	15000	5800	14000	13000	8700
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N EL</b>	47000	49000	49000	45000	16000

<b>Forsøk 1 etter ut-råtning</b>	<b>Podeslam</b>	<b>Blanding hygienisert og podeslam</b>	<b>30 g EGW/L</b>	<b>100 EGW/L</b>	<b>Rent hygienisert slam</b>
<b>Cd</b>	1,4 ± 0,1 <sup>a</sup>	1,2 ± 0,2 <sup>a</sup>	1,37 ± 0,08 <sup>a</sup>	1,29 ± 0,07 <sup>a</sup>	-
<b>Cd EL</b>	0,77	0,48	0,75	0,72	-
<b>Cr</b>	48,5 ± 0,2	48 ± 1	48 ± 2	45 ± 2	-
<b>Cr EL</b>	20	13	19	21	-
<b>Cu</b>	251 ± 4	248 ± 9	245 ± 4	237 ± 7	-
<b>Cu EL</b>	190	120	180	190	-
<b>Ni</b>	19 ± 2	17,3 ± 0,4	37 ± 3	35 ± 2	-
<b>Ni EL</b>	13	8,2	12	13	-
<b>Pb</b>	35 ± 1	34,7 ± 0,8	37 ± 3	35 ± 2	-
<b>Pb EL</b>	24	15	23	24	-
<b>Zn</b>	503 ± 7	514 ± 9	506 ± 14	475 ± 15	-
<b>Zn EL</b>	380	240	370	400	-
<b>Hg EL</b>	0,19	0,13	0,19	0,19	-
<b>Total P EL</b>	17000	10000	16000	16000	-
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N EL</b>	71000	80000	73000	74000	-

**TABELL 17: Tungmetallinnhold i slamprøver fra forsøk 2 analysert på HVL og ekstern lab (EL). Alle data er gitt i mg/kg TS. Tilhørende standardavvik er gitt i parentes. Tungmetallanalyser ble ikke utført etter råtning ved HVL.**

<b>Forsøk 2 før råtning</b>	<b>Podeslam</b>	<b>Blanding hygienisert og podeslam</b>	<b>76 g EGW/L</b>	<b>170 EGW/L</b>	<b>Rent hygienisert slam</b>
<b>Cd</b>	0,79 ± 0,04 <sup>a</sup>	0,73 ± 0,03 <sup>a</sup>	0,63 ± 0,05 <sup>a</sup>	0,67 ± 0,08 <sup>a</sup>	0,73 ± 0,03 <sup>a</sup>
<b>Cd EL</b>	0,69	0,58	0,53	0,64	0,37
<b>Cr</b>	43 ± 1	36,9 ± 0,6	34,3 ± 0,4	32 ± 1	38 ± 2
<b>Cr EL</b>	20	18	15	18	12
<b>Cu</b>	223 ± 4	195,5 ± 0,8	178 ± 1	168 ± 5	190 ± 2
<b>Cu EL</b>	180	160	130	160	110
<b>Ni</b>	18,2 ± 0,5	16,4 ± 0,8	15,9 ± 0,7	14,9 ± 0,4	16 ± 1
<b>Ni EL</b>	13	12	10	15	8,2
<b>Pb</b>	34 ± 1	28 ± 1	26 ± 2	24 ± 2	26,7 ± 0,5
<b>Pb EL</b>	23	21	10	15	13
<b>Zn</b>	483 ± 8	422 ± 5	391 ± 4	370 ± 7	419 ± 8
<b>Zn EL</b>	1400	350	290	360	240
<b>Hg EL</b>	0,35	0,17	0,22	0,54	0,11
<b>Total P EL</b>	17000	15000	12000	16000	15000
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N EL</b>	71000	53000	53000	50000	27000

<b>Forsøk 2 etter utråtning</b>	<b>Podeslam</b>	<b>Blanding hygienisert og podeslam</b>	<b>76 g EGW/L</b>	<b>170 EGW/L</b>	<b>Rent hygienisert slam</b>
<b>Cd EL</b>	0,64	0,69	0,59	0,32	-
<b>Cr EL</b>	17	18	17	8,1	-
<b>Cu EL</b>	170	170	160	80	-
<b>Ni EL</b>	12	12	12	6,2	-
<b>Pb EL</b>	21	21	20	6,2	-
<b>Zn EL</b>	350	360	340	170	-
<b>Hg EL</b>	0,14	0,18	0,17	0,13	-
<b>Total P EL</b>	15000	15000	14000	6900	-
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N EL</b>	87000	86000	86000	62000	-

*a*: Konsentrasjonen er under kvantifiseringsgrensen, se tabell 54 i appendiks K

Konsentrasjon av tungmetaller i ren etylenglykolprøve (EGW) er gitt i tabell 18. Det må bemerkes at denne prøven ikke ble tørket eller oppsluttet, men fortynnet og målt direkte. Resultater er derfor gitt med enhet mg/L. Det ble observert en ganske oransje farge fra plasmaet under analysen, se figur 5 under framgangsmåte.

**Tabell 18: Konsentrasjoner av tungmetall i ren glykol (EGW). Konsentrasjon for HVL er presentert med standardavvik.**

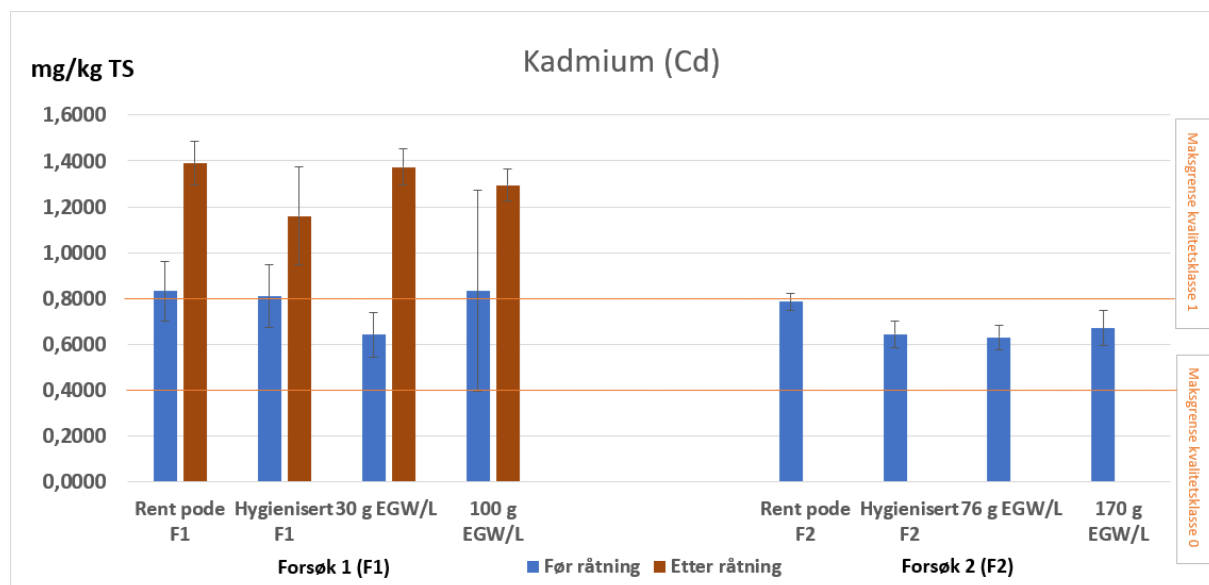
Tungmetall	Konsentrasjon HVL mg/L	Konsentrasjon EL mg/L
<b>Cd EGW</b>	0,031 ± 0,004 <sup>a</sup>	0,0007
<b>Cr EGW</b>	0,023 ± 0,004 <sup>a</sup>	0,035
<b>Cu EGW</b>	0,10 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,034
<b>Ni EGW</b>	1,60 ± 0,02	1,5
<b>Pb EGW</b>	0,04 ± 0,02 <sup>b</sup>	0,015
<b>Zn EGW<sup>c</sup></b>	0,74 ± 0,04	0,86
<b>Hg EGW</b>		0,00052
<b>Total P EGW</b>		0,11
<b>KOF-Cr</b>		810000

*a:* Konsentrasjonen er under kvantifiseringsgrensen, se appendiks K

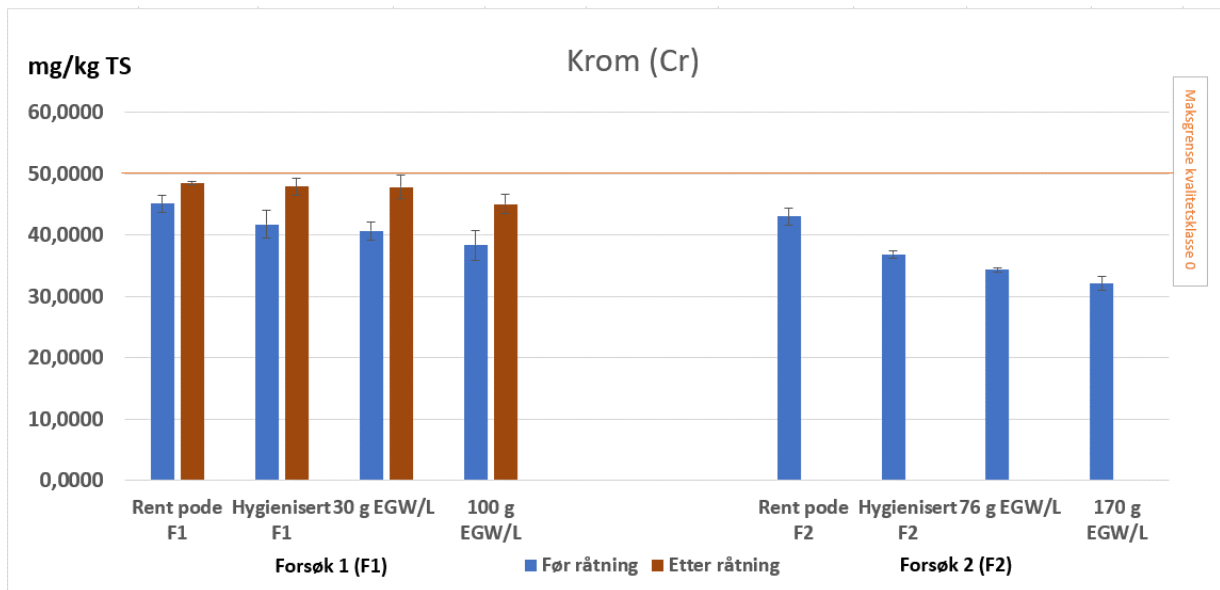
*b:* Konsentrasjonen er under deteksjonsgrensen, se appendiks K

*c:* Zn er analysert ved bruk av radiell måling.

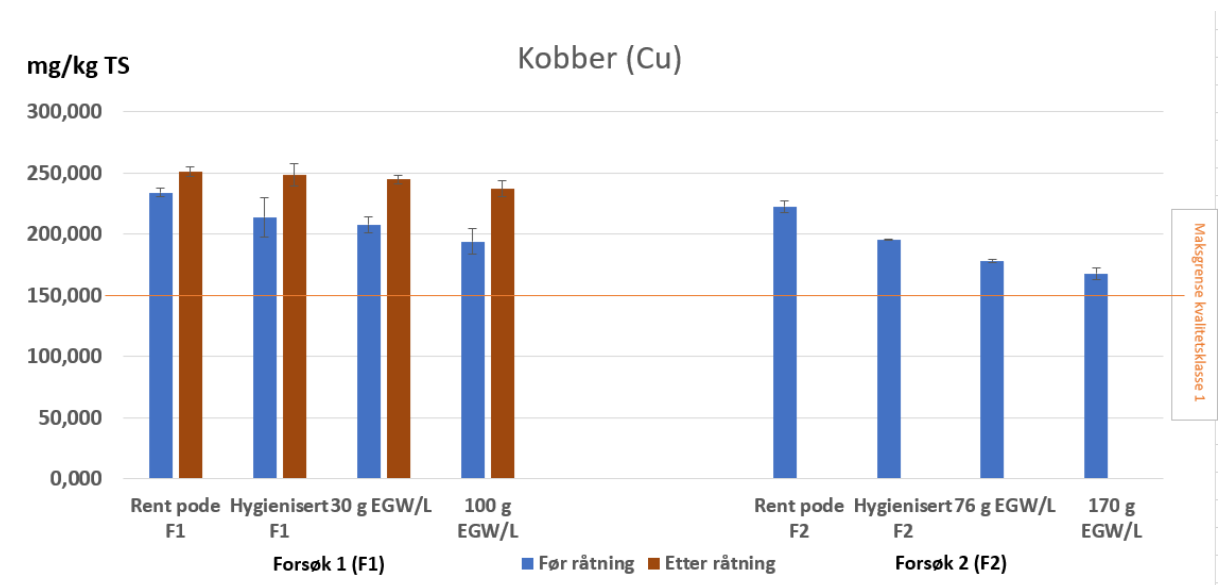
Grafisk presentasjon av sentrale resultater analysert ved HVL følger i figur 11-17. Relevante kvalitetsklasser for hvert metall er markert, samt grenseverdier nevnt i figurtekst. I figur 11-16 er det valgt å presentere resultater fra HVL.



**Figur 11: Innhold av kadmium i prøvene. Maksgrense kvalitetsklasse 1: 0,8 mg/kg TS. Maksgrense kvalitetsklasse 2: 2 mg/kg TS. Standardavvik er oppgitt som feilfelt.**

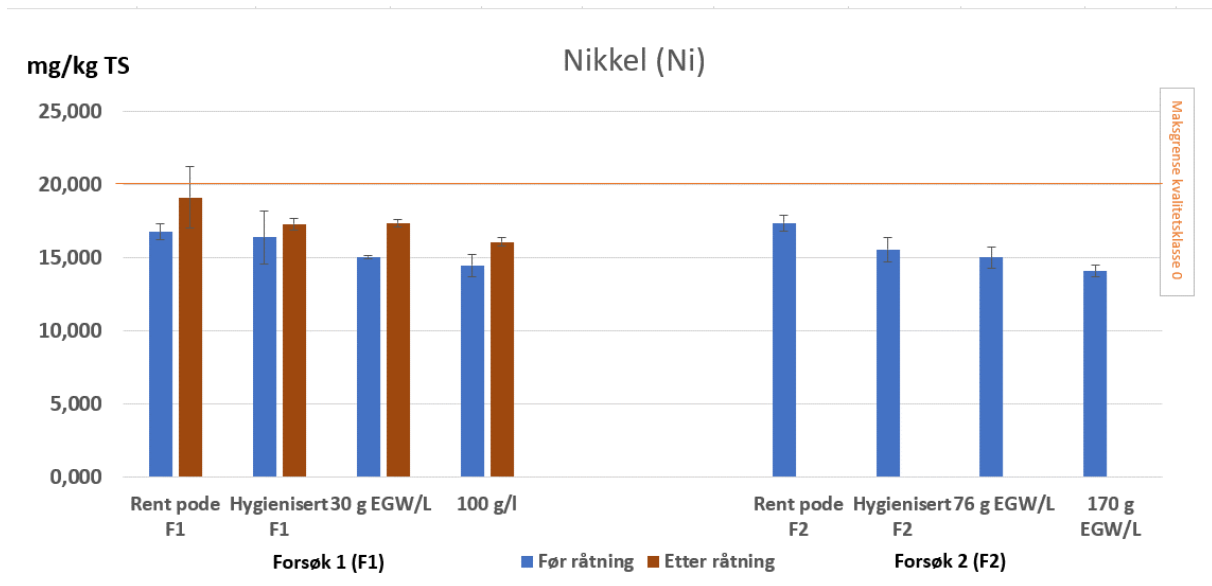


**Figur 12: Innhold av krom i prøvene. Maksgrense kvalitetsklasse 0: 50 mg/kg TS. Maksgrense kvalitetsklasse 1: 60 mg/kg TS. Standardavvik er oppgitt som feilfelt.**

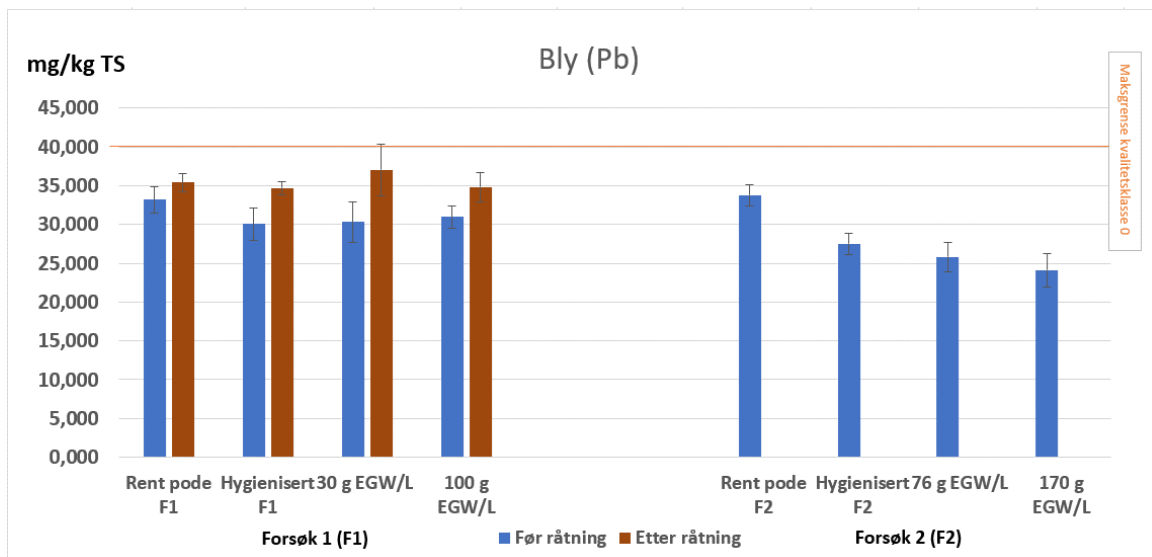


**Figur 13: Innhold av kobber i prøvene. Maksgrense kvalitetsklasse 1: 150 mg/kg TS. Maksgrense kvalitetsklasse 2: 650 mg/kg TS. Standardavvik er oppgitt som feilfelt.**

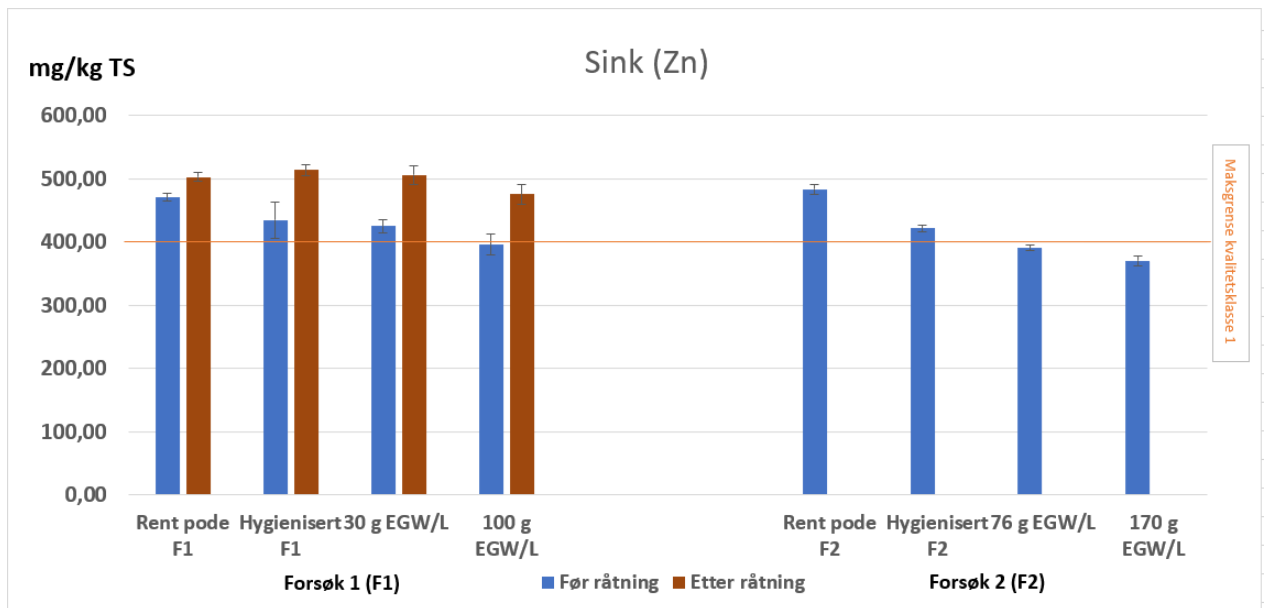




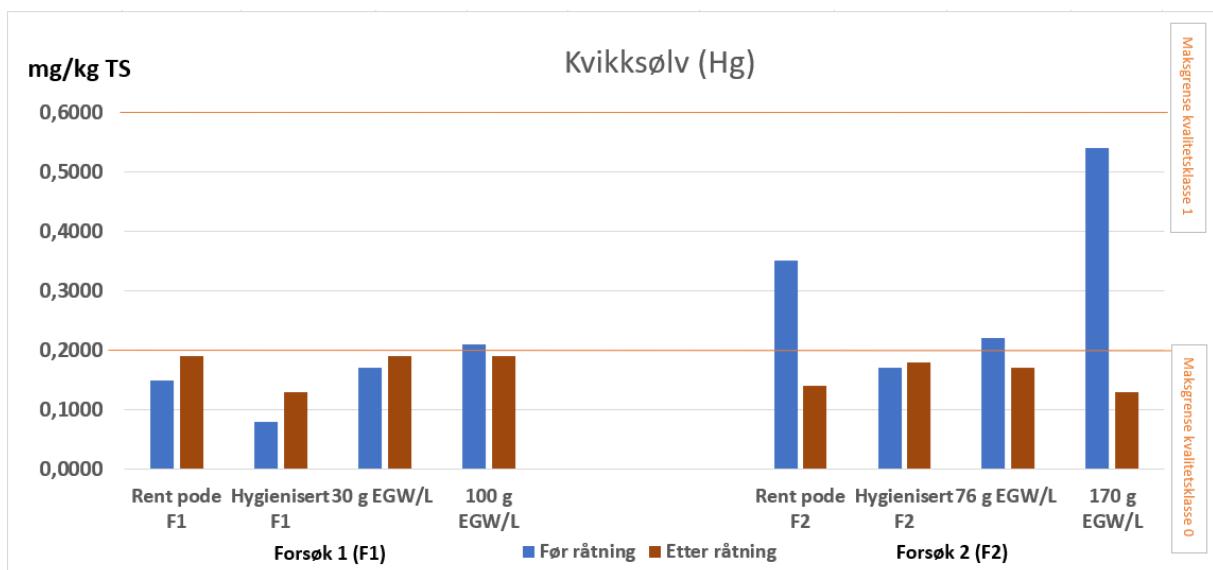
**Figur 14: Innhold av nikkel i prøvene. Maks grense kvalitetsklasse 0: 20 mg/kg TS. Maks grense kvalitetsklasse 2: 30 mg/kg TS. Standardavvik er oppgitt som feilfelt.**



**Figur 15: Innhold av bly i prøvene. Maks grense kvalitetsklasse 0: 40 mg/kg TS. Maks grense kvalitetsklasse 2: 60 mg/kg TS. Standardavvik er oppgitt som feilfelt.**



Figur 16: Innhold av sink i prøvene. Maks grense kvalitetsklasse 1: 400 mg/kg TS. Maks grense kvalitetsklasse 2: 800 mg/kg TS. Standardavvik er oppgitt som feilfelt.



Figur 17: Innhold av kvikksølv i prøvene analysert ved eksternt laboratorium. Maks grense kvalitetsklasse 0: 0,2 mg/kg TS. Maks grense kvalitetsklasse 1: 0,6 mg/kg TS. Standardavvik er oppgitt som feilfelt.

### 3.2.1 Beregnede deteksjons- og kvantifiseringsgrenser

Deteksjons- og kvantifiseringsgrensene er beregnet manuelt som beskrevet under framgangsmåte ved bruk av likning (8) og (9). Det må bemerkes at utregnede deteksjonsgrenser i tabell 19 er oppgitt med enhet  $\mu\text{g/L}$ . Deteksjons- og kvantifiseringsgrenser er oppgitt med et gjeldende siffer.

**Tabell 19: Beregnede deteksjonsgrenser til ICP-OES analyser ved HVL.**

Grunnstoff	Bølgelengde (nm)	Deteksjonsgrense ( $\mu\text{g/L}$ )	Kvantifiseringsgrense ( $\mu\text{g/L}$ )
<b>Cd</b>	228,802	1	4
<b>Cr</b>	267,716	0,8	3
<b>Cu</b>	327,393	2	7
<b>Ni</b>	231,604	1	4
<b>Pb</b>	220,353	14	49
<b>Zn</b>	206,201	0,6	2

### 3.2.2 Kvalitetskontrollprøver og spikeprøver

Gjennom alle tungmetallanalysene ble det laget en lav og en høy spikeprøver tilhørende en av de tre prøvetriplikatene. Konsentrasjoner og utbytteprosent er presentert i appendiks L.

Spikeprøvenes utbytteprosent er beregnet ved hjelp av formel 10. Kvalitetskontrollprøver ble analysert før og etter alle prøveforsøk. Målt konsentrasjon, fastkonsentrasjon og beregnet utbytteprosent er presentert i appendiks M.

### 3.2.3 Variansanalyse på tungmetallkonsentrasjoner

Variansanalyse ble utført på tungmetallinnholdet etter råtning 1 på tilsvarende måte som for BMP- verdier (kap. 4.1.5). For hvert metall ble det gjort variansanalyse på fire grupper (rent podeslam, blanding hygienisert+podeslam (hyg+pode), 30 g EGW/L og 100 g EGW/L). Hver gruppe hadde tre ulike prøver med lik og normalfordelt forventningsverdi.

Signifikanstesting besto av enveis ANOVA med 5 % signifikansnivå som ble utført på hvert metall. Testingen bekreftet at prøver hvor alle gjennomsnittsverdiene for metallkonsentrasjoner var signifikant like, mens prøver hvor alle gjennomsnittsverdiene ikke var like ble testet mer spesifikt. En tosidig F-test med 5 % signifikansnivå ble utført for å finne hvilke målte metallkonsentrasjoner som hadde lik og ulik varians, og deretter avgjorde t-tester hvilke metallkonsentrasjoner som var signifikant ulik eller lik hverandre.

Resultater fra analysen kan sees i tabell 20. Detaljerte resultater kan sees i appendiks N.

**Tabell 20: Enveis ANOVA på tungmetallkonsentrasjoner fra forsøk 1, etter utråtning.**

<b>Grunnstoff</b>	<b>ANOVA</b>	<b>Antatt ulik varians</b>	<b>Antatt lik varians</b>	<b>Signifikant forskjellig konsentrasjon</b>	<b>Signifikant lik konsentrasjon</b>
<b>Cd</b>	<u>Alle prøver signifikant like.</u>				
<b>Cr</b>	<u>Alle prøver signifikant like.</u>				
<b>Cu</b>	<u>Alle prøver signifikant like.</u>				
<b>Ni</b>	Må bestemmes nærmere	1: Rent pøde og 30 g EGW/L 2: Rent pøde og 100 g EGW/L	Resterende kombinasjoner	1: 30 g EGW/L og 100 g EGW/L. 2: Hyg+pøde og 100 g EGW/L.	<u>Resterende kombinasjoner</u>
<b>Pb</b>	<u>Alle prøver signifikant like.</u>				
<b>Zn</b>	Må bestemmes nærmere	Ingen	Alle kombinasjoner	<u>Hyg+pøde og 100 g EGW/L</u>	<u>Resterende kombinasjoner</u>

## 4 Diskusjon

Problemstillingen i denne bacheloroppgaven er å undersøke hvor store mengder av glykolbasert avfall som bør tilsettes avløpsslammet som co-substrat i produksjonen av biogass ved Bergen biogassanlegg. Bakgrunnen for dette er at det er ønskelig at samutråtingen skal gi en størst mulig metanproduksjon, samtidig som kvaliteten på bioresten opprettholdes, jamfør kriteriene i *gjødselvereforskriften*. Det ble derfor utført AMPTS forsøk på prøver av hygienisert slam med ulike konsentrasjoner av EGW, der biokjemisk metanpotensial (BMP) ble bestemt i prøvene.

Tilhørende analyser på konsentrasjoner av ulike tungmetall ble bestemt for disse før og etter utråting, og konsentrasjonene ble så sammenlignet med kvalitetsdefinisjonene i *gjødselvereforskriften*. Det ble også utført tilsvarende tungmetallanalyser ved eksternt laboratorium. Som en konsekvens av koronautbruddet, der landets høyskoler ble stengt fra og med torsdag 12. mars klokken 1800, ble det for prøvene etter utråting i forsøk 2 ikke utført tungmetallanalyser ved HVL.

### 4.1 Diskusjon av resultater fra AMPTS-forsøkene

Av kapittel 3.1.4 fremgår det at i løpet av de to forsøkene ble fire ulike prøver med ulike konsentrasjoner av co-substratet EGW testet. Av disse prøvene var BMP høyest og nest høyest for prøvene med henholdsvis 76 g EGW/L ( $922 \pm 17$  NmL/gVS) og 100 g EGW/L ( $767 \pm 80$  NmL/gVS), se tabell 15. t-testen som ble utført på de to nevnte prøvene viste at prøvene var signifikant forskjellig, siden testen ga en observert t-verdi (8,1) som var større enn den tilhørende kritiske t-verdien (2,776). Med utgangspunkt i dette kan det konkluderes med at det 76 g EGW/L gir signifikant ulik (og høyere) BMP enn 100 g EGW/L.

Det bør likevel bemerkes at prøvene med de to nevnte konsentrasjonene av EGW er testet i to ulike forsøksserier, der BMP for prøvene med hygienisert slam var signifikant forskjellige (se tabell 47 i appendiks H). Tabell 15 viser at endringen i BMP, ved å benytte 100 og 76 g EGW/L hygienisert slam, i stedet for hygienisert slam uten EGW i forsøksseriene, var på henholdsvis 125 og 134 %. For å få et bedre sammenligningsgrunnlag på hvilken av de to konsentrasjonene som gir høyest BMP, bør det utføres ett nytt AMPTS-forsøk ved bruk av 76 og 100 g EGW/L, der det samme hygieniserte slammet blir benyttet i de to prøvene. På den måten vil ifølge teorien bare konsentrasjonen av EGW i prøvene variere, og dermed vil BMP bare som følge av konsentrasjonsforskjellene i EGW.

#### 4.1.1 Effekt av høy konsentrasjon av EGW på BMP

I AMPTS-forsøk 2 ble det utført forsøk på en prøve med 170 g EGW/L. BMP for denne prøven, i form av et 95 % konfidensintervall, var på  $484 \pm 17$  NmL/g VS (tabell 15). Denne verdien var signifikant ulik den lavere BMP-verdien i prøven med 30 g EGW/L i forsøksserie 1, jamfør resultat av t-test for BMP i prøvene i appendiks H. Prøven med 170 g EGW/L hadde derimot signifikant ulik verdi av målt BMP, enn prøvene med 76 og 100 g EGW/L, som hadde høyere BMP-verdier enn prøven med 170 g EGW/L. Det kan indikere at det oppstår inhibering av metanproduksjonene i forsøk ved høye konsentrasjoner av EGW.

Surhet er en parameter som kan være årsak til eventuell inhibering av metanproduksjonen i AMPTS-prøver. Målt pH i prøven med 170 g EGW/L var på 5,03–5,11 etter utråtning, noe som er utenfor pH-området på 7,0–8,5, som er det mest gunstige med tanke på metanproduksjonen. I etterkant av det andre AMPTS-forsøket ble innholdet av flyktige fettsyrer (VFA) undersøkt av laboratoriepersonalet ved Bergen biogassanlegg. Det ble i den forbindelse beregnet at innholdet av VFA var på 9733 mg/L etter råtning, noe som er betydelig høyere verdier, sammenlignet med hva VFA er i for prøver som er tatt i råtnetankene i biogassanlegget (900–2500 mg/L) tidligere<sup>2</sup>.

Det dannes VFA, i form av eddiksyre, i nedbrytningen av etylenglykol (EG). Siden prøven med 170 g EGW/L hadde 70 g EGW/L høyere konsentrasjon enn prøven med nest høyest konsentrasjon av EGW ved starten av AMPTS-forsøkene, virker det sannsynlig at den høye konsentrasjonen av EGW kan være årsaken til den høye konsentrasjonen av VFA. Høye konsentrasjoner av VFA antas igjen å være årsaken til den lave pH-verdien i prøven, som etter alt å dømme har medført inhibering av de metanproduserende mikroorganismene. Som nevnt i kapittel 1.3 er risikoen for lav pH en av hovedutfordringene ved å benytte EGW i anaerob nedbryting, og det er derfor viktig at alkaliniteten i prosessen er høy nok. Studier på anaerob nedbrytning av EG utført av Stewart m.fl. (15) viser også at det oppstår inhibering av biogassproduksjonen, som følge av lav pH, ved høye konsentrasjoner av EG i substratet (kapittel 1.4.4).

Konsentrasjonen av ammonium kan også medføre inhibering av biogassproduksjonen, men med bakgrunn i de utførte målingene som ble utført på denne parameteren (tabell 74 og 75), antas det ikke å være årsaken til den lave BMP-verdien for prøven med 170 g EGW/L.

---

<sup>2</sup> Kilde: Hilde Eide Hatland (Bergen kommune, Vann- og avløpsetaten), personlig kommunikasjon.

Bakgrunnen for dette er at konsentrasjonen av ammonium var høyere i prøven med 76 g EGW/L, som var den prøven som hadde høyest BMP.

Konsentrasjoner av ammonium-nitrogen over 1,5 g/L kan føre til inhibering av den anaerobe nedbrytningsprosessen (11, s. 75), så det kan tenkes at konsentrasjonen av ammonium kan ha bidratt til å inhibere prosessene til en viss grad. Andre eventuelle kilder til inhibering (se kapittel 1.4.2) blir heller ikke ansett som sannsynlige, med utgangspunkt i analysene som er utført.

#### 4.1.2 PGW som co-substrat

Det ble forsøkt å benytte propylenglykolbasert avfall (PGW) i AMPTS-forsøk 2, men som følge av at all prøven fordampet under bestemming av TS i PGW, ble ikke PGW benyttet i denne forsøksserien. En prøve av PGW ble sendt til eksternt laboratorium for bestemmelse av *kjemisk oksygenforbruk* (KOF), slik at denne parameteren kunne benyttes istedenfor VS i det planlagte tredje AMPTS-forsøket. Dette forsøket ble som følge av koronautbruddet avlyst, men observasjonen av den mislykkede TS-målingen er likevel tatt med i rapporten, da det anses som nyttig informasjon for fremtidige studier.

#### 4.1.3 Sammenligning av resultater med funn i tidligere bacheloroppgaver

Siden Bergen biogassanlegg åpnet høsten 2016, er det ikke utført studier ved HVL der det er funnet like potente co-substrater som det EGW er, med hensyn på BMP (tabell 21 i appendiks B). Av resultatene i studien fra 2018, ga bruk av co-substratet tørt fiskeslam, som hadde en konsentrasjon på 25 % av total VS i substratet, en gjennomsnittlig BMP-verdi på  $513 \pm 73$  NmL/g VS. Den gitte verdien er angitt som et 95 % konfidensintervall, og er betydelig lavere enn konfidensintervallet til BMP-verdien til prøven med 76 g EGW/L i dette prosjektet ( $922 \pm 17$  NmL/g VS). Med tanke på at forskjellen mellom BMP i disse to målingene er så markant, blir det her ikke ansett som nødvendig å utføre t-test for å få bekreftet om verdiene er signifikant ulike eller ikke. I studien fra 2017 ble det ikke funnet co-substrat med høyere gjennomsnittlig BMP-verdi, enn den det nevnte substratet fra 2018 viste. Det blir på grunnlag av dette konkludert med at bruk av EGW som co-substrat i biogassproduksjonen, er mer potent sammenlignet med fiskeslam og matavfall, som ble testet som co-substrater i 2017 og 2018.

Av studiene som ble utført før biogassanlegget til Bergen kommune åpnet, ble det som tidligere sagt utført forsøk ved bruk av ren EG i 2016. I denne studien ble det funnet at 30 g EG/L ga høyest verdi av BMP, med  $897 \pm 12$  NmL/g VS (95 % konfidensintervall).

Sammenlignet med målt BMP i prøven av hovedsubstratet uten det tilsatte co-substratet, ga den nevnte prøven med co-substrat en økning på 165 % i BMP, se tabell 2 i kapittel 1.2.

Denne økningen er større enn den tilsvarende økningen i BMP, som ble observert i prøven med 76 g EGW/L i denne studien (134 %, se tabell 15). Grunnet ulikt podeslam i studien fra 2016 og denne studien, bør ikke disse resultatene sammenlignes direkte, med tanke på eventuelle forskjeller i faunaen av mikroorganismer i de to typene podeslam.

Det som resultatene fra 2016 viser, og som denne rapporten bekrefter, er at EG er et potent co-substrat, som under optimale betingelser mer enn dobler BMP i substratet. Det anbefales med utgangspunkt i dette å undersøke potensialet for bruk av EGW ved Bergen biogassanlegg videre i fremtidige studier.



## 4.2 Diskusjon av resultater fra tungmetallanalyser

En av målsetningene med denne bacheloroppgaven, var å bestemme hvilke kvalitetsklasser slammet etter utråtning i AMPTS-forsøkene tilhører. Målinger på konsentrasjonene av tungmetall i prøver fra AMPTS-forsøkene (før og etter utråtning), ble utført ved HVL og ved eksternt laboratorium. Disse resultatene er gitt i kapittel 3.2. I dette kapitlet vil resultatene fra tungmetallanalysene, på prøvene som ble tatt etter utråtning, bli sammenlignet med de ulike kvalitetsklassene i gjødselvereforskriften (tabell 1). Hensikten med dette er å kunne definere hvilke kvalitetsklasser konsentrasjonene av tungmetaller tilhører.

### 4.2.1 Tungmetallkonsentrasjoner i forsøksserie 1

I kapittel 3.2 er konsentrasjonene av tungmetall etter utråtning i forsøk 1 presentert. Figur 12, 14 og 15 viser at disse prøvene med hensyn på Cr, Ni og Pb tilhører kvalitetsklasse 0 i gjødselvereforskriften (3), mens figur 11, 13 og 16 viser at prøvene tilhører kvalitetsklasse II med hensyn på Cd, Cu og Zn (3). Eksterne målinger på konsentrasjon av Hg (figur 17) viser at prøvene med hensyn på denne parameteren tilhører kvalitetsklasse 0 (3). Totalt sett blir alle prøvene i forsøk 1 derfor definert å tilhøre kvalitetsklasse II etter utråtning. Dette betyr at inntil to tonn tørrstoff kan benyttes per dekar, i løpet av en tiårsperiode, på jordbruksarealer, private hager og parker (3). Sammenlignet med konsentrasjonene som ble funnet etter utråtning i bacheloroppgavene fra 2017 og 2018, ligger konsentrasjonene som ble analysert ved HVL enten i det samme eller i et litt lavere konsentrasjonsområde. Dette tyder på at målingene på prøver etter utråtning i forsøk 1 ved HVL er valide.

For prøvene i forsøk 1 ble det funnet en signifikant oppkonsentrering av Cr, Cu, Pb og Zn i løpet av utråtningen, ved at det ble utført t-test på konsentrasjoner før og etter utråtning som viser at konsentrasjonene var signifikant ulike (95 % konfidensnivå). Siden det fremgår av resultatene at forskjellen er relativt stor, er observerte t-verdier fra disse testene ikke tatt med i oppgaven. Det ble også observert oppkonsentrering av tungmetaller i bacheloroppgavene fra 2017 (6, s. 51) og i prøver fra den første forsøksserien i 2018 (35, s. 49). Det ble ikke undersøkt om oppkonsentreringen var signifikant i disse oppgavene.

Målinger utført ved HVL og eksternt laboratorium viser at prøvene av rent podeslam (tabell 16–17) hadde høyere konsentrasjoner av alle tungmetallene enn det rent hygienisert slam (tabell 16–17) og ren EGW (tabell 18) hadde. Rent hygienisert slam hadde igjen høyere

konsentrasjoner av alle tungmetallene enn det ren EGW hadde. Disse observasjonene gjelder for målingene fra begge forsøksseriene.

#### 4.2.2 Tungmetallkonsentrasjoner i forsøksserie 2

Tungmetallanalyser på prøver etter utråtning i forsøk 2 (tabell 16–17), utført av eksternt laboratorium, viser at konsentrasjonene tilsvarer kvalitetsklasse 0 med hensyn på Cr, Ni og Pb, og kvalitetsklasse I med hensyn på Hg og Zn i alle prøvene. Konsentrasjonene av Cd og Cu tilsvarer henholdsvis kvalitetsklasse I og II for alle prøvene unntatt prøven med 170 g EGW/L. Konsentrasjonene av Cd og Cu i denne prøven etter utråtning tilsvarer henholdsvis kvalitetsklasse 0 og I. Totalt sett defineres derfor prøvene med hygienisert slam og 76 g EGW/L å tilhøre kvalitetsklasse II, mens prøven med 170 g EGW/L defineres å tilhøre kvalitetsklasse I i gjødselvereforskriften. Dette betyr at fire tonn av råtneresten til prøven med 170 g EGW/L kan benyttes per dekar, i løpet av en tiårsperiode, på jordbruksarealer, private hager og parker (3). Kvalitetsklasse II at to tonn av råtneresten til prøven med hygienisert slam og 76 g EGW/L kan benyttes under tilsvarende betingelser som er gitt i kvalitetsklasse I.

Målingene ved eksternt laboratorium på konsentrasjon av tungmetaller før og etter utråtning i prøven med 76 g EGW/L, viser at konsentrasjonene av alle tungmetallene var høyere etter utråtning, sammenlignet med før utråtning. Denne observasjonen stemmer med observasjonen av oppkonsentrering i forsøksserie 1. I prøven med 170 g EGW/L ble det derimot funnet at konsentrasjonen av alle tungmetallene ble redusert i løpet av utråtningen. Målingene på konsentrasjonene av Cu viser at konsentrasjonen før utråtning var 160 mg/kg TS, som tilsvarer kvalitetsklasse II i gjødselvereforskriften. Konsentrasjonen av Cu før utråtning, som ble bestemt ved HVL, var på 168 mg/kg TS. Konsentrasjonen etter utråtning i denne prøven var på 80 mg/kg TS, som tilsvarer kvalitetsklasse I i den nevnte forskriften. På bakgrunn av at konsentrasjonen av tungmetall i teorien vil bli oppkonsentrert i utråtningen, som følge av at organisk materiale blir omdannet til biogass, antas det derfor at resultatene fra målingen som ble utført etter utråtning ikke er gyldig. Det at prøvematerialet er heterogent, kunne tenkes å medføre en mindre reduksjon i konsentrasjoner av ulike tungmetall, men det kan ikke tenkes å gi en halvering i konsentrasjonen av tungmetall.

Konsentrasjonene som ble funnet etter utråtning i forsøk 2 er for flere av tungmetallene betydelig lavere enn konsentrasjonene av tungmetaller etter utråtning som ble funnet i 2017 og 2018. Dette kan indikere at validiteten til disse prøvene ikke er gode.

En mulig årsak til at det eksterne laboratoriumet målte lavere konsentrasjoner enn det som ble funnet ved HVL, kan være at det eksterne laboratoriet benyttet 7 mol/L salpetersyre i oppslutningen av prøvene. Ved HVL ble en blanding av saltsyre og salpetersyre benyttet, noe som kan tenkes å ha bidratt til at en større del av tungmetallene i prøvene ble løst opp. Hvilken temperatur det eksterne laboratoriet benyttet er ikke opplyst, men dersom temperaturen var lavere enn den som ble benyttet ved HVL, kan det også ha bidratt til lavere grad av oppslutning av prøvene. Instrumentet ICP-MS ble benyttet i analysen av konsentrasjonen av Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn ved det eksterne laboratoriet, og standarden laboratoriet fulgte i forbindelse med sine analyser, var NS-EN ISO 17294-2. Dette instrumentet har lavere deteksjonsgrenser enn ICP-OES, og er derfor bedre egnet til å analysere på prøver med lave konsentrasjoner.

#### 4.2.3 Tungmetallkonsentrasjoner i ren EGW

I analysen av tungmetaller i ren EGW, ble det vurdert om aksiell eller radiell måling skulle benyttes i analysene på de ulike analyttene. Bakgrunnen for dette, var at det ble benyttet radielle målinger i analysemetoden (*multielement analysis of coolant and antifreeze products using the Thermo Scientific iCAP 7000 Plus Series ICP-OES*) som ble benyttet (36). Som følge av større standardavvik (altså dårligere presisjon) i prøvene utført ved bruk av radiell måling, ble det besluttet å benytte aksiell måling i analysene på alle analyttene unntatt sink. Deteksjons- og bestemmelsesgrensene er lavere ved aksielle målinger enn radielle målinger, og dette bidro også til at aksielle målinger ble benyttet i analysene på Cd, Cr, Cu, Ni og Pb. For sink ble det besluttet å benytte radielle målinger, siden denne målemetoden ga bedre prosentutbytter for spike- og kvalitetskontrollen i lavt konsentrasjonsområde, som var det konsentrasjonsområdet der konsentrasjonen av sink lå i analysene på EGW. Fordelen med å benytte radiell måling, er at den er mer robust med hensyn på interferenser enn hva aksielle målinger er. Radielle målinger har til gjengjeld lavere deteksjons- og kvantifiseringsgrenser enn hva radielle målinger har, og derfor kan det være uegnet til analyser på lave konsentrasjoner av tungmetaller.

Som følge av at konsentrasjonene av Cd, Cr og Cu lå under kvantifiseringsgrensene, og at konsentrasjonen av Pb lå under deteksjonsgrensen, som ble bestemt i forbindelse med analysene på tungmetaller i slamprøvene (tabell 19), ble det forsøkt å fortynne prøvene fem ganger, i stedet for 20. Dette medførte at konsentrasjonene av metall i de fortynnede prøvene

var fire ganger så høye, og dermed var sjansen større for at konsentrasjonene av tungmetall var over deteksjons- og kvantifiseringsgrensene. Samtidig medførte dette at konsentrasjonene av andre metaller også ble fire ganger så høy, deriblant konsentrasjonen av natrium. Natrium ble ikke analysert i forsøkene, men fargen på plasmaet (oransje) tyder på at konsentrasjonen av dette metallet var høy i de fortynnede prøvene med EGW. Den oransje fargen på plasma i ICP-instrumentet var betydelig sterkere i forsøket der fortytning av ren EGW fem ganger ble benyttet. Feilmeldingen som kom da denne analysen ble avbrutt viste til problemer i plasmaet, og på bakgrunn av observasjonen av fargen i plasmaet, antas det at høy konsentrasjon av natrium er årsaken til at forsøket ved å benytte fortytning av EGW fem ganger ble mislykket. Regresjonsligningene som ble benyttet i analysene på de ulike tungmetallene i analysen på EGW, var av samme type som ble benyttet i analysene på ulike tungmetaller i slam.

#### 4.2.4 Begrunnelse for å ikke benytte metodeblank

I analysen på tungmetall i prøvene før utråtning i det første AMPTS-forsøket, ble det ved ikke analysert på metodeblank. En metodeblank er i dette forsøket en prøve uten tørrstoff, som har gjennomgått samme prøveopparbeiding (dvs. mikrobølgeassistert syreoppslutning og fortytning) som prøvene med tørrstoff. Årsaken til dette var at prøven ikke ble lagt inn i programvaren på korrekt måte. Det ble utført analyse på metodeblank under analysene 12. mars, der utråtnede prøver fra AMPTS-forsøk 1, og prøver tatt før utråtning i AMPTS-forsøk 2 ble analysert. Konsentrasjonene til metodeblankene viser at halvparten av analyttene hadde korrigert konsentrasjon negativt fortegn. Ved å korrigere for konsentrasjonen av analyttene i metodeblank, vil det derfor introduseres feil i måleresultatene, dersom metodeblank blir benyttet.

Med tanke på at det i tillegg til dette var ønskelig å sammenligne konsentrasjonene av analyttene i prøvene fra AMPTS-forsøk 1 før og etter utråtning, ble det besluttet å ikke korrigere for metodeblank i de prøvene der konsentrasjonen av analyttene i metodeblankprøvene hadde positivt fortegn. Dette kan samtidig ha medført at noen av analyseresultatene har feilaktig litt for høy konsentrasjon for noen av analyttene. I denne sammenhengen siktes det her til prøver med lav konsentrasjon av analytt, der eventuell korreksjon ved bruk av metodeblank kunne utgjort en signifikant forskjell. Siden prøvene hadde et relativt høyt innhold av sink, som derfor ikke ville fått betydelig lavere konsentrasjon

ved en korreksjon mot metodeblank, konkluderes det med at dette ikke har påvirket hvilke kvalitetsklasser prøvene etter råtning i forsøk 1 ville blitt definerte å tilhøre.

#### 4.2.5 Oppslutning av prøver

Prøvene ble som nevnt tidligere oppsluttet ved å benytte en prosedyre gitt av leverandøren av mikrobølgeovnen på laboratoriet, Milestone. Det ble besluttet med utgangspunkt i denne prosedyren, samt fra informasjon i tidligere bacheloroppgaver, å oppslutte ca. 0,25 gram tørrstoff i den mikrobølgeassisterte syreoppslutningen (nøyaktig mengde kan sees i appendiks O). I oppslutningene i dette prosjektet ble det observert hvitt bunnfall i alle prøvene etter oppslutning, noe som kan skyldes uoppløste silikater<sup>3</sup>. Studien *Comparison of various digestion and extraction procedures in analysis of heavy metals in sediments* (37) sammenlignet bruk av to ulike syreløsninger under oppslutning av sediment, i forbindelse med analyser på tungmetall. I den studien ble det funnet at kongevann ga lavere konsentrasjoner av Cd, Cr, Ni i de påfølgende tungmetallanalysene enn hva som ble funnet da en blanding av perklorisyre, flussyre og salpetersyre ble benyttet i oppslutningene av sedimentene (37).

Studien *Comparison of total and aqua regia extractability of heavy metals in sewage sludge: The case study of a certified reference material* (38) fant derimot ingen signifikante forskjeller i konsentrasjon av de tungmetallene som ble analysert i denne bacheloroppgaven, der bruk ulike syreløsninger med flussyre ble sammenlignet med bruk av kongevann i oppslutningen av avløpsslam, før analyser på tungmetall ble utført. Høyt organisk innhold, sammen med lavt innhold av silikater, aluminiumoksid, jernoksid og små partikkelstørrelser, ble vurdert å være årsaker til at de to syreoppslutningene resulterte i at relativt like metallkonsentrasjoner ble funnet (38).

Det ble som følge av dette undersøkt og funnet at mikrobølgeassistert oppslutning ved bruk av metoden *Method 3052 Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices* kunne være et bedre alternativ (39). Grunnen til dette, er at dette er en metode for analyse på totalkonsentrasjon av tungmetaller, som er det konsentrasjonene av tungmetall i gjødselvereforskriften er basert på. På bakgrunn av HMS ble det besluttet å ikke prøve ut

---

<sup>3</sup> Kilde: Kristin Kvamme (HVL), personlig kommunikasjon.

denne metoden for oppslutning, siden bruk av flussyre er en farlig syre å jobbe med, som setter strengere krav til utstyr og laboratorieferdigheter.

Tabell 7 i kapittel 2.7.2 viser at AMPTS-prøvene med hygienisert slam, 76 g EGW/L og 170 g EGW/L ble oppsluttet ved en bruk lavere temperatur enn de andre prøvene. Bakgrunnen for dette, var at det etter oppslutning av prøver med EGW under oppslutningene av prøver før det første AMPTS-forsøket oppstod en mindre eksplosjon i en av teflonbombene. Oppslutningen ved bruk av lavere temperatur i de nevnte prøvene fra det andre AMTPS-forsøket, medvirket til at det ble observert litt mer bunnfall i disse prøvene. Denne økte mengden bunnfall hadde lys brun farge, og noe av materialet fløt, noe som antagelig tyder på at dette er uoppløst organisk materiale.

#### 4.2.6 Emisjonsspektre og valg av regresjonsligninger

Tabell 10 viser hvor mange analysepikslers og ved hvilke bølgelengder analysene på de ulike tungmetallene ble utført ved. Figur 19-25 i appendiks I viser emisjonsspekterene for tungmetallene. Som følge av mulige spektralinterferenser fra andre nærliggende emisjonslinjer, ble det i analysene på Cd, Cu, Ni og Pb besluttet å bruke færre enn syv analysepikslers. Spektralinterferensen av arsen i spekteret til Cd (figur 20) er den eneste av spektralinterferensene som er tydelig av spektrene i appendiks I.

Konsentrasjonene av tungmetall i forsøkene ble målt både ved bruk av regresjonsligninger av typen  $y = ax + b$  og  $y = ax$ . Korrelasjonskoeffisienter, prosent utbytte for kvalitetskontrollprøver og prosent utbytte for spikeprøver ble sammenlignet for de to typer regresjonsligninger. Det ble funnet at  $y = ax$  var best egnet for analysene på Ni og Zn, mens  $y = ax + b$  var best egnet til å analysere på Cd, Cr, Cu og Pb. Prosentutbyttene i spikeprøvene for alle analyttene var relativt like, ved bruk av de to typene regresjonsligningene. Korrelasjonskoeffisientene til regresjonsligningene var også relativt like for begge regresjonsligningene, med unntak av analysen på sink. Der var de andre parameterne såpass like, at korrelasjonskoeffisienten ved bruk av  $y = ax$  var det som avgjorde at denne regresjonslikningen ble valgt. Cu og Zn er forventet å ha konsentrasjoner i høyt konsentrasjonsområde (dvs. i konsentrasjonsområdet 0,500 mg/L i fortynnede prøver), mens Cd, Cr, Ni, og Pb forventes å ha konsentrasjoner i lavt konsentrasjonsområde (dvs. i konsentrasjonsområdet 0,050 mg/L i fortynnede prøver). Det var dermed viktig at kvalitetskontrollprøver og spikeprøver med konsentrasjoner i det høye konsentrasjonsområdet

for Zn og Cu var innenfor minst pluss/minus 10 %, helst 5 %. Tilsvarende var viktig at kvalitetskontrollprøver og spikeprøver med konsentrasjoner i det lave konsentrasjonsområdet for Cd, Cr, Ni og Pb var innenfor minst pluss/minus 10 %, helst 5 %.

Alle korrelasjonskoeffisientene til regresjonsligningene som ble benyttet i analysene, var større enn 0,999 (se appendiks J). Dette viser en svært god lineær sammenheng mellom korrigerede emisjonsintensiteter og standardkonsentrasjoner.

Analysene på kvalitetskontrollene i forsøkene, se appendiks M, viser at prosentutbyttet til kvalitetskontrollene til Zn og Cu i høyt konsentrasjonsområde er innenfor  $100 \pm 5$  %. Av prøvene der konsentrasjonene i prøvene antas å i lavt konsentrasjonsområde, var det bare for analytten Cd der alle de nevnte kvalitetskontrollene lå innenfor dette området.

Kvalitetskontrollene i lavt konsentrasjonsområde for Cr, Ni og Pb ble i analysene hovedsakelig funnet til å gi prosentutbytter på  $100 \pm 10$  %.

#### 4.2.7 Vurdering av matrikseffekter

I forhold til konsentrasjonsområdene der det konsentrasjonene av de ulike tungmetallene forventes å være, ligger prosentutbyttene til de fleste av de målte spikeprøvene (appendiks L) innenfor intervallet  $100 \pm 10$  %. I målingene på spikeprøvene av bly i lavt konsentrasjonsområde, ble det i åtte av totalt 14 spikeprøver på slam beregnet prosentutbytter som lå utenfor det nevnte intervallet. Det indikerer at matrikseffekter antagelig har vært påvirket den målte konsentrasjonen av bly i større grad enn analysene på de andre analyttene, der prøvene med få unntak ligger innenfor det nevnte intervallet. Emisjonsspekteret til bly (figur 19 i appendiks I) viser at det er vanskelig å analysere på denne analytten, som følge av støy.

Målingene på spikeprøvene i de forventede konsentrasjonsområdene til analyttene viser også at matrikseffekter antagelig er minst gjeldende for analysene på kadmium, siden alle prosentutbyttene av spikeprøvene i lavt konsentrasjonsområde ligger innenfor intervallet 94,40–100,6 % (se appendiks L). Prosentutbyttet for spikeprøven fra analysen på EGW er inkludert i dette intervallet. Dette kan skyldes at det er spiket for høyt for Cd, siden konsentrasjonene av Cd i de oppsluttede prøvene ligger mellom deteksjonsgrensen og kvantifiseringsgrensen.

I analysen på tungmetaller i ren EGW var de beregnede prosentutbyttene til spikeprøvene generelt sett dårligere enn tilsvarende prosentutbytter for prøvene av slam. Det kan indikere at

matrikseffektene i denne analysen var større enn i analysene på slam. Det bør samtidig presiseres at flere av analyttene hadde konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensene i denne analysen, sammenlignet med analysene på slamprøvene. Dette kan dermed også være en del av forklaringen på denne observasjonen.

#### 4.2.8 Deteksjon- og kvantifiserbarhet i målingene

I analysene på prøvene som ble tatt i forbindelse med AMPTS-forsøkene, ble konsentrasjonene av alle analyttene, unntatt Cd, funnet til å være over kvantifiseringsgrensene. Konsentrasjonen av Cd lå i området mellom deteksjons- og kvantifiseringsgrensene for et alle målinger unntatt en. I analysen på ren EGW ble konsentrasjonen av bly funnet til å være under deteksjonsgrensen, mens konsentrasjonene av Cd, Cr og Cu lå under kvantifiseringsgrensene.

Som følge av disse observasjonene ble det forsøkt å fortynne EGW fem ganger, i stedet for 20, i prøveoppbeiringen. Dette forsøket mislykkes, grunnet feilmelding i instrumentet syv sekunder etter at prøven med EGW ble injisert til instrumentet.



## 5 Konklusjon

BMP for prøver med hygienisert slam tilsatt ulike konsentrasjoner av co-substratet EGW, ble ved bruk av AMPTS-forsøk bestemt til å være i området 467 – 922 NmL/g VS.

Konsentrasjonen 76 g EGW/L i substratet resulterte i den signifikant høyeste målte BMP-verdien, som tilsvarte en økning på 134 % i BMP, sammenlignet med BMP i den tilhørende prøven uten tilsatt EGW. I substratet med høyest konsentrasjon av EGW (170 EGW/L), ble det i AMPTS-forsøket påvist inhibering av produksjonen av biogass, som følge av lav pH.

Innholdet av Cd, Cu og Zn tilhørte kvalitetsklasse II i gjødselveforskriften for alle slamprøvene etter utråtning i forsøk 1, mens Cr, Ni og Pb tilhørte kvalitetsklasse 0, basert på målinger utført ved HVL. Konsentrasjonen av Hg ble av eksternt laboratorium funnet å tilhøre kvalitetsklasse I i alle prøvene.

For slamprøver etter utråtning i forsøk 2, analysert ved eksternt laboratorium, ble konsentrasjonene av Cr, Ni og Pb funnet å tilhøre kvalitetsklasse 0, mens konsentrasjonene av Hg og Zn ble funnet å tilhøre kvalitetsklasse I i alle prøvene. Konsentrasjonene av Cd og Cu tilsvarer henholdsvis kvalitetsklasse I og II for alle slamprøvene unntatt prøven med 170 g EGW/L. Konsentrasjonene av Cd og Cu i denne prøven etter utråtning tilsvarte henholdsvis kvalitetsklasse 0 og I.

Bioresten til alle prøvene i de to forsøkene, med unntak av prøven med 170 g EGW/L, blir derfor definert å tilhøre kvalitetsklasse II i gjødselveforskriften, mens bioresten til prøven med 170 g EGW/L blir definert å tilhøre kvalitetsklasse I. Kvaliteten på bioresten blir dermed opprettholdt, sammenlignet med dagens kvalitet på bioresten fra anlegget.

## Referanser

1. Akervold K. Bergen biogassanlegg - slambehandlingsanlegget i Rådalen [Internett]. Bergen: Bergen kommune; Ukjent [hentet 16. mars 2020]. Tilgjengelig fra: [https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00300/biogassanlegget\\_i\\_R\\_300368a.pdf](https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00300/biogassanlegget_i_R_300368a.pdf).
2. Bergen kommune. Bergen biogassanlegg. Åpning 21. oktober 2016 [Internett]. Bergen: Bergen kommune, Vann- og avløpsetaten; 2016 [hentet 16. mars 2020]. Tilgjengelig fra: [https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00304/Informasjonshefte\\_o\\_304446a.pdf](https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00304/Informasjonshefte_o_304446a.pdf).
3. Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. Oslo: Landbruks- og matdepartementet, Klima- og miljødepartementet, og Helse- og omsorgsdepartementet; 2003.
4. Transportation Research Board, National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. Guidance for Treatment of Airport Stormwater Containing Deicers. Washington DC: The National Academies Press; 2013. 322 s.
5. Nordang H, Juvik J. Biokjemisk metanpotensial i slam og glykol [Bacheloroppgave]. Bergen: Høgskulen på Vestlandet; 2016. 53 s.
6. Frydenberg NL, Hatland HE, Haustveit G. Biokjemisk metanpotensial (BMP) i avløps- og fiskeslam med tilhørende analyse av tungmetaller i bioest [Bacheloroppgave]. Bergen: Høgskulen på Vestlandet; 2017. 55 s.
7. PerkinElmer. Atomic Spectroscopy - A Guide to Selecting the Appropriate Technique and System. PerkinElmer; 2018.
8. Estevez MM. Oppsamling av resultater RenEner-Mar (RFFVEST259228), Rapport 2. (HA 4-6). Oslo: Aquateam COWI; 2019. Rapport nr.: 19-046. 55 s.
9. Britannica Academic. Glycol. 2015. I: Encyclopædia Britannica [elektronisk bok]. [hentet 09.04.2020]. Tilgjengelig fra: <https://academic-eb-com.galanga.hvl.no/levels/collegiate/article/glycol/37101>.
10. Wold A. Anaerob behandling av avfallsvann med innhold av etylenglykoler [Masteroppgave]. Stavanger: Universitetet i Stavanger; 2009. 86 s.
11. Jarvis Å, Schnürer A. Microbiological Handbook for Biogas Plants. Malmö: Swedish Waste Management, Swedish Gas Centre; 2009. Rapport nr.: U2009:03, 207.
12. Gray NF. Water science and technology: an introduction. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group; 2017. 680 s.

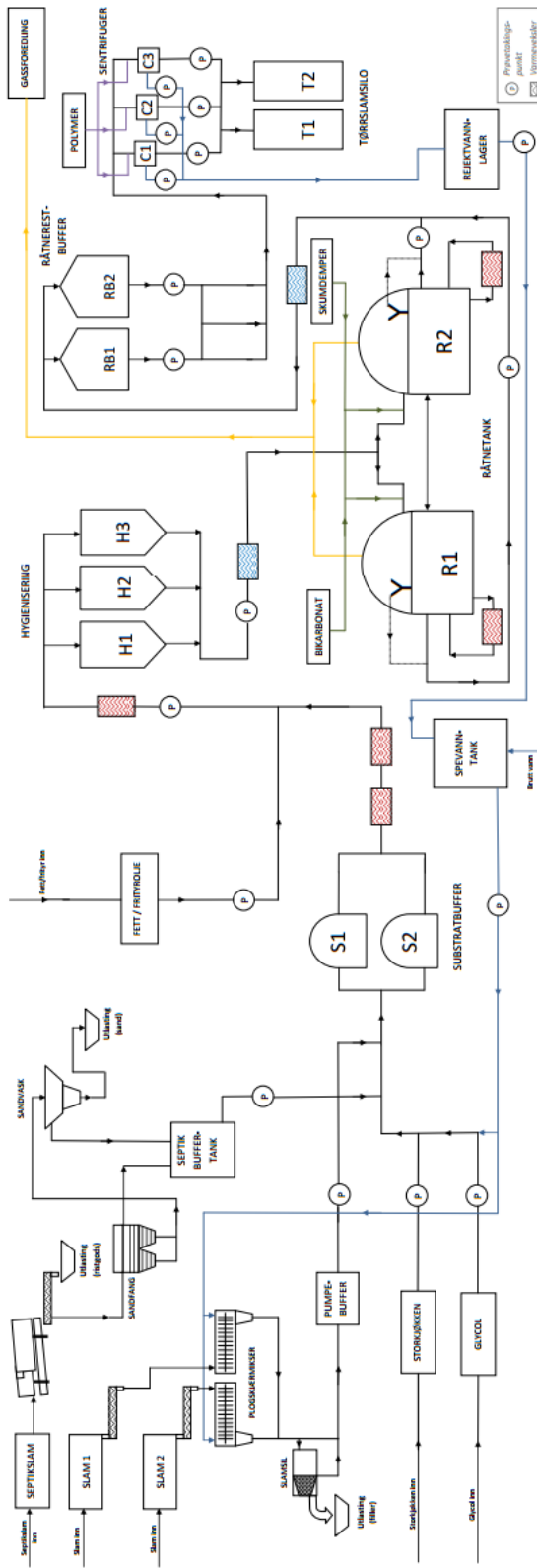
13. Dwyer DF, Tiedje JM. Degradation of ethylene glycol and polyethylene glycols by methanogenic consortia. *Appl Environ Microbiol.* 1983;46(1):185-90.
14. Veltman S, Schoenberg T, Switzenbaum MS. Alcohol and acid formation during the anaerobic decomposition of propylene glycol under methanogenic conditions. *Biodegradation.* 1998;9(2):113-8.
15. Stewart JM, Bhattacharya SK, Madura RL, Mason SH, Schonberg JC. Anaerobic treatability of selected organic toxicants in petrochemical wastes. *Water Res.* 1995;29(12):2730-8.
16. Tham PT, Kennedy KJ. Anaerobic biodegradation of aircraft deicing fluid in UASB reactors. *Water Res.* 2004;38(10):2515-28.
17. Zitomer D, Ferguson N, McGrady K, Schilling J. Anaerobic Co-Digestion of Aircraft Deicing Fluid and Municipal Wastewater Sludge. *Water Environ Res.* 2001;73(6):645-54.
18. Liu J. AMPTS - A Brief History by Dr. Jing Liu Lund: *Bioprocess Control*; 2019 [oppdatert 15. november; hentet 11. april 2020]. Tilgjengelig fra: <https://www.bioprocesscontrol.com/company/news/ampts-a-brief-history-by-jing-liu/>.
19. Hou X, Amais RS, Jones BT, Donati GL. Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry. *Encyclopedia of Analytical Chemistry.* John Wiley & Sons; 2016.
20. VA-ordoka, Norsk Vann. Tørrstoff. [Internett]. [hentet 08.03.2020]. Tilgjengelig fra: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/showentry.php?eid=1296&displayformat=dictionary>.
21. Norsk Standard NS-EN 15934:2012. Behandlet organisk avfall, jord og avfall. Beregning av tørrstoff ved bestemmelse av tørket rest eller vanninnhold. Lysaker: Standard Norge; 2012.
22. VA-ordboka, Norsk Vann. Gløderest. [Internett]. [hentet 08.03.2020]. Tilgjengelig fra: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/showentry.php?eid=1125&displayformat=dictionary>.
23. VA-Ordboka, Norsk Vann. Glødetap. [Internett]. [hentet 08.03.2020]. Tilgjengelig fra: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/showentry.php?eid=1124&displayformat=dictionary>.
24. Norsk Standard NS-EN 12879:2000. Karakterisering av slam, bestemmelse av glødetap i tørrstoff. Lysaker: Standard Norge; 2000.
25. AB BCS. AMPTS II & AMPTS II Light. Automatic Methane Potential Test System. Operation and Maintenance Manual. Lund: Bioprocess Control Sweden AB; 2016. 89 s.
26. United States Environmental Protective Agency. Definition and Procedure for the Determination of the Method Detection Limit, Revision 2. EPA 821-R-16-006. Washington DC. 2016.

27. Harris DC. Quantitative Chemical Analysis, 8. utg. New York: Freeman and company; 2010. 719 s.
28. Miller JN, Miller JC, Miller RD. Statistics and chemometrics for analytical chemistry. 7. utg. Harlow: Pearson Education; 2018. 292 s.
29. Helbæk M. Statistikk for kjemikere. Trondheim: Tapir; 2001. 296 s.
30. Hobaika Z. "Figure 1". [Internett]. Tilgjengelig fra: [https://www.researchgate.net/profile/Zaina\\_Hobaika/publication/313230403/figure/fig1/AS:457314470764544@1486043674562/Systeme-AMPTS-II-unite-dincubation-a-unite-de-fixation-du-CO2-b-unite-de.png](https://www.researchgate.net/profile/Zaina_Hobaika/publication/313230403/figure/fig1/AS:457314470764544@1486043674562/Systeme-AMPTS-II-unite-dincubation-a-unite-de-fixation-du-CO2-b-unite-de.png). ResearchGate; 2016.
31. Boss CB, Fredeen KJ. Concepts, Instrumentation and Techniques in Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry. 3. utg: PerkinElmer; 2004.
32. Holtet JA, Pedersen B. Plasma - fysikk: Store Norske Leksikon; 2018. Tilgjengelig fra: [https://snl.no/plasma\\_-\\_fysikk](https://snl.no/plasma_-_fysikk).
33. Avio® 200 ICP Optical Emission Spectrometer. [Brosjyre]. Waltham, MA USA. PerkinElmer Inc; 2017.
34. Milestone Srl. Application Note HPR-EN-11 Sludge. I: Milestone Srl, Milestone Srl, redaktører. SK-10 High Pressure Rotor Application Book 2011.
35. Arnesen IER, Holm MB. Biokjemisk metanpotensial (BMP) i avløpsslam ved anaerob samutratning med fiskeslam og matavfall som ko-substrater [Bacheloroppgave]. Bergen: Høgskulen på Vestlandet; 2018. 54 s.
36. Bartsch N. Multielement analysis of coolant and antifreeze products using the Thermo Scientific iCAP 7000 Plus Series ICP-OES. Thermo Fischer Scientific; 2018.
37. Ščančar J, Milačič R, Horvat M. Comparison of various digestion and extraction procedures in analysis of heavy metals in sediments. Water Air Soil Pollut. 2000;118(1-2):87-99.
38. Santoro A, Held A, Linsinger TPJ, Perez A, Ricci M. Comparison of total and aqua regia extractability of heavy metals in sewage sludge: The case study of a certified reference material. Trends Analyt Chem. 2017;89:34-40.
39. EPA. Method 3052 Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices. 1996.
40. Eriksen UI, Grindedal KJ, Øyvann SS. Biokjemisk metanpotensial (BMP) i slam og fett fra avløpsvann med tilhørende analyse av tungmetaller [Bacheloroppgave]. Bergen: Høgskulen på Vestlandet; 2015. 60 s.

# Appendiks

## A Flytskjema

### Bergen biogassanlegg Oversikt



### NØKKELTALL

Slamlommer: 2\* 100 m<sup>3</sup>  
 Mottakstank glykol: 50 m<sup>3</sup>  
 Mottakstank fett: 30 m<sup>3</sup>  
 Substrat buffertank: 2\* 500 m<sup>3</sup>  
 Hygieniseringstank: 3\*28 m<sup>3</sup>  
 Råtnetanker: 2\* 3200 m<sup>3</sup>  
 Biorestanter: 2\*700 m<sup>3</sup>  
 Slamsilo: 2\*60 m<sup>3</sup>  
 Gasslagre: 340 m<sup>3</sup>

### Kapasitet:

Slammengde: 45 327 tonn (10 166 tonn  $\sqrt{100\%}$  TS)  
 Biorest: 20 393 tonn (5 700 tonn  $\sqrt{100\%}$  TS)  
 Rågass: Forventet: 3,9 mill Nm<sup>3</sup>/år, tilsvarende 450 Nm<sup>3</sup>/h.  
 – kapasitet 600 Nm<sup>3</sup>/h  
 Oppgradert gass: 2,5 Mill Nm<sup>3</sup>/år, tilsvarende en energiverdi på ca 25 GWh/år  
 – rågasskapasitet på 700 Nm<sup>3</sup>/h

Figur 18: Flytskjema for Bergen biogassanlegg (2).

## B Resultat fra tidligere bacheloroppgaver

**Tabell 21: Målte verdier av BMP for ulike co-substrat, som er beregnet i tidligere AMPTS-forsøk av Bergen kommune i samarbeid med HVL. BMP er oppført med 95 % konfidensintervall:**

Måned, år	Co-substrat (konsentrasjon)	Hoved-substrat	BMP (NmL/g VS) <sup>a</sup> :		Endring i BMP (%) <sup>b</sup>	Referanse
			med co-substrat	uten co-substrat		
Vår, 2018	Vått fiskeslam (25 w%)	Hygienisert slam	376 ± 35	414 ± 55	-9	(35, s. 39)
Vår, 2018	Tørt fiskeslam (25 % av total VS)	Hygienisert slam	513 ± 73	414 ± 55	24	(35, s. 39)
Vår, 2018	Matavfall (10 w%)	Hygienisert slam	383 ± 12	374 ± 31	2	(35, s. 39)
Vår, 2018	Matavfall (25 w%)	Hygienisert slam	404 ± 33	374 ± 31	8	(35, s. 39)
Mai, 2017	Fiskeslam (10 w%)	Hygienisert slam	452	352	28	(6, s. 37)
Mai, 2017	Fiskeslam (25 w%)	Hygienisert slam	495	352	40	(6, s. 37)
April, 2015 <sup>c</sup>	Fett (25 w%)	Slam fra Ytre Sandviken RA	695	330	111	(40, s. 39)
Mai, 2015 <sup>c</sup>	Fett (25 w%)	Slam fra Knappen RA	738	375	97	(40, s. 39)

*a:* Dersom 95 % konfidensintervall ikke er oppført, betyr det at det at rapporten det refereres til ikke har oppgitt dette.

*b:* Verdien henviser til endring i BMP ved bruk av hovedsubstrat med tilsatt co-substrat, sammenlignet med uten tilsatt co-substrat.

*c:* Podeslam fra Sverige.

**Tabell 22: Konsentrasjon av tungmetall i slam med og uten fiskeslam som co-substrat, for AMPTS-forsøk utført av Frydenberg m.fl. i 2017. Målingene er utført av eksternt laboratorium (8, s. 50).**

	<b>TS</b> (%)	<b>VS</b> (%)	<b>Cd</b> (mg/kg TS)	<b>Cr</b> (mg/kg TS)	<b>Cu</b> (mg/kg TS)	<b>Hg</b> (mg/kg TS)	<b>Ni</b> (mg/kg TS)	<b>Pb</b> (mg/kg TS)	<b>Zn</b> (mg/kg TS)
<b>Podeslam</b>	2,7	1,8	0,88	19	250	0,521	<40	44	630
<b>Bergen<sup>a</sup></b>									
<b>Slam</b>	4,8	3,5	0,45	14	170	0,224	<20	35	370
<b>Bergen<sup>a</sup></b>									
<b>Utråtnet slam</b>	2,8	1,7	0,84	19	240	0,358	<42	45	600
<b>Bergen</b>									
<b>Utråtnet slam</b>	0,5	0,4	0,71	17	200	0,32	<21	32	530
<b>Bergen + 25 % volum av fiskeslam A</b>									

a: Før utråtning.

**Tabell 23: Konsentrasjoner av tungmetall i prøver med fiskeslam og matavfall som co-substrater, som ble analysert i forbindelse med AMTPS-forsøkene i 2018<sup>†</sup> (35). Analysene er utført av eksternt laboratorium (EL).**

	<b>Prøve- taking<sup>‡</sup></b>	<b>Cd (mg/kg TS)</b>	<b>Cu (mg/kg TS)</b>	<b>Ni (mg/kg TS)</b>	<b>Pb (mg/kg TS)</b>	<b>Zn (mg/kg TS)</b>	
<b>Forsøksserie 1</b>	Podeslam	Før	1,0	240	20	24	580
		Etter	1,1	260	21	26	640
	Hygienisert slam	Før	0,89	230	18	22	550
		Etter	1,0	260	20	25	650
	Vått fiskeslam (25 w%)	Før	0,90	220	17	22	570
		Etter	1,3	260	20	26	660
	Tørt fiskeslam (25 % av total VS)	Før	1,2	230	19	23	570
		Etter	1,1	260	21	26	670
<b>Forsøksserie 2</b>	Podeslam	Før	1,7	240	21	9,6	630
		Etter	1,0	220	19	8	580
	Hygienisert slam	Før	1,1	220	19	9,1	570
		Etter	1,5	280	25	8,3	750
	Matavfall (10 w%)	Før	0,95	190	18	8,7	510
		Etter	1,1	210	19	7,6	550
	Matavfall (25 w%)	Før	1,3	280	25	9,1	730
		Etter	1	200	19	7,6	550

<sup>†</sup>: Analysene ble analysert ved eksternt lab, der ICP-MS ble benyttet for å bestemme konsentrasjonene av tungmetall.

<sup>‡</sup>: *Prøvetaking* henviser til om prøven er analysert *før* eller *etter* det aktuelle AMPTS-forsøket.



## C Innveide masser til bruk i beregning av TS, VS og Wv

Tabell 22: Masse av tomme digler og digler med prøve. Digler med prøve ble veid med våt, tørket og glødet prøve. To replikate målinger ble utført for hver prøve.

	AMPTS- forsøk, nr.	Prøve, replikatnr.	Vekt av tom digel (g)	Vekt av digel med våt prøve (g)	Vekt av digel med tørket prøve (g)	Vekt av digel med glødet prøve (g)	
<b>Reine prøver</b>	1	Podeslam, 1	18,1850	30,2728	18,5225	18,3473	
	1	Podeslam, 2	18,6157	32,4570	19,0868	18,8013	
	1	Cellulose, 1	20,4534	25,3833	25,1749	20,5033	
	1	Cellulose, 2	20,6641	25,8846	25,6671	20,6826	
	1	Hygienisert slam, 1	19,7251	34,4574	20,7117	19,9795	
	1	Hygienisert slam, 2	21,1352	35,1652	22,0741	21,3757	
	1	EGW, 1	18,5559	34,3283	28,3783	19,7374	
	1	EGW, 2	19,2121	36,7391	29,1551	20,5289	
	2	Podeslam, 1	18,4949	33,8380	18,9906	18,6936	
	2	Podeslam, 2	18,8908	36,4891	19,4504	19,1176	
	2	Cellulose, 1	18,5485	22,3386	22,1763	18,5492	
	2	Cellulose, 2	19,4856	23,4364	23,2680	19,4854	
	2	Hygienisert slam, 1	17,5976	33,9839	18,3225	17,7844	
	2	Hygienisert slam, 2	20,4538	38,1713	21,2466	20,6577	
	<b>Blandede prøver</b>	1	30 gEGW/L, 1	40,9733	75,1939	43,2797	41,5979
		1	30 gEGW/L, 2	37,4896	72,0727	39,8185	38,1201
1		100 gEGW/L, 1	31,9921	70,0302	34,1432	32,2526	
1		100 gEGW/L, 2	37,9498	75,9934	40,6182	38,7964	
2		76 gEGW/L, 1	20,6639	32,8365	21,2369	20,8437	
2		76 gEGW/L, 2	18,7503	32,6576	19,4175	18,9701	
2		170 gEGW/L, 1	17,9470	30,5180	18,5977	18,2209	
2		170 gEGW/L, 2	21,3958	32,9378	21,9951	21,6463	

## D TS, VS og Wv i prøvene

Tabell 23: Beregnet TS, VS og Wv i prøver før utråtning, ved bruk av innveide masser i tabell 24.

	AMPTS- forsøk, nr.	Prøve, replikatnr.	TS (%)	VS (%)	Wv (%)
<b>Reine prøver</b>	1	Podeslam, 1	2,79	1,45	51,91
	1	Podeslam, 2	3,40	2,06	60,60
	1	Cellulose, 1	95,77	94,76	98,94
	1	Cellulose, 2	95,83	95,48	99,63
	1	Hygienisert slam, 1	6,70	4,97	74,21
	1	Hygienisert slam, 2	6,69	4,98	74,38
	1	EGW, 1	62,28	54,78	87,97
	1	EGW, 2	56,73	49,22	86,76
	2	Podeslam, 1	3,23	1,94	59,92
	2	Podeslam, 2	3,18	1,89	59,47
	2	Cellulose, 1	95,72	95,70	99,98
	2	Cellulose, 2	95,74	95,74	100,01
	2	Hygienisert slam, 1	4,42	3,28	74,23
	2	Hygienisert slam, 2	4,47	3,32	74,28
<b>Blandede prøver</b>	1	30 gEGW/L, 1	6,74	4,91	72,92
	1	30 gEGW/L, 2	6,73	4,91	72,93
	1	100 gEGW/L, 1	5,66	4,97	87,89
	1	100 gEGW/L, 2	7,01	4,79	68,27
	2	76 gEGW/L, 1	4,71	3,23	68,62
	2	76 gEGW/L, 2	4,80	3,22	67,06
	2	170 gEGW/L, 1	5,18	3,00	57,91
	2	170 gEGW/L, 2	5,19	3,02	58,20

## E Innveide masser av substrat og podeslam, samt målt pH før og etter utråtning.

Tabell 24: Innveide masser til reaktorflaskene i AMPTS-forsøk 1, samt målt pH i flaskene før og etter forsøksserien.

Substrat	Parallell, flaske-nummer	Beregnet innveid:		Faktisk innveid:		pH før utråtning	pH etter utråtning
		Pode-slam (g)	Substrat (g)	Pode-slam (g)	Substrat (g)		
Ingen (blank-prøve)	1, 1	400,0	-	400,0	-	7,95	8,11
	2, 2	400,0	-	400,0	-		8,02
	3, 3	400,0	-	400,6	-		8,05
Hygienisert slam	1, 4	340,0	60,0	340,0	61,1	7,68	8,06
	2, 5	340,0	60,0	339,7	60,8		8,15
	3, 6	340,0	60,0	341,3	61,7		7,97
30 g EGW/L hygienisert slam	1, 7	339,0	61,0	340,5	60,9	7,69	7,99
	2, 8	339,0	61,0	339,2	61,0		7,92
	3, 9	339,0	61,0	338,7	61,3		7,97
100 g EGW/L hygienisert slam	1, 10	339,0	61,0	338,9	60,9	7,72	7,96
	2, 11	339,0	61,0	339,2	61,0		7,98
	3, 12	339,0	61,0	339,4	63,5		7,85
Cellulose (kontroll-prøve)	1, 13	396,3	3,7	396,1	3,7014	-	-
	2, 14	396,3	3,7	396,2	3,7017		-
	3, 15	396,3	3,7	396,6	3,7008		-

Tabell 25: Innveide masser til reaktorflaskene i AMPTS-forsøk 2, samt målt pH i flaskene før og etter forsøksserien.

Substrat	Parallell, flaske-nummer	Beregnet innveid:		Faktisk innveid:		pH før utråtning	pH etter utråtning
		Pode-slam (g)	Substrat (g)	Pode-slam (g)	Substrat (g)		
Ingen (blank-prøve)	1, 1	400,0	-	400,0	-	7,99	8,08
	2, 2	400,0	-	400,0	-		8,03
	3, 3	400,0	-	400,2	-		8,03
Hygienisert slam	1, 4	310,2	89,8	311,1	90,1	7,68	7,98
	2, 5	310,2	89,8	310,1	89,6		7,99
	3, 6	310,2	89,8	310,2	90,9		8,02
76 g EGW/L hygienisert slam	1, 7	308,5	91,5	308,5	91,5	7,75	8,03
	2, 8	308,5	91,5	308,4	92,3		7,97
	3, 9	308,5	91,5	308,6	91,8		8,01
170 g EGW/L hygienisert slam	1, 10	303,7	96,3	303,7	96,9	7,76	5,11
	2, 11	303,7	96,3	303,6	96,5		5,03
	3, 12	303,7	96,3	303,6	96,8		5,06
Cellulose (kontroll-prøve)	1, 13	396,1	3,95	396,2	3,95	-	7,93
	2, 14	396,1	3,95	396	3,95		7,99
	3, 15	396,1	3,95	396,2	3,96		8,00

## F Data fra AMPTS-forsøkene

Tabell 26: Forkortelsene i appendiks F.1 og F.2 er satt opp etter prinsippene som er vist i denne tabellen.

<b>Substrat/ blankprøve</b>	<b>Oppsett for forkortelse til substrat</b>
Blankprøve	B, <i>replikat</i> (nr.)
Cellulose (kontrollprøve)	K, <i>replikat</i> (nr.)
Hygienisert slam	H, <i>replikat</i> (nr.)
Hygienisert slam, med EGW som co-substrat	G, <i>massekonsentrasjon av EGW i substrat</i> (g EGW/L), <i>replikat</i> (nr.)

## F.1 Rådata fra AMPTS-forsøk 1

**Tabell 27: Innhold av VS, gassvolum i reaktorflasker, og antatt innhold av CH<sub>4</sub> i biogass for AMPTS-forsøksserie 1.**

<b>Strømnings- celle, nr.</b>	<b>Substrat/ blankprøve (forkortelse)</b>	<b>Mengde av VS fra substrat (g)</b>	<b>Mengde av VS fra podeslam (g)</b>	<b>Gassvolum i reaktor- flaske (mL)</b>	<b>Antatt innhold av CH<sub>4</sub> (%)</b>
1	B,1	0	7,02	200	60
2	B,2	0	7,02	200	60
3	B,3	0	7,02	200	60
4	H,1	2,98	5,97	200	60
5	H,2	2,98	5,97	200	60
6	H,3	2,98	5,97	200	60
7	G,30,1	2,98	5,96	200	60
8	G,30,2	2,98	5,96	200	60
9	G,30,3	2,98	5,96	200	60
10	G,100,1	2,98	5,95	200	60
11	G,100,2	2,98	5,95	200	60
12	G,100,3	2,98	5,95	200	60
13	K,1	3,48	6,96	200	60
14	K,2	3,48	6,96	200	60
15	K,3	3,48	6,96	200	60

**Tabell 28: Akkumulert volum av CH<sub>4</sub> i blank- og kontrollprøver, ved dag *n* etter oppstart av forsøksserie 1.**

<b>Dag (n)</b>	<b>Akkumulert volum av CH<sub>4</sub> (NmL):</b>					
	<b>B,1</b>	<b>B,2</b>	<b>B,3</b>	<b>K,1</b>	<b>K,2</b>	<b>K,3</b>
<b>1</b>	138,1	134,5	137,2	451,8	448,3	409,4
<b>2</b>	189,5	186,6	189,3	1005,1	950,7	966,5
<b>3</b>	220,8	219,4	222,2	1373,9	1320,9	1323,7
<b>4</b>	244,2	245,0	247,1	1453,7	1417,7	1408,8
<b>5</b>	260,0	264,3	266,3	1497,3	1459,2	1454,9
<b>6</b>	273,4	278,8	280,7	1540,5	1502,2	1496,0
<b>7</b>	285,5	291,9	295,0	1559,5	1521,4	1517,5
<b>8</b>	300,6	308,6	314,9	1578,3	1539,3	1535,8
<b>9</b>	320,3	330,0	334,4	1597,0	1556,9	1553,7
<b>10</b>	327,6	339,8	342,4	1607,3	1567,8	1563,8
<b>11</b>	331,6	344,2	347,8	1613,1	1573,6	1570,7
<b>12</b>	336,5	348,2	353,2	1619,1	1580,0	1577,1
<b>13</b>	342,0	357,0	364,2	1630,3	1591,8	1589,3
<b>14</b>	346,9	362,1	369,1	1636,2	1597,1	1594,9
<b>15</b>	350,3	365,5	373,0	1640,3	1602,6	1598,9
<b>16</b>	352,6	367,9	375,6	1643,1	1608,2	1601,8
<b>17</b>	354,9	370,4	378,3	1645,9	1613,3	1604,7
<b>18</b>	356,8	371,8	382,0	1650,0	1619,3	1609,8
<b>19</b>			387,0	1654,7	1627,3	1616,8
<b>20</b>			387,5	1661,5	1636,2	1626,5
<b>21</b>				1663,1	1640,3	1629,8

**Tabell 29: Akkumulert volum av CH<sub>4</sub> i prøver av hygienisert slam, med og uten tilsatt EGW, ved dag *n* etter oppstart av forsøksserie 1.**

<b>Dag</b>	<b>Akkumulert volum av CH<sub>4</sub> (NmL):</b>								
	<b>H,1</b>	<b>H,2</b>	<b>H,3</b>	<b>G,30,1</b>	<b>G,30,2</b>	<b>G,30,3</b>	<b>G,100,1</b>	<b>G,100,2</b>	<b>G,100,3</b>
<b>1</b>	415,5	443,8	446,0	519,7	515,8	497,4	470,1	465,5	462,9
<b>2</b>	827,8	864,5	884,0	1069,6	1070,6	1050,7	1173,4	1171,4	1159,4
<b>3</b>	1001,5	1007,3	1048,8	1273,5	1283,2	1297,4	1805,5	1821,5	1850,7
<b>4</b>	1056,8	1060,4	1108,2	1340,6	1348,2	1365,6	1976,4	1996,7	2067,4
<b>5</b>	1115,4	1118,2	1169,6	1436,5	1435,5	1445,1	2065,2	2079,5	2170,9
<b>6</b>	1143,9	1146,1	1200,6	1503,8	1514,4	1538,8	2114,5	2139,1	2231,5
<b>7</b>	1166,2	1168,4	1225,0	1529,0	1539,7	1566,5	2170,3	2217,7	2291,0
<b>8</b>	1187,4	1190,0	1248,9	1554,3	1564,1	1591,9	2257,9	2336,1	2384,6
<b>9</b>	1212,5	1215,0	1274,6	1581,5	1590,9	1618,8	2389,1	2428,7	2524,9
<b>10</b>	1226,8	1230,5	1291,9	1600,8	1610,0	1638,9	2415,5	2449,6	2566,8
<b>11</b>	1238,5	1243,9	1305,9	1615,3	1625,9	1654,9	2430,1	2464,0	2584,2
<b>12</b>	1250,6	1256,8	1320,3	1624,9	1637,1	1668,1	2444,6	2478,2	2601,3
<b>13</b>	1268,2	1271,3	1337,5	1637,7	1651,1	1682,2	2464,9	2498,6	2623,4
<b>14</b>	1274,6	1279,4	1347,0	1648,4	1659,3	1692,8	2480,2	2513,8	2639,8
<b>15</b>	1279,9	1287,3	1355,9	1657,3	1668,4	1702,8	2495,6	2527,3	2658,2
<b>16</b>	1284,9	1290,6	1359,9	1662,8	1672,5	1706,6	2500,5	2533,4	2668,4
<b>17</b>	1289,1	1294,0	1363,9	1667,2	1678,7	1711,1	2507,4	2538,0	2676,2
<b>18</b>	1293,8	1301,5	1373,2	1676,3	1688,5	1720,4	2515,9	2547,4	2688,2
<b>19</b>	1299,8	1308,1	1379,7	1683,0	1698,7	1726,7	2523,4	2553,8	2699,7
<b>20</b>	1300,4	1310,5	1380,3	1689,2	1699,8	1734,3	2528,0	2559,7	2708,5
<b>21</b>				1691,8				2562,6	2709,1

**Tabell 30: Volum av produsert CH<sub>4</sub>, som ble dannet i løpet av dag *n* i forsøksserie 1 i blank- og kontrollprøvene.**

<b>Dag (n)</b>	<b>Volum av produsert CH<sub>4</sub> (NmL):</b>					
	<b>B,1</b>	<b>B,2</b>	<b>B,3</b>	<b>K,1</b>	<b>K,2</b>	<b>K,3</b>
<b>1</b>	138,1	134,5	137,2	451,8	448,3	409,4
<b>2</b>	51,4	52,1	52,1	553,3	502,4	557,1
<b>3</b>	31,2	32,8	32,9	368,8	370,2	357,2
<b>4</b>	23,4	25,6	24,9	79,8	96,8	85,1
<b>5</b>	15,8	19,3	19,3	43,6	41,5	46,1
<b>6</b>	13,5	14,5	14,3	43,2	43,0	41,1
<b>7</b>	12,1	13,1	14,3	19,1	19,2	21,5
<b>8</b>	15,1	16,7	19,9	18,8	17,9	18,2
<b>9</b>	19,7	21,4	19,5	18,7	17,6	17,9
<b>10</b>	7,3	9,8	8,1	10,3	10,9	10,2
<b>11</b>	4,0	4,4	5,4	5,7	5,7	6,9
<b>12</b>	4,9	4,0	5,4	6,1	6,4	6,4
<b>13</b>	5,5	8,8	11,0	11,2	11,8	12,2
<b>14</b>	4,9	5,2	4,9	5,9	5,3	5,6
<b>15</b>	3,4	3,4	3,9	4,1	5,5	4,0
<b>16</b>	2,3	2,4	2,6	2,8	5,7	2,9
<b>17</b>	2,3	2,4	2,6	2,8	5,1	2,9
<b>18</b>	2,3	2,4	3,7	4,0	6,0	5,1
<b>19</b>			5,1	4,7	7,9	7,0
<b>20</b>			5,1	6,8	9,0	9,7
<b>21</b>				7,0	7,8	10,7



**Tabell 31: Volum av produsert CH<sub>4</sub>, som ble dannet i løpet av dag *n* i forsøksserie 1, i prøver av hygienisert slam, med og uten tilsatt EGW.**

<b>Dag (n)</b>	<b>Volum av produsert CH<sub>4</sub> (NmL):</b>								
	<b>H,1</b>	<b>H,2</b>	<b>H,3</b>	<b>G,30,1</b>	<b>G,30,2</b>	<b>G,30,3</b>	<b>G,100,1</b>	<b>G,100,2</b>	<b>G,100,3</b>
<b>1</b>	415,5	443,8	446,0	519,7	515,8	497,4	470,1	465,5	462,9
<b>2</b>	412,3	420,7	438,0	549,9	554,8	553,3	703,3	705,8	696,6
<b>3</b>	173,7	142,7	164,7	203,9	212,6	246,7	632,1	650,1	691,2
<b>4</b>	55,3	53,1	59,4	67,1	65,0	68,2	170,9	175,2	216,7
<b>5</b>	58,5	57,8	61,5	95,9	87,3	79,5	88,8	82,8	103,5
<b>6</b>	28,5	27,9	30,9	67,3	78,9	93,6	49,3	59,6	60,5
<b>7</b>	22,3	22,3	24,4	25,1	25,3	27,7	55,8	78,5	59,5
<b>8</b>	21,2	21,6	23,9	25,4	24,3	25,4	87,5	118,4	93,6
<b>9</b>	25,1	25,1	25,8	27,2	26,9	26,9	131,3	92,7	140,3
<b>10</b>	14,3	15,5	17,3	19,3	19,1	20,1	26,3	20,9	41,9
<b>11</b>	11,7	13,4	13,9	14,5	15,9	16,0	14,7	14,3	17,4
<b>12</b>	12,2	12,9	14,4	9,6	11,2	13,2	14,5	14,3	17,1
<b>13</b>	17,6	14,5	17,2	12,8	14,0	14,0	20,3	20,4	22,1
<b>14</b>	6,4	8,1	9,5	10,7	8,2	10,6	15,3	15,2	16,5
<b>15</b>	5,4	7,8	8,9	8,9	9,1	10,0	15,4	13,5	18,4
<b>16</b>	4,9	3,3	4,0	5,5	4,1	3,8	4,9	6,2	10,1
<b>17</b>	4,2	3,3	4,0	4,5	6,2	4,5	6,9	4,6	7,9
<b>18</b>	4,7	7,5	9,3	9,1	9,8	9,4	8,6	9,5	12,0
<b>19</b>	6,1	6,6	6,5	6,7	10,2	6,2	7,5	6,4	11,5
<b>20</b>	6,1	6,4	6,5	6,2	11,6	7,9	7,3	5,9	8,8
<b>21</b>				6,1				5,8	8,4

## F.2 Rådata fra AMPTS-forsøk 2

Tabell 32: Innhold av VS, gassvolum i reaktorflasker, og antatt innhold av CH<sub>4</sub> i biogass for AMPTS-forsøksserie 2.

Strømnings- celle, nr.	Substrat/ blankprøve (forkortelse)	Mengde av VS fra substrat (g)	Mengde av VS fra podeslam (g)	Gassvolum i reaktorflaske (mL)	Antatt innhold av CH <sub>4</sub> (%)
1	B,1	0	7,64	200	60
2	B,2	0	7,64	200	60
3	B,3	0	7,64	200	60
4	H,1	2,96	5,93	200	60
5	H,2	2,96	5,93	200	60
6	H,3	2,96	5,93	200	60
7	G,76,1	2,95	5,89	200	60
8	G,76,2	2,95	5,89	200	60
9	G,76,3	2,95	5,89	200	60
10	G,170,1	2,9	5,8	200	60
11	G,170,2	2,9	5,8	200	60
12	G,170,3	2,9	5,8	200	60
13	K,1	3,78	7,56	200	60
14	K,2	3,78	7,56	200	60
15	K,3	3,78	7,56	200	60

**Tabell 33: Akkumulert volum av CH<sub>4</sub> i blank- og kontrollprøver, ved dag *n* etter oppstart av forsøksserie 2.**

<b>Dag</b>	<b>Akkumulert volum av CH<sub>4</sub> (NmL):</b>					
	<b>B,1</b>	<b>B,2</b>	<b>B,3</b>	<b>K,1</b>	<b>K,2</b>	<b>K,3</b>
<b>1</b>	123,2	123,6	123,8	435	441,8	395,1
<b>2</b>	166,0	166,1	166,6	999,3	985,7	976,5
<b>3</b>	193,6	194,4	195,5	1387,0	1370,4	1361,4
<b>4</b>	220,5	220,9	222,1	1478,6	1463,5	1462,2
<b>5</b>	237,8	238,6	241,3	1541,1	1527,1	1532,3
<b>6</b>	254,2	254,7	257,9	1571,7	1557,0	1566,0
<b>7</b>	262,1	262,1	266,1	1587,4	1571,7	1583,0
<b>8</b>	271,0	270,9	276,5	1603,6	1587,0	1599,3
<b>9</b>	282,7	282,6	289,8	1622,3	1605,2	1618,2
<b>10</b>	288,4	288,0	295,9	1633,6	1615,1	1628,7
<b>11</b>	297,9	296,7	307,3	1646,7	1629,7	1642,8
<b>12</b>	305,1	302,9	313,4	1656,2	1638,2	1652,3
<b>13</b>	307,8	305,9	316,7	1661,8	1642,8	1658,1
<b>14</b>	310,4	308,3	320,1	1665,8	1647,1	1661,9
<b>15</b>	313,4	310,8	323,9	1670,7	1651,1	1665,6
<b>16</b>	317,2	314,6	327,6	1676,8	1656,1	1671,2
<b>17</b>	321,4	319,9	334,4	1684,3	1663,2	1678,6
<b>18</b>	327,2	324,0	339,4	1690,3	1670,6	1687,6
<b>19</b>	328,2	327,8	343,7	1695,6	1678,8	1693,8
<b>20</b>				1700,4		1697,8
<b>21</b>				1701,3		1700,2

**Tabell 34: Akkumulert volum av CH<sub>4</sub> i prøver av hygienisert slam, med og uten tilsatt EGW, ved dag *n* etter oppstart av forsøksserie 2.**

<b>Dag (n)</b>	<b>Akkumulert volum av CH<sub>4</sub> (NmL):</b>								
	<b>H,1</b>	<b>H,2</b>	<b>H,3</b>	<b>G,76,1</b>	<b>G,76,2</b>	<b>G,76,3</b>	<b>G,170,1</b>	<b>G,170,2</b>	<b>G,170,3</b>
<b>1</b>	440,3	459,8	450,5	501,3	490,5	467,8	383,3	381,5	372,6
<b>2</b>	887,4	910,0	902,6	1204,9	1181,5	1129,6	953,9	951,5	932,3
<b>3</b>	1088,7	1087,3	1106,5	1977,4	1945,3	1874,1	1379,6	1358,2	1350,6
<b>4</b>	1151,0	1148,2	1170,2	2271,2	2261,4	2203,9	1531,4	1499,4	1500,2
<b>5</b>	1212,2	1208,4	1232,9	2398,3	2374,2	2306,9	1581,3	1544,6	1547,7
<b>6</b>	1247,9	1242,7	1269,1	2465,2	2451,0	2386,5	1599,7	1561,5	1567,5
<b>7</b>	1267,2	1261,6	1289,3	2510,4	2513,7	2462,7	1602,7	1565,3	1574,5
<b>8</b>	1286,9	1282,1	1310,2	2614,0	2651,2	2634,3	1605,7	1570,1	1578,8
<b>9</b>	1309,7	1305,0	1335,0	2803,2	2842,9	2801,0	1608,9	1577,5	1583,4
<b>10</b>	1326,2	1319,1	1349,8	2850,1	2866,1	2822,9	1612,4	1580,2	1588,1
<b>11</b>	1345,3	1339,8	1372,4	2873,2	2890,4	2850,1	1616,3	1582,9	1597,4
<b>12</b>	1362,5	1355,4	1388,0	2893,8	2908,6	2871,5	1623,5	1586,7	1607,5
<b>13</b>	1372,3	1363,5	1397,4	2910,7	2923,7	2886,7	1635,6	1593,1	1622,3
<b>14</b>	1379,5	1370,2	1404,8	2923,3	2935,5	2899,7	1644,0	1604,0	1628,4
<b>15</b>	1386,0	1376,8	1412,6	2936,5	2948,5	2913,5	1650,9	1611,4	1634,9
<b>16</b>	1393,6	1384,3	1420,7	2946,3	2960,0	2924,2	1658,4	1619,2	1641,5
<b>17</b>	1403,1	1395,1	1429,8	2956,1	2973,4	2933,7	1666,9	1627,5	1648,3
<b>18</b>	1410,4	1401,4	1436,9	2964,1	2982,2	2942,7	1671,9	1632,1	1656,1
<b>19</b>	1415,0	1406,1	1442,3	2969,6	2989,0	2948,1	1674,5	1635,1	1663,4
<b>20</b>	1418,7	1410,4	1446,5	2973,8	2993,4	2952,5			
<b>21</b>		1410,8	1449,8	2976,4	2997,1	2956,1			

**Tabell 35: Volum av produsert CH<sub>4</sub>, som ble dannet i løpet av dag *n* i forsøksserie 2 i blank- og kontrollprøvene.**

<b>Dag (n)</b>	<b>Volum av produsert CH<sub>4</sub> (NmL):</b>					
	<b>B,1</b>	<b>B,2</b>	<b>B,3</b>	<b>K,1</b>	<b>K,2</b>	<b>K,3</b>
<b>1</b>	123,2	123,6	123,8	435,0	441,8	395,1
<b>2</b>	42,8	42,5	42,9	564,2	543,9	581,4
<b>3</b>	27,6	28,3	28,8	387,7	384,6	384,9
<b>4</b>	26,8	26,4	26,6	91,6	93,2	100,8
<b>5</b>	17,3	17,7	19,2	62,5	63,6	70,1
<b>6</b>	16,5	16,1	16,7	30,6	29,9	33,6
<b>7</b>	7,9	7,4	8,2	15,7	14,7	17,1
<b>8</b>	8,9	8,8	10,4	16,2	15,3	16,3
<b>9</b>	11,7	11,6	13,3	18,7	18,2	18,8
<b>10</b>	5,7	5,5	6,1	11,3	9,9	10,5
<b>11</b>	9,5	8,6	11,4	13,1	14,5	14,1
<b>12</b>	7,2	6,3	6,1	9,5	8,5	9,5
<b>13</b>	2,7	3,0	3,3	5,6	4,6	5,8
<b>14</b>	2,7	2,4	3,4	4,0	4,3	3,8
<b>15</b>	3,0	2,4	3,7	5,0	4,0	3,7
<b>16</b>	3,8	3,9	3,7	6,1	5,0	5,6
<b>17</b>	4,2	5,2	6,8	7,5	7,2	7,5
<b>18</b>	5,8	4,1	5,0	6,0	7,3	8,9
<b>19</b>	5,8	4,1	4,6	5,3	8,8	6,2
<b>20</b>				4,8		4,0
<b>21</b>				4,8		4,0

**Tabell 36: Volum av produsert CH<sub>4</sub>, som ble dannet i løpet av dag *n* i forsøksserie 2, i prøver av hygienisert slam, med og uten tilsatt EGW.**

<b>Dag (n)</b>	<b>Volum av produsert CH<sub>4</sub> (NmL):</b>								
	<b>H,1</b>	<b>H,2</b>	<b>H,3</b>	<b>G,76,1</b>	<b>G,76,2</b>	<b>G,76,3</b>	<b>G,170,1</b>	<b>G,170,2</b>	<b>G,170,3</b>
<b>1</b>	440,3	459,8	450,5	501,3	490,5	467,8	383,3	381,5	372,6
<b>2</b>	447,1	450,2	452,1	703,6	691,0	661,8	570,6	570,0	559,6
<b>3</b>	201,3	177,3	203,8	772,5	763,8	744,5	425,7	406,8	418,3
<b>4</b>	62,4	60,9	63,7	293,7	316,1	329,9	151,8	141,2	149,5
<b>5</b>	61,2	60,2	62,7	127,1	112,7	103,0	49,9	45,2	47,6
<b>6</b>	35,7	34,3	36,2	66,9	76,9	79,6	18,5	16,9	19,8
<b>7</b>	19,2	18,9	20,2	45,3	62,6	76,2	3,0	3,8	7,0
<b>8</b>	19,8	20,4	20,9	103,6	137,5	171,7	3,0	4,8	4,4
<b>9</b>	22,8	22,9	24,8	189,3	191,7	166,7	3,2	7,4	4,6
<b>10</b>	16,4	14,1	14,9	46,9	23,2	21,9	3,5	2,7	4,7
<b>11</b>	19,2	20,7	22,6	23,1	24,4	27,1	3,9	2,7	9,3
<b>12</b>	17,2	15,6	15,6	20,6	18,2	21,4	7,3	3,8	10,1
<b>13</b>	9,8	8,1	9,4	16,9	15,0	15,3	12,1	6,5	14,8
<b>14</b>	7,3	6,7	7,4	12,7	11,8	13,0	8,4	10,8	6,1
<b>15</b>	6,4	6,6	7,7	13,2	13,0	13,8	6,9	7,5	6,5
<b>16</b>	7,6	7,5	8,1	9,7	11,5	10,7	7,5	7,7	6,6
<b>17</b>	9,4	10,8	9,1	9,8	13,4	9,5	8,5	8,3	6,8
<b>18</b>	7,4	6,4	7,1	8,0	8,8	9,0	5,0	4,6	7,8
<b>19</b>	4,5	4,6	5,4	5,5	6,8	5,3	5,0	4,6	7,7
<b>20</b>	4,5	4,3	4,2	4,2	4,5	4,5			
<b>21</b>		4,3	4,2	4,2	4,5	4,5			

## G Deskriptiv statistikk for BMP-analyser

Tabell 37: BMP for replikate målinger på ulike substrater i AMPTS-forsøkene.

Replikat	Målt BMP i reaktorflasker med følgende substrat:					
	Hygienisert slam, forsøksserie 1	30 g EGW/L	100 g EGW/L	Hygienisert slam, forsøksserie 2	76 g EGW/L	170 g EGW/L
1	330	462	743	392	922	490
2	334	464	754	389	929	477
3	357	476	803	402	915	486

Tabell 38: Deskriptiv statistikk for BMP-verdier i ulike substrater i forsøksseriene AMPTS-forsøkene. Størrelsene i tabellen er beregnet ved bruk av verdier i tabell 40.

	Hygienisert slam, forsøksserie 1	30 g EGW/L	100 g EGW/L	Hygienisert slam, forsøksserie 2	76 g EGW/L	170 g EGW/L
Gjennomsnitt	340	467	767	395	922	484
Standardavvik	15	8	32	7	7	7
Utvalgsvarians	213	57	1041	49	48	49
Variasjonsbredde	27	14	61	13	14	14
Minimumsverdi	330	462	743	389	915	477
Maksimumsverdi	357	476	803	402	929	490
Sum	1021	1402	2300	1184	2766	1453
Antall	3	3	3	3	3	3
Konfidenskoeffisient (95,0 %)	36	19	80	17	17	17

Tabell 39: Målt BMP for kontrollprøvene i AMPTS-forsøkene.

Replikat	Målt BMP for kontrollprøve i forsøksserie nr:	
	1	2
1	372	363
2	365	357
3	362	363

**Tabell 40: Deskriptiv statistikk for kontrollprøvene i AMPTS-forsøkene. Størrelsene i tabellen er beregnet ved bruk av verdier i tabell 40.**

	<b>Kontrollprøve i forsøksserie nr:</b>	
	<b>1</b>	<b>2</b>
<b>Gjennomsnitt</b>	367	361
<b>Standardavvik</b>	5	3
<b>Utvalgsvarians</b>	24	11
<b>Variasjonsbredde</b>	10	6
<b>Minimumsverdi</b>	362	357
<b>Maksimumsverdi</b>	372	363
<b>Sum</b>	1100	1082
<b>Antall</b>	3	3
<b>Konfidenskoeffisient (95,0 %)</b>	12	8



## H Variansanalyser og tosidige t-tester på målte BMP-verdier

**Tabell 41: Sammendrag av sum, gjennomsnitt og varians for målt BMP fra de ulike substratene i AMPTS-forsøkene.**

Grupper	Replikater	Sum	Gjennomsnitt	Varians
Hygienisert slam, forsøksserie 1	3	1021	340	213
30 g EGW/L	3	1402	467	57
100 g EGW/L	3	2300	767	1041
Hygienisert slam, forsøksserie 2	3	1184	395	49
76 g EGW/L	3	2766	922	48
170 g EGW/L	3	1453	484	49

**Tabell 42: En-faktor variansanalyse med 5 % signifikansnivå på verdier av BMP i substratene fra AMPTS-forsøkene.**

Variasjonskilde	Kvadratsum	Frihetsgrader	Varians	F <sub>obs</sub>	P-verdi	F <sub>krit</sub>
<b>Mellom grupper</b>	790798	5	158160	651	$3,578 \cdot 10^{-14}$	3,106
<b>Innenfor grupper</b>	2915	12	243			
<b>Totalt</b>	793713	17				

**Tabell 43: Oppsummering av en-faktor variansanalyser med 5 % signifikansnivå, for BMP i ulike sammensetninger av grupper.**

Grupper	F <sub>obs</sub>	F <sub>krit</sub>	F <sub>obs</sub> > F <sub>krit</sub>
Hygienisert slam, forsøksserie 1 30 g EGW/L 100 g EGW/L	329	5,143	Ja
Hygienisert slam, forsøksserie 2 76 g EGW/L 170 g EGW/L	4911	5,143	Ja
30 g EGW/L 76 g EGW/L 100 g EGW/L 170 g EGW/L	495	4,066	Ja

**Tabell 44: Tosidig F-test, med 5 % signifikansnivå, for BMP-verdi med størst og minst varians.**

<b>Prøve</b>	76 g EGW/L	100 g EGW/L
<b>Gjennomsnitt (NmL/g VS)</b>	922	767
<b>Varians ((NmL/g VS)<sup>2</sup>)</b>	48	1041
<b>Antall replikate målinger</b>	3	3
<b>Frihetsgrader</b>	2	2
<b>F<sub>obs</sub></b>	22	
<b>F<sub>krit</sub></b>	39,00	

**Tabell 45: Tosidig t-test, der variansene antas å være like, for prøvene 76 g EGW/L og hygienisert slam, forsøk 2. 5 % signifikansnivå ble benyttet i testen.**

	76 g EGW/L	Hygienisert slam, forsøksserie 2
<b>Gjennomsnitt</b>	922	395
<b>Varians</b>	48	49
<b>Antall replikate målinger</b>	3	3
<b>Gruppevarians</b>	48	
<b>Antatt avvik mellom gjennomsnittene</b>	0	
<b>Frihetsgrader</b>	4	
<b>T<sub>obs</sub></b>	93	
<b>P(T&lt;=t) ensidig</b>	$4,035 \cdot 10^{-8}$	
<b>T<sub>krit, ensidig</sub></b>	2,132	
<b>P(T&lt;=t) tosidig</b>	$8,071 \cdot 10^{-8}$	
<b>T<sub>krit, tosidig</sub></b>	2,776	

**Tabell 46: To-sidige t-tester for gjennomsnittsverdier av BMP, med 5 % signifikansnivå, for ulike prøver i AMPTS-forsøkene.**

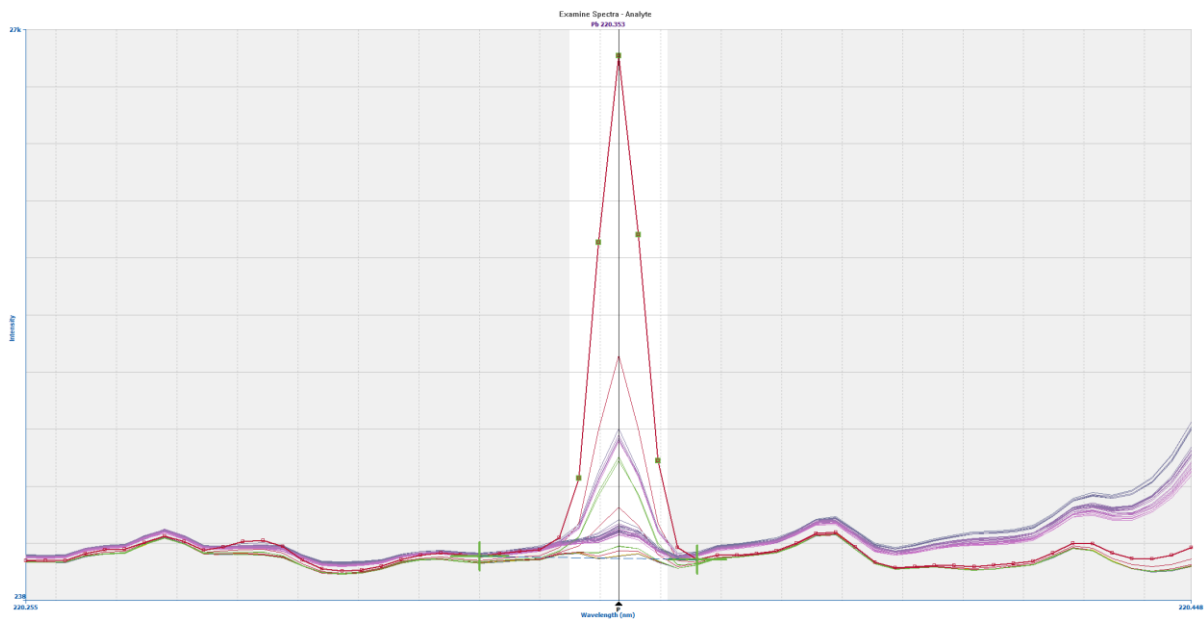
Sammenlignede prøver		$t_{\text{obs}}$	$t_{\text{krit}}$	$t_{\text{obs}} > t_{\text{krit}}$
Prøve 1	Prøve 2			
76 g EGW/L	Hygienisert slam, forsøksserie 2	93	2,776	Ja
76 g EGW/L	170 g EGW/L	77	2,776	Ja
76 g EGW/L	30 g EGW/L	77	2,776	Ja
100 g EGW/L	Hygienisert slam, forsøksserie 1	21	2,776	Ja
170 g EGW/L	Hygienisert slam, forsøksserie 2	16	2,776	Ja
100 g EGW/L	30 g EGW/L	16	2,776	Ja
100 g EGW/L	170 g EGW/L	15	2,776	Ja
30 g EGW/L	Hygienisert slam, forsøksserie 1	13	2,776	Ja
76 g EGW/L	100 g EGW/L	8,1	2,776	Ja
Hygienisert slam, forsøksserie 2	Hygienisert slam, forsøksserie 1	5,8	2,776	Ja
170 g EGW/L	30 g EGW/L	2,9	2,776	Ja

## I Emisjonsspekter

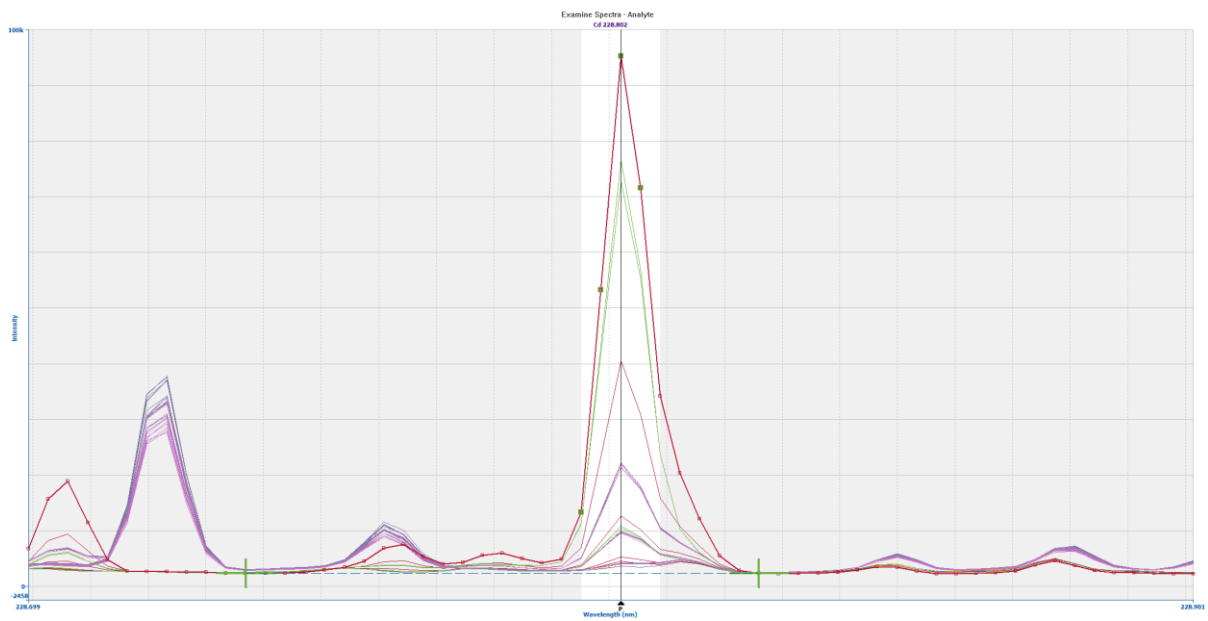
I figur 19-25 er emisjonsspektrene fra ICP-analysen på prøver før utråtning i forsøk 2 vist.

Spektrene viser i tillegg til valgt bølgelengde hvor bakgrunnspunktene er plassert, samt hvilke piksler som er tatt med i analysen av de ulike grunnstoffene. I analysen av prøver før utråtning i forsøk 2, som spektrene er hentet fra, ble aksielle målinger benyttet i målingene på alle de utvalgte grunnstoffene.

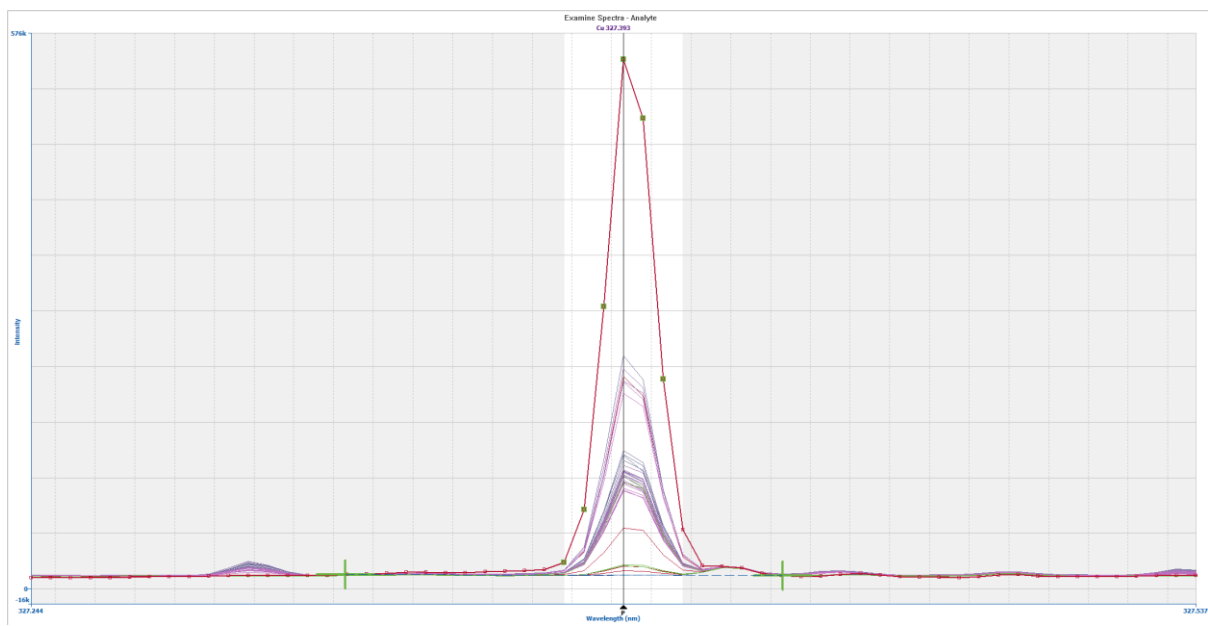
Emisjonslinjen til sterkeste kalibreringsstandard er markert i de ulike spektrene, for å synliggjøre hvilke piksler som er benyttet i analysene.



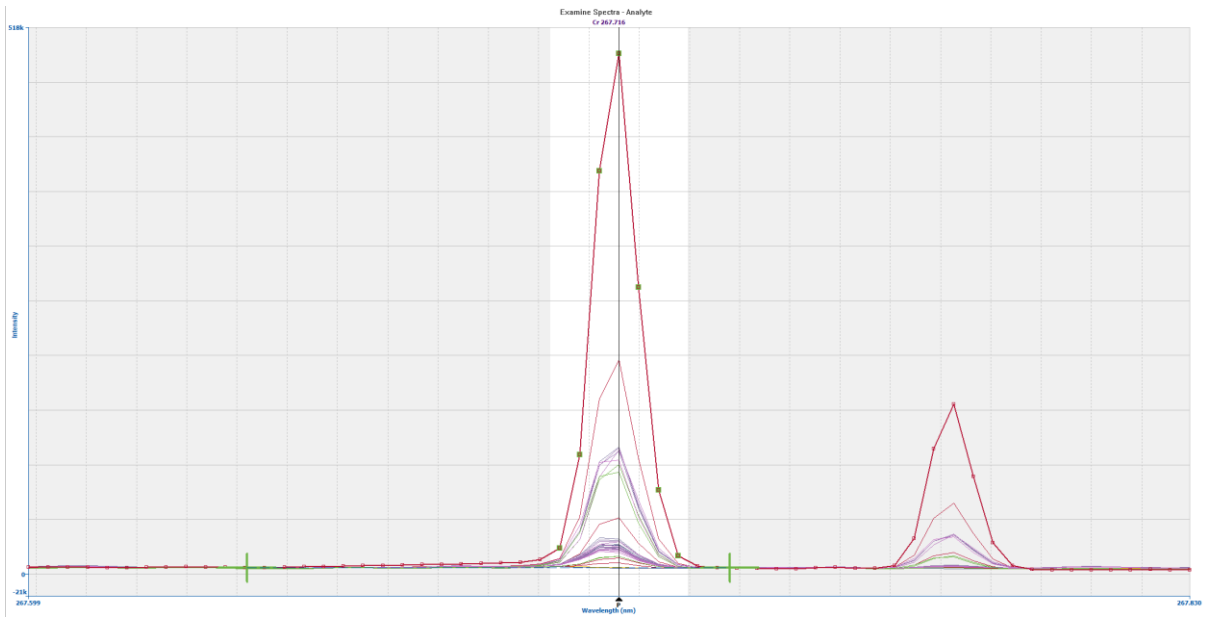
Figur 19: Emisjonsspekter for bly.



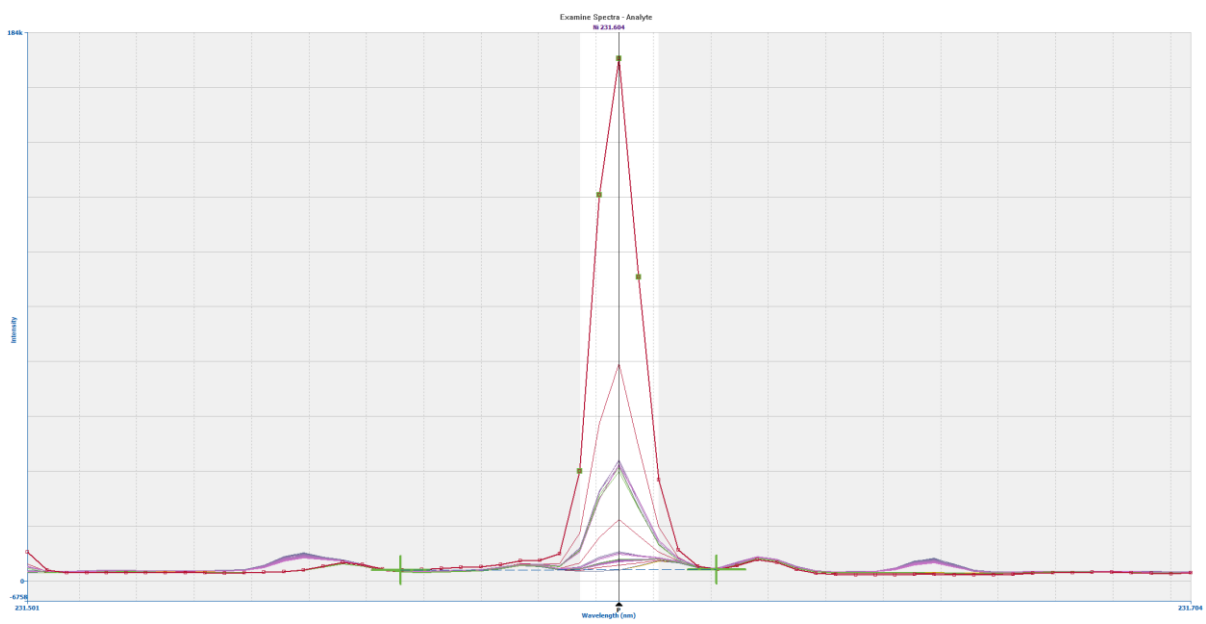
**Figur 20: Emisjonspekter for kadmium.**



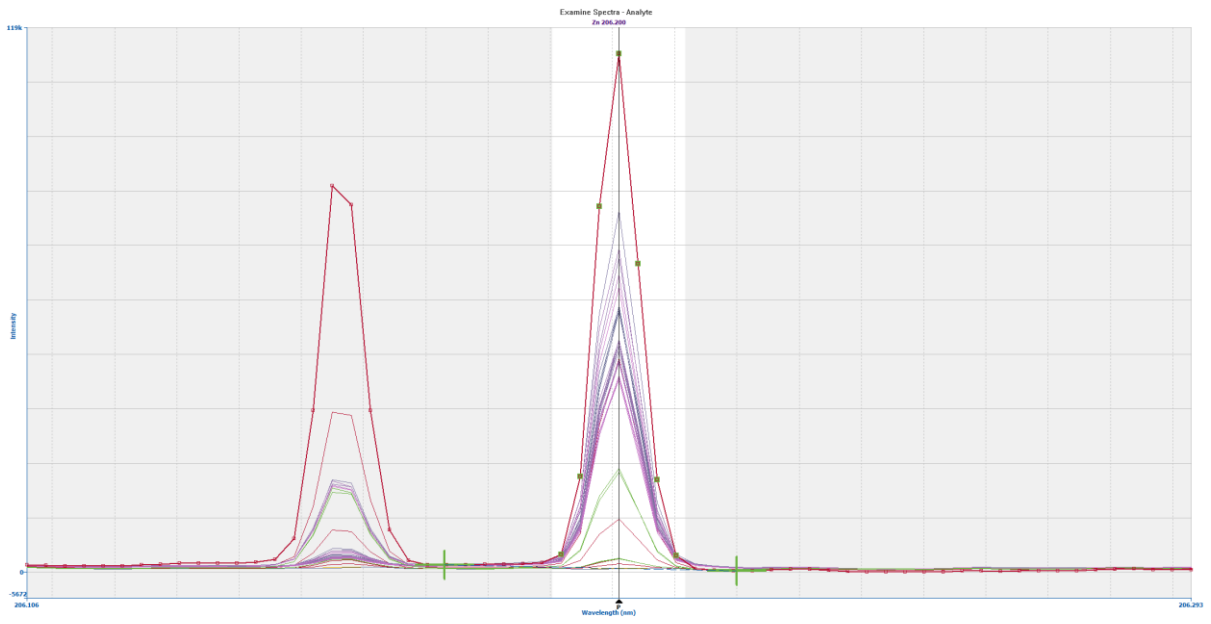
**Figur 21: Emisjonspekter for kobber.**



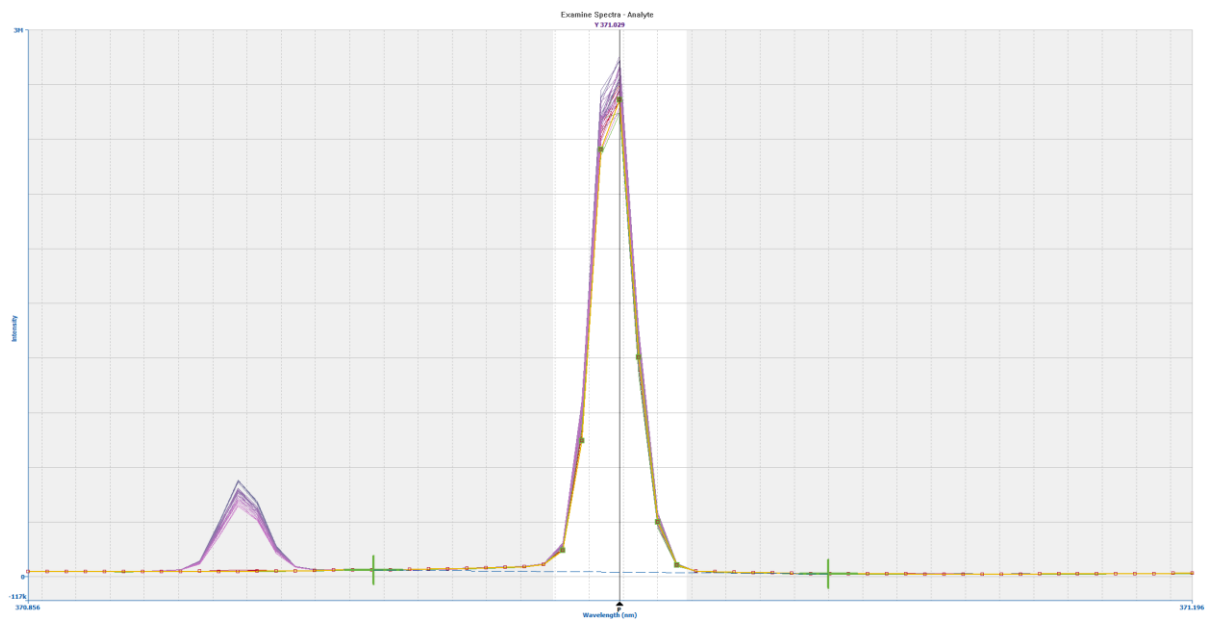
**Figur 22: Emisjonsspekter for krom.**



**Figur 23: Emisjonsspekter for nikkel.**



**Figur 24: Emisjonsspekter for sink.**



**Figur 25: Emisjonsspekter for yttrium.**

## J Korrelasjonskoeffisienter til kalibreringskurver i tungmetallanalysene

Tabell 47: Korrelasjonskoeffisienter for kalibreringskurvene som ble benyttet i analysen på de ulike grunnstoffene under analysene på ICP-OES.

Dato	Analyse	Grunnstoff	Korrelasjonskoeffisient	Regresjonslikning
20.02.2020	Forsøk 1, før utråtning	Cd	0,999924	$y = 335200 \cdot x + 183,4$
20.02.2020	Forsøk 1, før utråtning	Cr	0,999907	$y = 499200 \cdot x + 1234,7$
20.02.2020	Forsøk 1, før utråtning	Cu	0,999947	$y = 576100 \cdot x - 285,1$
20.02.2020	Forsøk 1, før utråtning	Ni	0,999989	$y = 157800 \cdot x$
20.02.2020	Forsøk 1, før utråtning	Pb	0,999975	$y = 22110 \cdot x + 38,0$
20.02.2020	Forsøk 1, før utråtning	Zn	0,999985	$y = 111300 \cdot x$
27.02.2020	EGW	Cd	0,999977	$y = 361600 \cdot x + 137,3$
27.02.2020	EGW	Cr	0,999988	$y = 512900 \cdot x + 470,3$
27.02.2020	EGW	Cu	0,999987	$y = 560700 \cdot x - 691,7$
27.02.2020	EGW	Ni	0,999988	$y = 164200 \cdot x$
27.02.2020	EGW	Pb	0,999985	$y = 23100 \cdot x + 87,3$
27.02.2020	EGW	Zn <sup>a</sup>	0,999989	$y = 12830 \cdot x$
12.03.2020	Forsøk 1, etter utråtning	Cd	0,999994	$y = 341400 \cdot x - 357,6$
12.03.2020	Forsøk 1, etter utråtning	Cr	0,999995	$y = 510100 \cdot x - 780,6$
12.03.2020	Forsøk 1, etter utråtning	Cu	0,999973	$y = 582700 \cdot x - 4369,2$
12.03.2020	Forsøk 1, etter utråtning	Ni	0,999994	$y = 162200 \cdot x$
12.03.2020	Forsøk 1, etter utråtning	Pb	0,999987	$y = 22860 \cdot x - 27,8$
12.03.2020	Forsøk 1, etter utråtning	Zn	0,999976	$y = 115600 \cdot x$
12.03.2020	Forsøk 2, før utråtning	Cd	0,999943	$y = 319600 \cdot x + 219$
12.03.2020	Forsøk 2, før utråtning	Cr	0,999841	$y = 508800 \cdot x + 2742,9$
12.03.2020	Forsøk 2, før utråtning	Cu	0,999988	$y = 597700 \cdot x - 3296,0$
12.03.2020	Forsøk 2, før utråtning	Ni	0,999970	$y = 162700 \cdot x$
12.03.2020	Forsøk 2, før utråtning	Pb	0,999956	$y = 22740 \cdot x - 133,5$
12.03.2020	Forsøk 2, før utråtning	Zn	0,999907	$y = 115800 \cdot x$

a: radiell måling

Resten av målingene er utført aksielt.

y: Intensitet (*counts per second*)

x: Konsentrasjon (mg/L)



## K Korrigerte intensiteter og beregnede konsentrasjoner

Tabell 50: Korrigerte intensiteter forsøk 1 før råtning. Enhet *counts/second*.

Type	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni	Y
<b>Pode 1</b>	834,6	56052,1	330721,6	1760,0	129421,7	6360,5	6658684,6
<b>Pode 2</b>	1009,8	57196,5	337616,7	1911,2	130693,8	6699,8	6636874,8
<b>Pode 3</b>	802,7	59596,2	343755,1	1953,0	133431,2	6841,4	6562595,3
<b>Hyg 1</b>	990,6	53268,3	307002,8	1743,5	129421,7	6360,5	6658684,6
<b>Hyg 2</b>	808,7	55628,7	328407,4	1765,6	130693,8	6699,8	6636874,8
<b>Hyg 3</b>	775,3	50293,7	283405,5	1557,0	133431,2	6841,4	6562595,3
<b>30 g/L 1</b>	800,8	53289,4	299214,6	1870,8	117692,6	5967,9	6503037,7
<b>30 g/L 2</b>	721,3	49692,1	306655,8	1658,3	120881,2	5937,0	6745947,5
<b>30 g/L 3</b>	631,3	51844,3	283521,9	1573,3	113499,8	5785,4	6576176,6
<b>100 g/L 1</b>	1273,0	51364,7	289513,2	1787,8	113139,4	5559,7	6557210,7
<b>100 g/L 2</b>	599,1	46723,4	273379,2	1659,4	107033,8	5419,4	6571577,7
<b>100 g/L 3</b>	750,3	48163,3	268999,6	1772,7	108149,0	6076,6	6426842,4
<b>Rent hygslam 1</b>	659,6	36963,2	205835,2	1373,6	86179,0	4290,1	6465727,5
<b>Rent hygslam 2</b>	594,7	37156,6	213003,1	1217,0	86702,3	4453,8	6539422,3
<b>Rent hygslam 3</b>	405,3	37577,4	229316,1	1182,5	89429,7	4523,9	6586572,1

**Tabell 51: Korrigerte intensiteter forsøk 1 etter råtning. Enhet *counts/second*.**

<b>Type</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Ni</b>	<b>Y</b>
<b>Pode 1</b>	883,1	61237,8	366405,5	1999,3	147529,6	7510,0	6829695,5
<b>Pode 2</b>	737,7	60849,1	356110,7	1937,3	143320,8	7102,8	6734959,2
<b>Pode 3</b>	879,4	61509,6	365197,4	2069,8	146238,1	8737,2	6861563,1
<b>Hyg 1</b>	437,9	62815,2	352242,3	1934,8	153260,1	7292,0	6780173,5
<b>Hyg 2</b>	702,0	58011,7	352381,1	1950,4	144847,4	6830,0	7022024,6
<b>Hyg 3</b>	765,8	60709,7	371999,6	1995,4	149010,9	7004,5	6901167,4
<b>30 g/L 1</b>	749,1	58274,4	360029,1	1900,1	152382,5	7236,1	6983841,2
<b>30 g/L 2</b>	848,4	62261,3	344078,6	2124,9	142140,0	6919,4	6785462,0
<b>30 g/L 3</b>	849,9	60436,9	354012,3	2248,3	144497,9	7001,8	6743241,4
<b>100 g/L 1</b>	779,8	59307,3	343392,9	2078,1	137491,2	6661,6	6716214,0
<b>100 g/L 2</b>	687,5	54899,1	334502,7	1856,3	134914,7	6444,3	7018463,0
<b>100 g/L 3</b>	798,3	57161,6	352161,7	1997,4	142797,5	6613,5	6937238,0

**Tabell 52: Korrigerte intensiteter forsøk 2 før råtning. Enhet *counts/second*.**

<b>Type</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Ni</b>	<b>Y</b>
<b>Pode 1</b>	887,2	58115,4	340059,8	1875,1	142653,4	7527,6	7026029,4
<b>Pode 2</b>	823,7	55819,5	325170,0	1709,7	137737,5	7194,2	7216700,5
<b>Pode 3</b>	837,6	59440,2	328518,4	1809,9	141872,1	7640,3	6938798,4
<b>Hyg 1</b>	712,0	50565,2	289541,3	1519,4	121026,7	6683,9	7262484,2
<b>Hyg 2</b>	710,4	49613,7	291129,6	1436,6	123357,3	6426,0	7158022,2
<b>Hyg 3</b>	796,3	49981,7	293010,3	1373,7	125089,4	7095,7	7046198,5
<b>76 g/L 1</b>	715,2	46179,9	261958,0	1439,0	114260,2	6738,6	7097027,8
<b>76 g/L 2</b>	686,7	47186,3	262793,1	1344,6	113952,0	6174,4	7082494,2
<b>76 g/L 3</b>	773,6	46489,6	266526,7	1238,3	112523,5	6553,2	7086909,1
<b>170 g/L 1</b>	724,0	44689,8	244069,5	1310,8	107069,2	6355,2	6940760,6
<b>170 g/L 2</b>	822,6	44954,6	253502,8	1327,5	108699,8	6087,2	6863201,9
<b>170 g/L 3</b>	723,3	41893,3	248875,1	1098,0	107510,0	5888,1	6841834,6
<b>Rent hygslam 1</b>	817,4	53229,2	288119,2	1433,6	123857,7	6220,4	6918544,0
<b>Rent hygslam 2</b>	817,9	48393,6	280550,2	1412,1	118496,4	6540,6	7277414,6
<b>Rent hygslam 3</b>	775,4	53454,1	281372,9	1354,0	121561,4	6925,2	6926242,3

**Tabell 53: Korrigerte intensiteter for rene glykolprøver. Enhet *counts/second*.**

<b>Type</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Ni</b>	<b>Y</b>
<b>Glykol 1</b>	649,6	1086,7	2437,4	157,5	462,0	12941,9	6457657,1
<b>Glykol 2</b>	764,0	1179,1	1828,4	137,0	506,6	13109,9	6322070,1
<b>Glykol 3</b>	659,7	1033,1	2162,1	97,3	463,8	13241,4	6566369,9

**Tabell 54: Detekterte konsentrasjoner i autosampler-rør forsøk 1 før råtning. Enhet mg/L.**

Type	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni
<b>Pode 1</b>	0,0019*	0,1098	0,5745	0,0779	1,1624	0,0403
<b>Pode 2</b>	0,0025*	0,1121	0,5865	0,0847	1,1739	0,0425
<b>Pode 3</b>	0,0018*	0,1169	0,5971	0,0866	1,1985	0,0434
<b>Hyg 1</b>	0,0024*	0,1042	0,5333	0,0772	1,0840	0,0422
<b>Hyg 2</b>	0,0019*	0,1090	0,5705	0,0782	1,1494	0,0357
<b>Hyg 3</b>	0,0018*	0,0983	0,4924	0,0687	1,0100	0,0446
<b>30 g/L 1</b>	0,0018*	0,1043	0,5198	0,0829	1,0571	0,0378
<b>30 g/L 2</b>	0,0016*	0,0971	0,5327	0,0733	1,0857	0,0376
<b>30 g/L 3</b>	0,0013*	0,1014	0,4926	0,0695	1,0194	0,0367
<b>100 g/L 1</b>	0,0033*	0,1004	0,5030	0,0792	1,0162	0,0352
<b>100 g/L 2</b>	0,0012*	0,0911	0,4750	0,0733	0,9614	0,0343
<b>100 g/L 3</b>	0,0017*	0,0940	0,4674	0,0785	0,9714	0,0385
<b>Rent hygslam 1</b>	0,0014*	0,0716	0,3578	0,0604	0,7740	0,0272
<b>Rent hygslam 2</b>	0,0012*	0,0720	0,3702	0,0533	0,7787	0,0282
<b>Rent hygslam 3</b>	0,0007**	0,0728	0,3985	0,0518	0,8032	0,0287

\* Under kvantifiseringsgrense

\*\* Under deteksjonsgrense

**Tabell 55: Målte konsentrasjoner i autosampler-rør forsøk 1 etter råtning. Enhet mg/L.**

<b>Type</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Ni</b>
<b>Pode 1</b>	0,0036*	0,1216	0,6363	0,0887	1,2764	0,0463
<b>Pode 2</b>	0,0032*	0,1208	0,6187	0,0860	1,2399	0,0438
<b>Pode 3</b>	0,0036*	0,1221	0,6343	0,0918	1,2652	0,0539
<b>Hyg 1</b>	0,0023*	0,1247	0,6120	0,0859	1,3259	0,0450
<b>Hyg 2</b>	0,0031*	0,1153	0,6123	0,0865	1,2532	0,0421
<b>Hyg 3</b>	0,0033*	0,1205	0,6459	0,0885	1,2892	0,0432
<b>30 g/L 1</b>	0,0032*	0,1158	0,6254	0,0844	1,3183	0,0446
<b>30 g/L 2</b>	0,0035*	0,1236	0,5980	0,0942	1,2297	0,0427
<b>30 g/L 3</b>	0,0035*	0,1200	0,6151	0,0996	1,2501	0,0432
<b>100 g/L 1</b>	0,0033*	0,1178	0,5968	0,0921	1,1895	0,0411
<b>100 g/L 2</b>	0,0031*	0,1092	0,5816	0,0824	1,1672	0,0397
<b>100 g/L 3</b>	0,0034*	0,1136	0,6119	0,0886	1,2354	0,0408

\* Under kvantifiseringsgrense

**Tabell 56: Målte konsentrasjoner i autosampler-rør forsøk 2 før råtning. Enhet mg/L.**

<b>Type</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Ni</b>
<b>Pode 1</b>	0,0021*	0,1088	0,5745	0,0883	1,2321	0,0382
<b>Pode 2</b>	0,0019*	0,1043	0,5496	0,0811	1,1897	0,0402
<b>Pode 3</b>	0,0019*	0,1114	0,5552	0,0855	1,2254	0,0426
<b>Hyg 1</b>	0,0015*	0,0940	0,4900	0,0727	1,0453	0,0411
<b>Hyg 2</b>	0,0015*	0,0921	0,4926	0,0691	1,0655	0,0395
<b>Hyg 3</b>	0,0018*	0,0928	0,4958	0,0663	1,0804	0,0436
<b>76 g/L 1</b>	0,0016*	0,0854	0,4438	0,0692	0,9869	0,0414
<b>76 g/L 2</b>	0,0015*	0,0873	0,4452	0,0650	0,9842	0,0380
<b>76 g/L 3</b>	0,0017*	0,086	0,4515	0,0603	0,9719	0,0403
<b>170 g/L 1</b>	0,0016*	0,0824	0,4139	0,0635	0,9248	0,0391
<b>170 g/L 2</b>	0,0019*	0,0830	0,4297	0,0643	0,9389	0,0374
<b>170 g/L 3</b>	0,0016*	0,0769	0,4219	0,0542	0,9286	0,0362
<b>Rent hygslam 1</b>	0,0019*	0,0992	0,4876	0,0689	1,0698	0,0382
<b>Rent hygslam 2</b>	0,0019*	0,0897	0,4749	0,0680	1,0235	0,0402
<b>Rent hygslam 3</b>	0,0017*	0,0997	0,4763	0,0654	1,0500	0,0426

\* Under kvantifiseringsgrense

**Tabell 57: Målte konsentrasjoner i autosampler-rør for analyser på etylenglykol basert avfall (EGW). Enhet mg/L.**

<b>Type</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Ni</b>
<b>Glykol 1</b>	0,00142*	0,00120*	0,00558*	0,00304**	0,0360	0,07883
<b>Glykol 2</b>	0,00173*	0,00138*	0,00449*	0,00215**	0,03947	0,07985
<b>Glykol 3</b>	0,00144*	0,00110*	0,00509*	0,00043**	0,03614	0,08065

\* Under kvantifiseringsgrense

\*\* Under deteksjonsgrense



## L Spikeprøver

H=Rent hygienisert slam, HP=blanding hygienisert og podeslam, 30G=30 g EGW/L, 100G=100 g EGW/L etc.

Tabell 58: Spikeprøver på slam før råtning forsøk 1.

Prøve	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<b>LSP H1,1,F (mg/L)</b>	0,0411	0,1167	0,4468	0,0685	0,1023	0,8472
<b>HSP H1,1,F (mg/L)</b>	0,1248	0,5582	0,9030	0,5085	0,5534	1,3042
<b>LSP H1,1,F (utbytte %)</b>	99,8%	103,9%	121,7%	99,6%	122,1%	109,9%
<b>HSP H1,1,F (utbytte %)</b>	98,9%	96,6%	101,0%	96,0%	100,0%	100,2%
<b>LSP HP1,1,F (mg/L)</b>	0,0398	0,1374	0,5230	0,0819	0,1104	1,0518
<b>HSP HP1,1,F (mg/L)</b>	0,1247	0,5965	1,0168	0,5329	0,5626	1,5164
<b>LSP HP1,1,F (utbytte %)</b>	95,2%	97,7%	76,5%	93,2%	104,1%	104,4%
<b>HSP HP1,1,F (utbytte %)</b>	98,4%	99,7%	104,9%	97,7%	98,8%	101,3%
<b>LSP P1,1,F (mg/L)</b>	0,0415	0,1597	0,6438	0,0829	0,1327	1,2492
<b>HSP P1,1,F (mg/L)</b>	0,1228	0,6012	1,1009	0,5106	0,5618	1,6573
<b>LSP P1,1,F (utbytte %)</b>	99,1%	106,9%	116,8%	98,9%	115,2%	126,9%
<b>HSP P1,1,F (utbytte %)</b>	96,7%	96,9%	100,8%	93,4%	95,0%	91,8%
<b>LSP 30G1,1,F (mg/L)</b>	0,0409	0,1445	0,5432	0,0779	0,1051	1,0772
<b>HSP 30G1,1,F (mg/L)</b>	0,1192	0,5812	0,9762	0,5071	0,5519	1,4856
<b>LSP 30G1,1,F (utbytte %)</b>	98,9%	107,9%	126,5%	103,2%	89,0%	144,3%
<b>HSP 30G1,1,F (utbytte %)</b>	94,3%	96,0%	96,7%	94,1%	96,5%	93,2%
<b>LSP 100G1,1,F (mg/L)</b>	0,0398	0,1307	0,5057	0,0751	0,1152	0,9963
<b>HSP 100G1,1,F (mg/L)</b>	0,1218	0,5815	0,9707	0,5149	0,5634	1,4492
<b>LSP 100G1,1,F (utbytte %)</b>	95,4%	91,7%	95,8%	91,6%	91,7%	62,3%
<b>HSP 100G1,1,F (utbytte %)</b>	96,1%	97,5%	100,7%	95,3%	97,0%	95,6%

**Tabell 59: Spikeprøver for slam etter råtning forsøk 1.**

<b>Prøve</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<i>LSP H1,3,E (mg/L)</i>	0,0409	0,1567	0,6806	0,0795	0,1344	1,3176
<i>HSP H1,3,E (mg/L)</i>	0,1240	0,6165	1,1405	0,5190	0,5690	1,7739
<i>LSP H1,3,E (utbytte %)</i>	94,0%	90,4%	86,7%	90,5%	114,7%	70,8%
<i>HSP H1,3,E (utbytte %)</i>	96,6%	99,2%	98,9%	95,0%	96,1%	96,6%
<i>LSP P3,1,3,E (mg/L)</i>	0,0414	0,1619	0,6807	0,0937	0,1379	1,3270
<i>HSP P3,1,3,E (mg/L)</i>	0,1237	0,6075	1,1565	0,5289	0,5758	1,7870
<i>LSP P3,1,3,E (utbytte %)</i>	94,4%	99,4%	116,1%	99,4%	115,3%	153,8%
<i>HSP P3,1,3,E (utbytte %)</i>	96,0%	97,1%	104,4%	94,8%	96,8%	104,0%
<i>LSP 30G1,3,E (mg/L)</i>	0,0418	0,1619	0,6481	0,0817	0,1245	1,2859
<i>HSP 30G1,3,E (mg/L)</i>	0,1211	0,5920	1,1117	0,5050	0,5586	1,7041
<i>LSP 30G1,3,E (utbytte %)</i>	95,7%	104,7%	82,7%	96,0%	62,2%	89,0%
<i>HSP 30G1,3,E (utbytte %)</i>	94,1%	94,4%	99,3%	92,2%	91,8%	90,4%
<i>LSP 100G1,3,E (mg/L)</i>	0,0416	0,1508	0,6402	0,0777	0,1316	1,2565
<i>HSP 100G1,2,E (mg/L)</i>	0,1206	0,5938	1,1060	0,5137	0,5659	1,6969
<i>LSP 100G1,3,E (utbytte %)</i>	95,6%	93,0%	70,9%	92,2%	107,6%	52,6%
<i>HSP 100G1,3,E (utbytte %)</i>	93,8%	96,0%	98,8%	94,4%	95,5%	91,9%

**Tabell 60: Spikeprøver på slam før råtning forsøk 2.**

<i>Prøve</i>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<i>LSP H2,3,F (mg/L)</i>	0,0415	0,1409	0,5203	0,0802	0,1170	1,0989
<i>HSP H2,3,F (mg/L)</i>	0,1227	0,5784	0,9531	0,5072	0,5436	1,5010
<i>LSP H2,3,F (% utbytte)</i>	99,50 %	103,10 %	110,10 %	94,10 %	129,00 %	122,40 %
<i>HSP H2,3,F (% utbytte)</i>	96,70 %	95,70 %	95,40 %	92,90 %	95,60 %	90,20 %
<i>LSP HP2,3,F (mg/L)</i>	0,0401	0,1278	0,5285	0,0788	0,1102	1,0827
<i>HSP HP2,3,F (mg/L)</i>	0,1271	0,6019	1,0227	0,5366	0,5716	1,5883
<i>LSP HP2,3,F (% utbytte)</i>	95,70 %	87,50 %	81,80 %	88,00 %	109,90 %	5,70 %
<i>HSP HP2,3,F (% utbytte)</i>	100,20 %	101,80 %	105,40 %	98,60 %	101,10 %	101,60 %
<i>LSP P2,3,F (mg/L)</i>	0,0417	0,1493	0,6117	0,0873	0,1292	1,2822
<i>HSP P2,3,F (mg/L)</i>	0,1232	0,5954	1,0564	0,5241	0,5738	1,7183
<i>LSP P2,3,F (% utbytte)</i>	99,30 %	94,80 %	141,30 %	100,80 %	109,20 %	142,10 %
<i>HSP P2,3,F (% utbytte)</i>	97,00 %	96,80 %	100,20 %	95,40 %	97,70 %	98,60 %
<i>LSP 76G2,3,F (mg/L)</i>	0,0406	0,1265	0,4948	0,0793	0,1052	1,0188
<i>HSP 76G2,3,F (mg/L)</i>	0,1215	0,5727	0,9564	0,5093	0,5493	1,4479
<i>LSP 76G2,3,F (% utbytte)</i>	97,10 %	101,20 %	108,30 %	97,50 %	112,10 %	117,30 %
<i>HSP 76G2,3,F (% utbytte)</i>	95,80 %	97,30 %	101,00 %	93,80 %	97,80 %	95,20 %
<i>LSP 170G2,3,F (mg/L)</i>	0,0404	0,1145	0,4625	0,0742	0,0964	0,9610
<i>HSP 170G2,3,F (mg/L)</i>	0,1265	0,5914	0,9461	0,5251	0,5773	1,4462
<i>LSP 170G2,3,F (% utbytte)</i>	97,00 %	94,00 %	101,40 %	94,90 %	105,50 %	81,10 %
<i>HSP 170G2,3,F (% utbytte)</i>	99,90 %	102,90 %	104,80 %	97,80 %	104,60 %	103,50 %

**Tabell 61: Spikeprøver på ren glykol.**

<i>Prøve</i>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<i>LSP G1 (mg/L)</i>	0,04164	0,04420	0,05311	0,1240	0,04540	0,07852
<i>HSP G1 (mg/L)</i>	0,1362	0,5212	0,6149	0,6168	0,4649	0,5907
<i>LSP G1 (% utbytte)</i>	100,6	107,5	118,8	112,9	105,9	106,3
<i>HSP G1 (% utbytte)</i>	107,8	104,0	121,9	107,6	92,4	110,9

## M Kvalitetskontrollprøver

Under er målingene på kvalitetskontroller presentert. Aksielle målinger ble benyttet i alle analysene, med unntak av analysen på sink under analysen på ren EGW.

**Tabell 62: Målte konsentrasjoner og prosentutbytter for kvalitets-kontrollprøver i analysen på prøver før utratning i AMPTS-forsøk 1. Målingene ble utført 20.02.2020.**

	Analyse:	Parameter	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Lavt konsentrasjonsområde	Etter kalibrering	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,049	0,055	0,055	0,054	0,050	0,048
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050
		Utbytte (%)	98,2	109,2	110,6	107,8	100,2	95,1
	Ved analyseslutt	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,048	0,054	0,054	0,049	0,053	0,046
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050
		Utbytte (%)	95,5	108,9	108,7	97,8	106,5	91,8
Høyt konsentrasjonsområde	Etter kalibrering	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,494	0,508	0,507	0,501	0,509	0,495
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500
		Utbytte (%)	98,8	101,5	101,3	100,2	101,8	99,1
	Ved analyseslutt	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,492	0,509	0,498	0,510	0,514	0,497
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500
		Utbytte (%)	98,5	101,9	99,5	102,0	102,8	99,4

**Tabell 63: Målte konsentrasjoner og prosentutbytter for kvalitets-kontrollprøver i analysen på ren EGW. Målingene ble utført 27.02.2020.**

	Analyse:	Parameter	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Løst konsentrasjonsområde	Etter kalibrering	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,050	0,051	0,052	0,052	0,046	0,048
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050
		Utbytte (%)	100,5	101,7	103,3	103,5	91,8	95,1
	Ved analyseslutt	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,049	0,052	0,053	0,052	0,051	0,045
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050
		Utbytte (%)	98,9	103,7	105,3	103,2	102,3	89,9
Høyt konsentrasjonsområde	Etter kalibrering	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,512	0,517	0,513	0,513	0,520	0,488
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500
		Utbytte (%)	102,4	103,4	102,5	102,7	104,1	97,5
	Ved analyseslutt	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,505	0,525	0,490	0,528	0,520	0,490
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500
		Utbytte (%)	101,0	105,1	98,1	105,6	104,1	97,9

**Tabell 64: Målte konsentrasjoner og prosentutbytter for kvalitets-kontrollprøver i analysen på prøver etter utråtning i AMPTS-forsøk 1. Målingene ble utført 12.03.2020.**

	Analyse:	Parameter	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Lagt konsentrasjonsområde	Etter kalibrering	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,050	0,058	0,060	0,052	0,055	0,048
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050
		Utbytte (%)	99,3	116,2	120,4	103,5	110,6	95,1
	Ved analyseslutt	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,049	0,058	0,056	0,051	0,058	0,045
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050
		Utbytte (%)	98,8	116,2	112,2	101,8	115,7	89,9
Høyt konsentrasjonsområde	Etter kalibrering	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,488	0,508	0,495	0,500	0,496	0,488
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500
		Utbytte (%)	97,6	101,6	99,1	99,9	99,2	97,5
	Ved analyseslutt	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,494	0,523	0,498	0,508	0,508	0,490
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500
		Utbytte (%)	98,9	104,6	99,7	101,5	101,5	97,9

**Tabell 65: Målte konsentrasjoner og prosentutbytter for kvalitets-kontrollprøver i analysen på prøver før utratning i AMPTS-forsøk 1. Målingene ble utført 12.03.2020.**

	Analyse:	Parameter	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Lagt konsentrasjonsområde	Etter kalibrering	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,050	0,052	0,061	0,056	0,050	0,050
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050
		Utbytte (%)	99,6	104,3	121,0	112,3	99,0	100,1
	Ved analyseslutt	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,049	0,053	0,055	0,054	0,049	0,049
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050
		Utbytte (%)	98,8	105,6	110,5	108,5	98,4	97,5
Høyt konsentrasjonsområde	Etter kalibrering	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,491	0,505	0,484	0,501	0,486	0,485
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500
		Utbytte (%)	98,3	101,0	96,7	100,2	97,1	96,9
	Ved analyseslutt	Målt konsentrasjon (mg/L)	0,488	0,510	0,482	0,502	0,496	0,487
		Faktisk konsentrasjon (mg/L)	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500
		Utbytte (%)	97,5	102,0	96,4	100,4	99,3	97,4

## N Variansanalyser tungmetaller

Tabell 66: En-faktor ANOVA av tungmetallresultater etter råtning 1. Utført i excel med 0,05 % signifikans.

Grunnstoff	Grupper	F <sub>obs</sub>	F <sub>krit</sub>	F <sub>obs</sub> > F <sub>krit</sub>
Cd	Podeslam	2,02	4,07	Nei
	Blanding hygienisert+podeslam			
	30 g EGW/L 100 g EGW/L			
Cr	Podeslam	3,28	4,07	Nei
	Blanding hygienisert+podeslam			
	30 g EGW/L 100 g EGW/L			
Cu	Podeslam	3,01	4,07	Nei
	Blanding hygienisert+podeslam			
	30 g EGW/L 100 g EGW/L			
Ni	Podeslam	4,09	4,07	Ja
	Blanding hygienisert+podeslam			
	30 g EGW/L 100 g EGW/L			
Pb	Podeslam	1,15	4,07	Nei
	Blanding hygienisert+podeslam			
	30 g EGW/L 100 g EGW/L			
Zn	Podeslam	5,82	4,07	Ja
	Blanding hygienisert+podeslam			
	30 g EGW/L 100 g EGW/L			

Tabell 67: F-testing av nikkell (Ni)

Prøve	Rent pøde og 30 g EGW/L		Rent pøde og 100 g EGW/L		Hyg+pøde og 100 g EGW/L	
Antall replikate målinger	3	3	3	3	3	3
Frihetsgrader	2	2	2	2	2	2
F <sub>obs</sub>	69,50		62,42		31,30	
F <sub>krit</sub>	39,00		39,00		39,00	



**Tabell 68: F-testing av sink (Zn)**

<b>Prøve</b>	Rent pode	100 g EGW/L
<b>Antall replikate målinger</b>	3	3
<b>Frihetsgrader</b>	2	2
<b>F<sub>obs</sub></b>	4,89	
<b>F<sub>krit</sub></b>	39,00	

**TABELL 69: T-TESTING AV ZN.**

<b>Sammenlignede prøver</b>		<b>t<sub>obs</sub></b>	<b>t<sub>krit</sub></b>	<b>t<sub>obs</sub> &gt; t<sub>krit</sub></b>
<b>Prøve 1</b>	<b>Prøve 2</b>			
Hygienisert+pode	100 g EGW/L	3,51	4,303	Nei

**Tabell 70: t-testing av Ni**

<b>Sammenlignede prøver med antatt lik varians</b>		<b>t<sub>obs</sub></b>	<b>t<sub>krit</sub></b>	<b>t<sub>obs</sub> &gt; t<sub>krit</sub></b>
<b>Prøve 1</b>	<b>Prøve 2</b>			
Hygienisert+pode	100 g EGW/L	3,72	2,776	Ja
30 g EGW/L	100 g EGW/L	2,51	2,776	Nei
<b>Sammenlignede prøver med antatt ulik varians</b>		<b>t<sub>obs</sub></b>	<b>t<sub>krit</sub></b>	<b>t<sub>obs</sub> &gt; t<sub>krit</sub></b>
<b>Prøve 1</b>	<b>Prøve 2</b>			
Rent pode	Hyg+pode	1,50	2,776	Nei

## O Innveide mengder slam til oppslutning

Tabell 71: Innveide slammengder til oppslutning forsøk 1, før råtning.

Prøve	Parallell	Innveid masse av tørt slam (g)
Hygienisert slam aleine	1	0,2517
Hygienisert slam aleine	2	0,2485
Hygienisert slam aleine	3	0,2478
Podeslam aleine	1	0,2507
Podeslam aleine	2	0,2488
Podeslam aleine	3	0,2516
Hygienisert + podeslam	1	0,2486
Hygienisert + podeslam	2	0,2494
Hygienisert + podeslam	3	0,2479
30 g EGW/ liter	1	0,2456
30 g EGW/ liter	2	0,2492
30 g EGW/ liter	3	0,2489
100 g EGW/ liter	1	0,2518
100 g EGW/ liter	2	0,2447
100 g EGW/ liter	3	0,2488

Tabell 72: Innveide slammengder til oppslutning forsøk 1, etter råtning.

Prøve	Parallell	Innveid masse av tørt slam (g)
Podeslam aleine	1	0,2511
Podeslam aleine	2	0,2505
Podeslam aleine	3	0,2508
Hygienisert + podeslam	1	0,2541
Hygienisert + podeslam	2	0,2489
Hygienisert + podeslam	3	0,2498
30 g EGW/ liter	1	0,2525
30 g EGW/ liter	2	0,2483
30 g EGW/ liter	3	0,2501
100 g EGW liter	1	0,2531
100 g EGW/ liter	2	0,2517
100 g EGW/ liter	3	0,2508

**Tabell 73: Innveide slammengder til oppslutning forsøk 2, før råtning.**

<b>Prøve</b>	<b>Parallell</b>	<b>Innveid masse av tørt slam (g)</b>
<b>Hygienisert slam aleine</b>	1	0,2549
<b>Hygienisert slam aleine</b>	2	0,2524
<b>Hygienisert slam aleine</b>	3	0,2501
<b>Podeslam aleine</b>	1	0,2525
<b>Podeslam aleine</b>	2	0,2509
<b>Podeslam aleine</b>	3	0,2513
<b>Hygienisert slam</b>	1	0,2504
<b>Hygienisert slam</b>	2	0,2532
<b>Hygienisert slam</b>	3	0,2528
<b>76 g EGW/ liter</b>	1	0,2502
<b>76 g EGW/ liter</b>	2	0,2514
<b>76 g EGW/ liter</b>	3	0,2520
<b>170 g EGW/ liter</b>	1	0,2553
<b>170 g EGW/ liter</b>	2	0,2499
<b>170 g EGW/ liter</b>	3	0,2494

## P Konsentrasjon av ammonium

Ved bruk av målinger på konsentrasjoner av  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (med enhet mg/kg TS) og målte verdier på TS, ble det konsentrasjonen av  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  beregnet med enheten mg/L. Bakgrunnen for dette, er at denne konsentrasjonsenheden kan sammenlignes med litteraturverdier for konsentrasjoner som gir inhibering av den anaerobe utråtningen.

**Tabell 74: TS og konsentrasjon av  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  i prøver fra forsøk 1. Analysene er utført av eksternt laboratorium.**

Substrat	Før/etter råtning	TS (%)	Konsentrasjon av $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (g /L)
Rent hygslam	Før	3,3	1,1
Rent podeslam	Før	6,7	1,6
	Etter	3,6	2,1
Hyg+podeslam	Før	3,6	1,8
	Etter	4,0	2,2
30 g/L	Før	3,0	1,8
	Etter	2,7	2,2
100 g/L	Før	3,0	1,8
	Etter	3,1	2,3

**Tabell 75: TS og konsentrasjon av  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  i prøver fra forsøk 2. Analysene er utført av eksternt laboratorium.**

Substrat	Før/etter råtning	TS (%)	Konsentrasjon av $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (g /L)
Rent hygslam	Før	3,1	1,2
Rent podeslam	Før	4,5	2,2
	Etter	3,3	2,4
Hyg+podeslam	Før	3,7	1,7
	Etter	4,0	2,3
76 g/L	Før	2,8	2,0
	Etter	2,7	2,5
170 g/L	Før	2,6	2,0
	Etter	3,8	2,4