



UPPSALA  
UNIVERSITET



UPTEC W 22037

Examensarbete 30 hp

December 2022

# Pilotstudie – rötning med slamrecirkulering på Käppalaverket

---

Joel Andersson

## Referat

Kommunala avloppsreningsverk renar avloppsvatten och avlägsnar näringsämnen innan vattnet släpps ut i den omgivande miljön. Under reningen avskiljs partiklar som bildar råslam. Genom att bryta ner råslammet anaerobt (syrefritt) via rötning kan användbara produkter, såsom biogas till bussar, erhållas. Rötning innebär att organiskt material bryts ner under kontrollerade former. Sveriges tredje största kommunala avloppsreningsverk är Käppalaverket i Stockholm. Framtidsprognosen för verket visar att belastningen kommer öka, samtidigt förväntas kraven på slamhantering bli strängare. Syftet med denna studie var att utreda en metod för att öka Käppalaverkets slambehandlingskapacitet. Idag rötas slammet konventionellt med mesofil rötning. Ett förslag för att öka kapaciteten är att förtjocka och därefter recirkulera slammet in i samma rötningkammare. Möjliga fördelar med detta kan vara ökad biogasproduktion samt möjlighet till högre belastning i rötkamrarna.

Till experimentet nyttjades en pilotanläggning bestående av två rötkamrar på 7 dm<sup>3</sup>. Rötkamrarna användes för att studera konventionell mesofil rötning (i studien benämnd BR01), jämfört med mesofil rötning med recirkulering (i studien benämnd BR02). Råslammet och rötslammet analyserades löpande (på dag- och veckobasis) med avseende på parametrarna: biogasproduktion och gassammansättning, torrsubstanshalt, halt av flyktiga syror, pH, alkalinitet, organisk belastning, andel mineraliserat kväve, utröttningsgrad samt reduktion av makromolekyler. Uppehållstiden (HRT) för slammet i rötkamrarna var inledningsvis 14 dagar. HRT sänktes stegvis under studien (från 14 till 11 dagar och därefter till 9 dagar) genom att inflödet av råslam ökades. Därmed pressades BR01 och BR02 i syfte att utröna vid vilken belastning röttningsprocessen förändrades från stabil till instabil. Resultaten visade att under 11-dagars perioden var processen i BR01 stabilare än i BR02. Förhöjda halter av flyktiga syror uppmättes i BR02 under denna period. Under 9-dagars perioden med högre belastning observerades att processen i BR01 var instabil. Processen i BR02 var stabilare under samma period och ansågs därför prestera bättre under högre belastning. Statistiska t-tester visade att flertalet reaktorparametrar (i en och samma reaktor) genomgick säkerställda förändringar från experimentets start till slut.

**Nyckelord:** mesofil rötning, uppehållstid, recirkulering, slam, labbskala, organisk belastning, flyktiga fettsyror, pH, avloppsrening

*Institutionen för molekylära vetenskaper, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU). Almas allé 5, SE-750 07 Uppsala, Sverige. ISSN 1401-5765.*

## Abstract

Municipal wastewater treatment plants (WWTPs) purifies wastewater from nutrients before releasing it to the recipient. Particles that are separated from the water creates a sewage sludge. Anaerobic (without oxygen) digestion is mainly used as a stabilization method for the sludge. Digestion of the sludge produces energy-rich biogas and a nutrient-rich digestate which can be used as a fertilizer. The third largest municipal WWTP in Sweden is Käppala WWTP, situated in Stockholm. In the future, the amount of incoming wastewater is expected to increase. Simultaneously, regulations regarding sludge management are expected to be stricter. The main purpose of this study was to investigate a method to increase the sludge load to the digesters at Käppala WWTP. Today the sludge is digested conventionally with mesophilic anaerobic digestion. One suggestion is to recirculate thickened sludge into the same digestion reactor. This method has been shown to give an increased biogas production as well as improved digester performance.

During the experiment a pilot-digester consisting of two anaerobic reactors (each with a volume of 7 dm<sup>3</sup>) were used. These reactors were used to study conventional mesophilic digestion (BR01 in this study) and mesophilic digestion with sludge-recirculation (BR02 in this study). Several parameters of the sludge (raw and digested) were analysed on daily and weekly basis: biogas production and gas composition, dry matter content, volatile fatty acids, pH, alkalinity, organic loading, mineralised nitrogen, degree of digestion and reduction of macromolecules. The hydraulic retention time (HRT) of the sludge was initially 14 days. HRT was lowered stepwise (from 14 to 11 and finally down to 9 days) by increasing the inflow of raw sludge. This way the two reactors were pushed to see at what point the digestion process became unstable. The results showed that during the 11-days HRT period BR01 was more stable compared to BR02. Heightened VFA-content was measured in BR02 during this period. During the 9-days HRT period the process in BR01 was deemed unstable. The process in BR02 was more stable during the same period and was considered to have a better performance during high sludge inflow. Statistical t-tests showed that several digestion-parameters (compared for the same reactor) underwent statistically significant changes from the start to the end of the experiment.

**Keywords:** mesophilic digestion, retention time, recirculation, sludge, lab-scale, organic loading, volatile fatty acids, pH, wastewater treatment

*Department of molecular sciences, University of agricultural sciences (SLU), Almas allé 5, SE-750 07 Uppsala, Sweden. ISSN 1401-5765.*

## Förord

Jag vill inleda med att tacka Käppalaförbundet och min handledare Jesper Olsson (utvecklingsingenjör på Käppala) för att jag fick genomföra detta examensarbetet. Tack för all hjälp och handledning.

Jag vill även tacka min ämnesgranskare Anna Schnürer (professor i mikrobiell bioteknik) på Sveriges Lantbruksuniversitet. Din feedback på rapporten och våra möten har varit till stor hjälp under arbetet. Även min examinator Johan Arnqvist förtjänar ett stort tack.

Dessutom vill jag tacka alla på Käppalaverket som har varit en del av projektet, framförallt Frida Bäckbom, Sofia Bramstedt, Theodor Crispin, Mila Harding, Emelie Pollack, Michael Medoc och Pontus Nordgren. Utan Er, inget examensarbete.

Till sist vill jag tacka min familj och vänner för all stöttning under arbetet.



## Ordlista

- BA - Bikarbonatalkalinitet
- COD - Kemiskt syrebehov, ett mått på halten organiskt material.
- FS - Flyktiga syror
- GF - Glödförlust
- GR - Glödrest
- HRT - Hydraulisk uppehållstid
- OLR - Organisk belastning
- Råslam - Avskiljt slam från reningsprocessen som ännu inte rötats. I denna rapport används termen synonymt med primärslam.
- Röt slam - Slam som har behandlats i röt kammare.
- RT - Rötning med förtjockning och återföring (från engelskan recuperative thickening)
- SGP - Specifik gasproduktion
- SMP - Specifik metanproduktion
- SRT - Slamuppehållstid
- TA - Totalalkalinitet
- TOC - Totalt organiskt kol
- TS - Torrsubstans
- VGP - Volymetrisk gasproduktion
- VMP - Volymetrisk metanproduktion

# Innehåll

<b>Tabeller</b>	<b>8</b>
<b>Figurer</b>	<b>9</b>
<b>1 Inledning</b>	<b>11</b>
1.1 Käppalaförbundet . . . . .	12
1.2 Syfte och frågeställningar . . . . .	15
1.2.1 Frågeställningar . . . . .	15
1.2.2 Projektets avgränsningar . . . . .	16
<b>2 Teoretisk bakgrund</b>	<b>17</b>
2.1 Rening av avloppsvatten i Sverige . . . . .	17
2.1.1 Mekanisk rening . . . . .	17
2.1.2 Biologisk rening . . . . .	18
2.1.2.1 Nitrifikation och denitrifikation . . . . .	18
2.1.2.2 Fosforrening . . . . .	18
2.1.2.3 Eftersedimentering . . . . .	19
2.1.3 Kemisk rening . . . . .	19
2.2 Rötning . . . . .	20
2.2.1 Processens biokemi . . . . .	21
2.2.1.1 Hydrolys . . . . .	21
2.2.1.2 Fermentation . . . . .	23
2.2.1.3 Anaerob oxidation . . . . .	23
2.2.1.4 Metanbildning . . . . .	23
2.2.2 Processparametrar . . . . .	24
2.2.2.1 Temperatur . . . . .	24
2.2.2.2 Organisk belastning (OLR) . . . . .	24
2.2.2.3 Hydraulisk uppehållstid (HRT) och slamup- pehållstid (SRT) . . . . .	25
2.2.3 Prestandaparametrar . . . . .	26
2.2.3.1 pH . . . . .	27
2.2.3.2 Ammoniak . . . . .	27
2.2.3.3 Utröttningsgrad . . . . .	28
2.2.3.4 Kvävemineralisering och totalt Kjeldahl-kväve	29
2.2.3.5 Flyktiga syror (FS) . . . . .	29
2.2.3.6 Alkalinitet . . . . .	30
2.2.3.7 C/N-kvot . . . . .	31
2.2.3.8 Gasproduktion och sammansättning . . . . .	31
2.2.3.9 COD och TOC . . . . .	34

2.3	Rötning med slamrecirkulering (EXRT) . . . . .	35
2.4	Käppalaverket . . . . .	35
2.4.1	Mekanisk rening . . . . .	35
2.4.2	Biologisk rening . . . . .	36
2.4.2.1	Fosforrening . . . . .	36
2.4.3	Linje 1-6 . . . . .	36
2.4.4	Linje 7-11 . . . . .	37
2.4.4.1	Eftersedimentering . . . . .	37
2.4.5	Kemisk rening . . . . .	37
2.4.6	Slamhanteringen . . . . .	38
<b>3</b>	<b>Metod</b>	<b>40</b>
3.1	Försöksupplägg . . . . .	40
3.2	Dolly-systemet . . . . .	40
3.2.1	Styrning av labb-anläggningen . . . . .	42
3.3	Matningen . . . . .	43
3.4	Analys och löpande kontroll . . . . .	46
3.4.1	Analys i labb . . . . .	47
3.4.1.1	Ammoniumkväve . . . . .	47
3.4.1.2	Torrsubstans och glödrest . . . . .	48
3.4.1.3	FS . . . . .	49
3.4.1.4	Alkalinitet . . . . .	49
3.4.1.5	Löslig TOC . . . . .	50
3.4.1.6	Löslig COD . . . . .	50
3.4.2	Externa analyser . . . . .	51
<b>4</b>	<b>Resultat</b>	<b>52</b>
4.1	OLR & FS . . . . .	52
4.2	OLR & pH . . . . .	54
4.3	Alkalinitet . . . . .	55
4.4	FS/TA . . . . .	56
4.5	Torrsubstans . . . . .	57
4.6	Utröttningsgrad . . . . .	58
4.7	Kvävemineralisering . . . . .	59
4.8	Specifik gas- och metanproduktion . . . . .	60
4.9	Volymetrisk gas- och metanproduktion . . . . .	61
4.10	Metanhalt i biogasen . . . . .	62
4.11	Protein, fett och kolhydrater . . . . .	63
<b>5</b>	<b>Diskussion</b>	<b>66</b>
5.1	Jämförelse - BR01 och BR02 . . . . .	66

5.1.0.1	Gas- och metanproduktion . . . . .	68
5.1.0.2	Nedbrytningen av makromolekyler . . . . .	68
5.1.1	Jämförelse med andra studier . . . . .	69
5.1.1.1	Jämförelse - nedbrytningen av makromolekyler	72
5.2	Jämförelse - BR01 och BR02 mot R300 . . . . .	73
5.3	Felkällor . . . . .	74
<b>6</b>	<b>Slutsatser</b>	<b>75</b>
6.1	Förslag på framtida studier . . . . .	76
	<b>Referenser</b>	<b>77</b>

## Tabeller

1	Exempel på enzymer aktiva under hydrolys, deras substrat och produkter (Schnürer och Jarvis 2017). . . . .	22
2	Experimentellt schema över uppehållstid (HRT) samt motsvarande organisk belastning (OLR). . . . .	40
3	Parametrarna som undersöktes i projektet, vilken frekvens dom undersöktes med samt vilken metod som användes. . . . .	46
4	Jämförelse mellan biogas- respektive metanproduktion mellan denna studie samt två andra. . . . .	70
5	Jämförelse mellan nedbrytning av makromolekyler mellan denna studie samt en annan. . . . .	72

## Figurer

1	Käppalaförbundets anslutna kommuner (Danderyd, Lidingö, Nacka, Sigtuna, Sollentuna, Solna, Täby, Upplands-Bro, Upplands Väsby, Vallentuna och Värmdö), dom röda linjerna är ledningsnätet (Käppalaförbundet u. å.[c]). Använd med tillstånd.	13
2	Konventionella behandlingssteg vid rening av avloppsvatten (Svenskt Vatten 2021a). Använd med tillstånd. . . . .	17
3	Biologisk fosforering i två steg. Bearbetad från (Wong et al. 2013). . . . .	19
4	Schematisk bild över rötning. Omarbetad från (Schnürer och Jarvis 2017). . . . .	21
5	Reningsbassängerna på linje 1-6, Käppalaverket. Framtagen efter (Björk 2021). . . . .	36
6	Schematisk bild över slam- och biogashanteringens idag på Käppalaverket. . . . .	38
7	Dolly-anläggningen uppställd med slam i båda kamrarna. Den vänstra är BR01 och den högra är BR02. . . . .	41
8	Schematisk bild över Dolly-systemet och dess gasmätning. . .	42
9	Den digitala Dolly-klienten. Värdena i figuren är inte dom som var aktuella under projektet. . . . .	43
10	Försökupställning vid matning. På denna bild saknas gasballong som syns nedan, den var dock kopplad till systemet under alla matningstillfällen. . . . .	44
11	Gasballongen som användes för att tryckutjämna vid matning.	44
12	Mätglas och literbägare som användes vid förtjockning. . . . .	45
13	Uppställning för veckfiltrering utan sprutor. . . . .	47
14	Spruta och glasvial som användes vid metananalyserna. . . . .	51
15	Organisk belastning (OLR) och FS-koncentration för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden.	53
16	Organisk belastning (OLR) och pH för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden. . . .	54
17	Alkalinitet (bikarbonat- och totalalkalinitet) för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden.	55
18	Värden för kvoten FS/TA för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden. . . . .	56

19	Torrsubstans-halten för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden. . . . .	57
20	Utröttningsgraden för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden. . . . .	58
21	Andelen mineraliserat kväve för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden. . . . .	59
22	SGP och SMP-värden för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden. . . . .	60
23	VGP och VMP-värden för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden. . . . .	61
24	Metanhalt i producerad biogas för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden. . . . .	62
25	Fördelning av makromolekylerna i råslammet. Prov 1, 2 och 3 togs samtidigt som proven från BR01, BR02 och R300. . . . .	63
26	Reduktion (i procent) av protein, fett och kolhydrater i reaktor BR01 (utan recirkulering) under varje uppehållstid under experimentet. . . . .	64
27	Reduktion (i procent) av protein, fett och kolhydrater i reaktor BR02 (med recirkulering) under varje uppehållstid. . . . .	64
28	Reduktion (i procent) av protein, fett och kolhydrater i reaktor R300 under varje uppehållstid. . . . .	65

# 1 Inledning

Hantering av avloppsvatten är en viktig del i ett samhälles infrastruktur. Dessutom förbättrar god sanitet den breda folkhälsan för invånarna. I länder och på platser med sämre reningsstruktur påverkar patogenerna och näringsämnen i avloppsvattnet både miljön och folkhälsan negativt. Utöver patogenerna orsakar näringsämnen (framförallt kväve och fosfor) problem med eutrofiering i vattendrag. Efter insikten att kväve och fosfor behövde avlägsnas för att minska eutrofieringen startades flera forskningsprojekt under 1960-talet. Detta resulterade i nya metoder för kväve- och fosforrening varav flera fortfarande används idag (Henze et al. 2008).

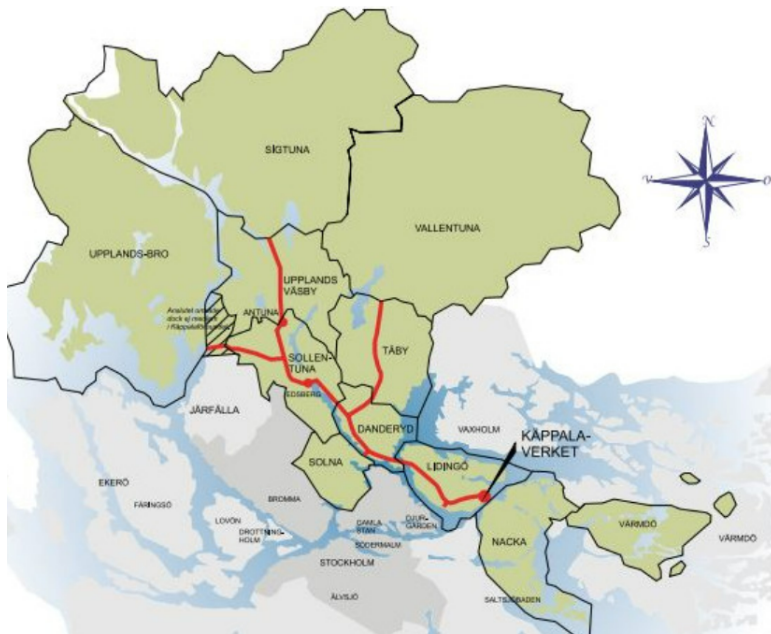
Reningen av avloppsvatten i Sverige idag innebär att 97 % av landets tätorter har kommunal rening av avloppsvatten (både biologisk och kemisk rening). Genom lagstiftning regleras kraven på det reade vattnet. På dom flesta avloppsreningsverk i Sverige behandlas avloppsvattnet med mekanisk, biologisk och kemisk rening. Den mekaniska reningen ska avlägsna större partiklar, exempelvis plast och grus, från vattnet. Vid den biologiska reningen avlägsnas bland annat kväve, fosfor och organiskt material med hjälp av bakterier (mikroorganismer). För att avlägsna en större andel fosfor används kemisk rening med fällningskemikalier. Under reningen av avloppsvattnet avskiljs partiklar i dom olika reningsstegen. Allt som avskiljs kallas gemensamt för slam. För att kunna avlägsna slam behöver det först stabiliseras (Naturvårdsverket 2020) (Svenskt Vatten 2021c). Slamstabilisering görs i syfte att undvika okontrollerad nedbrytning av det organiska materialet. Det innebär att slammet bryts ner under kontrollerade former, då minimeras även den icke-önskvärda doften (Svenskt Vatten 2021a). Rötning är den metod som främst används i Sverige för stabilisering av slam. Rötning innebär att organiskt material bryts ner biologiskt i en kontrollerad, syrefri (anaerob) miljö och bildar biogas. Det resterande rötslammet genomgår därefter en avvattning för att minska mängden rötslam som behöver transporteras bort. Vattnet som avlägsnats (rejektvattnet) transporteras tillbaka till avloppsvattenreningen och renas (Naturvårdsverket 2020) (Svenskt Vatten 2021c).



Rötningen av slam genomförs mesofilt eller termofilt. Drift inom det mesofila temperaturområdet sker vanligtvis mellan 30 och 38 °C medan drift inom det termofila temperaturområdet vanligtvis sker mellan 50 och 60 °C (Buhr och Andrews 1977). Idag finns reningsverk som förtjockar delar av det rötade slammet och återför det till rötkammaren. På engelska kallas metoden “recuperative thickening” (förkortas RT). Metoden har visat sig förbättra prestandan för rötkammare samt ökat biogasproduktionen i fullskaliga avloppsreningsverk (S. Yang 2017). I denna rapport är det rötning med slamförtjockning som kommer att undersökas.

## 1.1 Käppalaförbundet

Käppalaförbundet driver Käppalaverket i Stockholm, Sveriges tredje största avloppsreningsverk. Varje år behandlar verket cirka 50 miljoner m<sup>3</sup> avloppsvatten från kommuner i Stockholm (Käppalaförbundet 2020c) (se Figur 1). Inkommande avloppsvatten till Käppalaverket behandlas med mekanisk, biologisk och kemisk rening innan det släpps ut i Östersjön (Käppalaförbundet u. å.[a]). Verket kommer i framtiden behöva hantera större mängder avloppsvatten än i dagsläget. En anledning är att det år 2022 godkändes att Knivsta kommuns avloppsvatten i framtiden ska renas i Käppala (Käppalaförbundet 2022d). Utöver Knivstas avloppsvatten väntas även befolkningen öka i Stockholmsregionen vilket kommer innebära ökade mängder avloppsvatten för Käppalaverket att hantera.



*Figur 1: Käppalaförbundets anslutna kommuner (Danderyd, Lidköping, Nacka, Sigtuna, Sollentuna, Solna, Täby, Upplands-Bro, Upplands Väsby, Vallentuna och Värmdö), dom röda linjerna är ledningsnätet (Käppalaförbundet u. å.[c]). Använd med tillstånd.*

När avloppsvattnet renas i Käppalaverket återvinns dessutom resurser. Bioprodukterna som återvinns är (förutom vatten) slam, biogas och värme. År 2021 renades 54,9 miljoner Nm<sup>3</sup> avloppsvatten, från detta producerades 34 000 ton rötslam och 7,7 miljoner Nm<sup>3</sup> biogas (icke-uppgraderad rågas) (Käppalaförbundet 2021). Den producerade biogasen förädlas därefter till 97 % metan och används som drivmedel för bussar i Stockholm (Käppalaförbundet u. å.[b]). Från det renade avloppsvattnet kan värme utvinnas. En del av värmen används internt för att värma upp Käppalaverket medan en del av det renade vattnet skickas till företaget Stockholm Exergi AB. Dom producerar fjärrvärme från vattnet som används till bostäder i närområdet (Käppalaförbundet u. å.[f]).

Allt rötslam som avskiljs på Käppalaverket är certifierat enligt REVAQ (Svenskt Vatten 2022). Eftersom slammet är certifierat får det spridas på åkermark och användas som gödningsmedel. År 2021 spreds 97 % av Käppalaverkets rötslam på åkermark (eller lagrades för spridning kommande år) (Käppalaförbundet 2021). Att vara certifierad enligt REVAQ innebär dels att rötslammet ska vara av god kvalitet. Dessutom ska arbete bedrivas uppströms för att minska mängden farliga ämnen som inkommer till verket. Målet är att recirkulera näringsämnen i avloppsvatten och att minska andelen farliga ämnen i det (Svenskt Vatten 2022). Med god kvalitet menas bland annat låg förekomst i rötslammet av toxiska spårämnen. Tre spårämnen som kan vara toxiska redan vid låg koncentration är bly, kvicksilver och kadmium (REVAQ 2021).

I slamhanteringen bildas två olika typer av slam. Försedimenteringen (under den mekaniska reningen) ger upphov till primärslam och från den biologiska reningen erhålls överskottsslam. För att stabilisera slammet rötas det först i verkets anaeroba röt-kammare, därefter avvattnas det. På Käppalaverket är rötningen mesofil och sker mellan 35 och 37 °C (Käppalaförbundet u. å.[e]). Innan rötslammet från Käppalaverket kan spridas på åkrarna måste det mellanlagras. På så sätt hygieniseras det genom att mängden patogener minskar. För att få sprida rötslammet på åkermark måste det uppfylla vissa krav i lagstiftningen (Käppalaförbundet u. å.[d]). En statlig utredning gjordes under 2020 i syfte att ta fram förslag på hårdare riktlinjer för slamspridning på åkermark (Miljödepartementet 2020). Striktare riktlinjer förutsätter utökad kapacitet till slamhantering på Käppalaverket.

## 1.2 Syfte och frågeställningar

Syftet med projektet var att undersöka om recirkulering av rötslam skulle kunna öka reningsverkets kapacitet att hantera slam. Vid ett positivt resultat skulle Käppalaverket kunna utöka reningskapaciteten genom att uppgradera en eller flera av dom tre befintliga röt-kamrarna istället för att bygga en fjärde. Resultaten från studien kommer att utvärderas med hänsyn till kostnadseffektivitet. Generellt kan sägas att uppgradera en röt-kammare med en recirkuleringslösning är billigare än att bygga ytterligare en röt-kammare.

Ytterligare ett syfte var att undersöka vad det nya kapacitetstaket för reningsverkets slamhantering skulle bli ifall en sådan lösning installeras. Med kapacitetstak menas hur hög inkommande slambelastning som reningsverket kan hantera utan processvikt. När flera av parametrarna som övervakas visar betydligt sämre värden anses processvikt ha inträffat. Eftersom denna rapport är den första på Käppalaverket med denna pilotanläggning har inga tydliga numeriska gränsvärden bestämts för processvikt.

För att undersöka denna fråga utfördes röttningsförsök i laboratorieskala. Två lab-reaktorer driftsattes och jämfördes med Käppalaverkets fullskaliga röttningsprocess. I en av lab-reaktorerna rötades råslammet konventionellt (på samma sätt som i den fullskaliga processen). I den andra lab-reaktorn togs rötslam ut och förtjockades. Det förtjockade rötslammet recirkulerades sedan tillbaka till reaktorn. Den hydrauliska uppehållstiden (HRT) för rötslammet i reaktorerna sänktes gradvis under experimentet, från 14 till 9 dagar. En sänkning av HRT motsvarar en ökande belastning av organiskt material.

Vid en okänd organisk belastning väntas processen i reaktorerna svikta. Syftet med studien är att utröna vid vilken belastning allvarlig processvikt inträffar. Dessutom kan resultaten för reaktorn med recirkulering visa om recirkulering avsevärt skulle förbättra Käppalaverkets röttningsprocess.

### 1.2.1 Frågeställningar

- Vid vilken HRT når dom mesofila pilotreaktorerna sitt kapacitetstak?
- Hur påverkas röttningsprocessen av hög belastning?
- Går det att fördubbla torrsustanshalten i en av röt-kamrarna genom förtjockning av rötslammet med polymer?
- Är experimentet i pilotskala jämförbart med en röt-kammare som är i drift på verket?

### **1.2.2 Projektets avgränsningar**

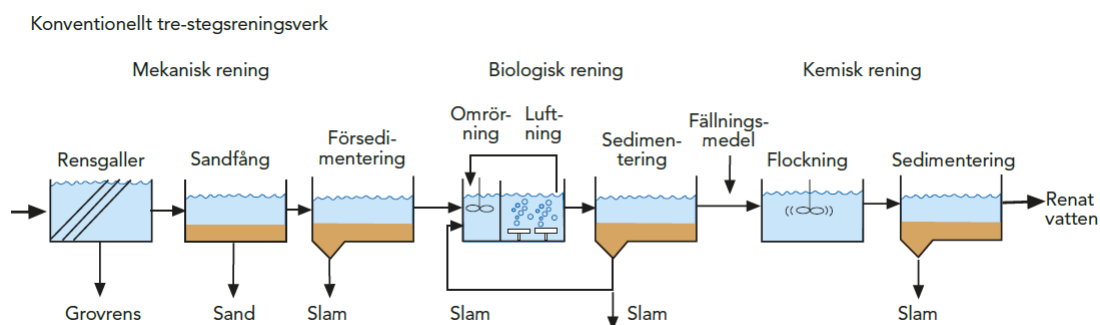
På grund av snäva tidsramar kommer endast data från 14 dagars HRT till och med data från 9 dagars HRT att analyseras. Experimentet fortsätter ner till 7 dagars HRT och kommer köras på den nivån ett tag. Data från 7-dagars HRT behandlas inte i denna rapport.

Rapporten inkluderar enklare statistiska analyser i form av t-test för majoriteten av de undersökta parametrarna.

## 2 Teoretisk bakgrund

### 2.1 Rening av avloppsvatten i Sverige

Dom flesta svenska avloppsreningsverk renar idag avloppsvatten i tre steg, mekanisk, biologisk och kemisk rening. Nedan följer en generell genomgång av dessa tre steg (se Figur 2 för sammanfattande bild).



Figur 2: Konventionella behandlingssteg vid rening av avloppsvatten (Svenskt Vatten 2021a). Använd med tillstånd.

#### 2.1.1 Mekanisk rening

Mekanisk rening används alltid inledningsvis för att få bort större fasta partiklar från processen (Naturvårdsverket 2020). Den mekaniska reningen består av tre olika metoder, galler/silar, sandfång och försedimentering. Galler/silar används för att ta bort större partiklar (större än 0,5 mm). Sandfång kommer efter galler/silar och avlägsnar sand (Svenskt Vatten 2021b).

Ett sandfång är en stor tank med avloppsvatten där luft pumpas in. Luften separerar organiska partiklar från fasta (som grus och sand) vilka sjunker till botten (Hoffman and Lamson u. å.). Sanden som sedimenterat i sandfånget transporteras bort. När vattnet passerat sandfånget når det försedimenteringen (Käppalaförbundet 2020c). Efter sandfångt tillåts mindre partiklar att sedimentera i försedimenteringen. Försedimenteringen har två syften, att avlägsna partiklar som kan störa den efterföljande reningen och minska belastningen genom att avlägsna partiklar. Slammet som sedimenterar under försedimenteringen kallas primärslam (Svenskt Vatten 2021b).

### 2.1.2 Biologisk rening

Efter den mekaniska reningen kommer oftast ett biologiskt behandlingssteg. Denna del av reningsprocessen bygger på bakterier som konsumerar näringsämnen som finns i avloppsvattnet. På så sätt avlägsnas organiskt material, kväve samt fosfor från avloppsvattnet. Bakterierna behöver dock syre för att kunna oxidera (metabolisera) det organiska materialet. Därför luftas det biologiska reningssteget. Efter luftningen tillåts blandningen sedimentera för att skilja ut slammet med bakterierna från det renade vattnet (Svenskt Vatten 2021a).

#### 2.1.2.1 Nitrifikation och denitrifikation

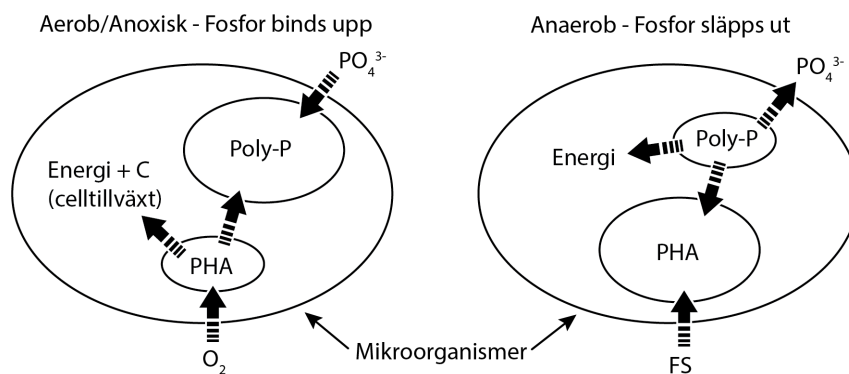
Nitrifikationsprocessen innebär att ammonium oxideras till nitrat. Eftersom processen innebär en oxidation kan den endast ske i en aerob miljö. Bakterierna som utför nitrifikationen kallas för nitrifierare. Denitrifikation däremot utförs av heterotrofa mikrober, som förbrukar organiskt material för att reducera nitrat och nitrit till kvävgas. Bildningen av kvävgas kräver anaeroba förhållanden, då kan det nitrat och nitrit som bildats under nitrifikationen omvandlas till kvävgas. Kvävgasen som bildats avges till atmosfären (Thakur och Medhi 2019). Bakterierna som utför denitrifikationen kallas denitrifierare (Ni et al. 2017)

#### 2.1.2.2 Fosforrening

I den vanliga biologiska reningsprocessen sker en viss reducering av halten fosfor trots att det inte är syftet med processen. Oftast är gränsvärdena för fosfor betydligt strängare och mer fosfor behöver avlägsnas, gränsvärdena kan uppnås med biologisk fosforavskiljning (förkortas bio-P) (Svenskt Vatten 2021b). Bio-P processen drar nytta av polyfosfat-ackumulerande organismer (kallas för PAO). Dessa organismer tar upp och lagrar stora mängder fosfor. På så sätt avlägsnas fosfor från vattnet (Henze et al. 2008).

I den anaeroba bassängen bildas flyktiga syror genom fermentering som utförs av mikrober. Dom flyktiga syror som bildas kan lagras av PAO, vid lagring kopplas flera syror ihop och långa kolkedjor bildas. Dessa kallas poly- $\beta$ -hydroxyalkanoater, vilket förkortas PHA. Förutom PAO finns även OHO ("vanliga" heterotrofa organismer), dessa kan inte ta upp dom flyktiga syror. När PAO ska ta upp dom krävs energi. Energin erhålls från att bryta ner en del av polyfosfaterna som PAO har lagrade, då avges energin som behövs samt fosfor till omgivningen (Henze et al. 2008).

I den aeroba/anoxiska bassängen kan PAO använda dom PHA som har lagrats både för sin egen tillväxt men även för att bilda nya PAO-celler. Energin från PHA används även för att ta upp fosfor från omgivningen, detta för att ersätta polyfosfaterna som förbrukades för att ta upp PHA samt bilda polyfosfat till dom nya cellerna. Mer fosfor tas upp av PAO i detta stadium än som släpptes ut i den anaeroba bassängen, effekten blir alltså att fosfor avlägsnas från avloppsvattnet (Henze et al. 2008) (se Figur 3).



Figur 3: Biologisk fosforrening i två steg. Bearbetad från (Wong et al. 2013).

### 2.1.2.3 Eftersedimentering

Den sedimenterade slamblandningen med bakterierna returpumpas därefter tillbaka till luftningsbassängerna. Om mängden näring i form av organiskt material som inkommer till reningsprocessen ökar kommer bakteriepopulationen att öka. För att inte sedimenteringen ska påverkas negativt måste en viss andel bakterier avskiljas från systemet. För att hålla systemet i balans avlägsnas en liknande mängd bakterier som tillväxt (slammet som avlägsnas kallas överskottsslam) (Svenskt Vatten 2021b).

### 2.1.3 Kemisk rening

Det sista av dom tre stegen i en konventionell reningsprocess är den kemiska reningen. Syftet är att fälla ut fosfor genom att tillsätta en fällningskemikalie som gör att fosfor sedimenterar (Svenskt Vatten 2021a). Vid själva fällningen sker tre processer, fosfatutfällning, partikelfällning och hydroxidfällning. Fosfor förekommer löst i avloppsvattnet som ortofosfat vilket binds till de tillsatta fällningskemikalierna. Detta gör att så kallade flockar bildas genom att små partiklar kolliderar och växer. Medan flockarna sjunker mot botten ökar hydroxidfällningen sedimenteringen genom att samla in partiklarna (Svenskt Vatten 2021b).



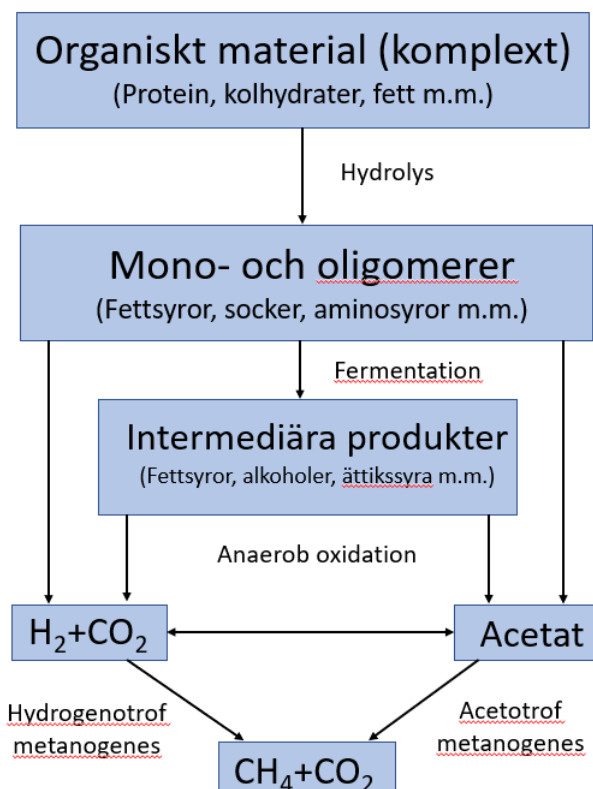
Oftast används ett järn- eller aluminiumsalt för att uppnå detta. När i processen saltet tillsätts varierar och det finns olika metoder. Om saltet tillsätts innan det biologiska steget kallas det förfällning. När saltet tillsätts efter det biologiska steget kallas det efterfällning. En tredje variant är att tillsätta saltet i det biologiska steget, exempelvis just innan luftningsbassängen. Detta kallas simultanfällningen och är vanligt på många stora avloppsreningsverk i Sverige (Svenskt Vatten 2021a) (Svenskt Vatten 2021b). Kemsammet som uppstår vid kemisk rening pumpas tillbaka i processen, vanligtvis till luftningsbassängerna eller försedimenteringen (Svenskt Vatten 2021b).

## 2.2 Rötning

Rötning är, till skillnad från kompostering, när organiskt material bryts ner av mikroorganismer utan att syre finns närvarande. När mikroorganismerna bryter ner det tillgängliga materialet bildas en gas samt en rötrest. Gasen är biogas och består till största del av koldioxid och metan. Av dessa två ämnen innehåller metanmolekylerna majoriteten av energin. Rötresten som bildas har stabiliserats av mikroorganismerna. Under nedbrytningen i rötchammare har växtnäringsämnen frigjorts (det vill säga mineraliserats). Detta gör att rötresten innehåller fosfor, kväve och fler viktiga näringsämnen i mineraliserad (växttillgänglig) form. Eftersom näringsämnena finns i växttillgänglig form är rötrest av röt slam ett mycket bra gödningsmedel (Schnürer och Jarvis 2017).

### 2.2.1 Processens biokemi

Den eftertraktade biogasen bildas genom en biokemisk rötningsprocess bestående av flera steg där fett, kolhydrater och proteiner bryts ner. Processens fyra steg är hydrolys, fermentation, anaerob oxidation och metanbildning (Abdelgadir et al. 2014) (se Figur 4).



Figur 4: Schematisk bild över rötning. Omarbetad från (Schnürer och Jarvis 2017).

#### 2.2.1.1 Hydrolys

Hydrolys är det första steget i den anaeroba nedbrytningen, dess syfte är att klyva större organiska molekyler i mindre beståndsdelar. Detta är ett krav eftersom mikroorganismerna inte kan ta till vara på näringen innan dom organiska molekylerna har sönderdelats. Hydrolys av proteiner ger aminosyror, hydrolyserat fett bildar långa fettsyror och glycerol. När kolhydrater genomgår hydrolys bildas olika former av socker, bland annat glukos (Meegoda et al. 2018).

Under hydrolysen avger mikroorganismerna extracellulära enzymer (hydrolysenzymer) som utför själva klyvningen. När klyvningen är gjord kan dom organiska molekylerna som bildats tas upp och ge näring åt organismerna som utför fermentationen (Adekunle och Okolie 2015) (se Tabell 1).

*Tabell 1: Exempel på enzymer aktiva under hydrolysis, deras substrat och produkter (Schnürer och Jarvis 2017).*

<b>Enzym</b>	<b>Substrat</b>	<b>Produkter</b>
Proteinas	Proteiner	Aminosyror
Amylas	Stärkelse	Glukos
Lipas	Fetter	Fettsyror och glycerol

Den anaeroba nedbrytningens hastighet beror av vilket steg som är begränsande i en specifik process. Begränsning av processen kan göra att processen blir långsam och ineffektiv. Det råder konsensus kring att när en AD-process matas med komplext organiskt material (exempelvis cellulosa) är hydrolysen det begränsande steget. Om det organiska material däremot är lättnedbrytbart är metanbildningen ofta det begränsande steget (Adekunle och Okolie 2015). Om hydrolysen är det begränsande steget blir effekten oftast en långsam röttningsprocess. Om metanbildningen är det begränsande steget är processkollaps betydligt troligare. Detta eftersom processens uppehållstid begränsas av hur snabbt metanbildarna förökar sig. För låg uppehållstid i förhållande till metanbildarnas tillväxt riskerar att skölja ut metanbildarna ur processen (Schnürer och Jarvis 2017). När det gäller rötning av avloppsslam anses det generellt att hydrolysen är det begränsande steget (Appels et al. 2008).

### 2.2.1.2 Fermentation

Produkterna som bildats under hydrolysen förbrukas under fermentering av dom aktiva mikroorganismerna och omvandlas till organiska syror, alkoholer, ammoniak, koldioxid och vätgas. Dom organiska syror som bildas är bland andra ättikssyra, propionsyra och mjölksyra. Exakt vilka molekyler som bildas beror både på vilka organismer som är aktiva i processen samt vilken sammansättning substratet har (Schnürer och Jarvis 2017) Av dom fyra stegen i rötningsprocessen är uppfattningen att fermentation är det snabbaste, detta eftersom fermentationsbakterierna har en kort generationstid (och därmed förökar sig snabbt). En aspekt värd att påpeka är ammoniakbildningen vid fermentering av aminosyror. Om ammoniakkoncentrationen i reaktorn blir för hög har det negativ påverkan på hela rötningsprocessen (Meegoda et al. 2018).

### 2.2.1.3 Anaerob oxidation

Innan metanbildning kan ta vid behöver vissa fermentationsprodukter, främst längre fettsyror, brytas ner. Detta sker genom anaerob oxidation, även väte produceras under denna reaktion. Ättikssyran som bildades genom fermentation kan däremot nyttjas direkt för metanbildning (Meegoda et al. 2018). Mikroorganismerna som oxiderar längre fettsyror kan antingen oxidera dessa till ättikssyra eller format. I båda fallen frigörs koldioxid, om ättikssyra bildats frigörs även vätgas. Metanbildarna utnyttjar alla dessa fyra produkter som substrat vid metanbildning (Ferry 2010).

### 2.2.1.4 Metanbildning

Det fjärde och sista steget i den anaeroba nedbrytningsprocessen är metanbildningen (som utförs av metanogenerna). Den sker huvudsakligen på två sätt, dock kan en liten del ske på ett tredje vis. Metanbildningen utförs av arkéer (Ferry 2010).

En av reaktionsvägarna är den hydrogenotrofa, den innebär att vätgas och koldioxid eller format är substrat för metanbildarna. Den andra huvudsakliga reaktionsvägen kallas för den metylotrofa, denna inkluderar även det tredje sättet att bilda metan som kallas acetotrof metanbildning. Metylotrofa metanbildare kan bland annat använda metylaminer, metanol och kolmonoxid som substrat för att bilda metan. Acetotrof metanbildning sker huvudsakligen genom att huvudsubstratet ättikssyra delas i två delar. Kolet i den ena delen bildar koldioxid, den andra delen kol bildar metan (Schnürer och Jarvis 2017).

## **2.2.2 Processparametrar**

Flera olika parametrar påverkar nedbrytningen av substrat i en anaerob bioreaktor. Dessa processparametrar har stor påverkan på hela processens miljö (Abdelgadir et al. 2014). Nedan redovisas olika aspekter av tre viktiga processparametrar.

### **2.2.2.1 Temperatur**

Processens temperatur har stor påverkan på bland annat på vattenkemin. Dessutom delas mikroberna in i grupper baserat på vid vilka temperaturer dom är aktiva. Mesofila organismers temperaturoptimum är inom intervallet cirka 30 - 40 °C. Termofila organismers temperaturoptimum är inom intervallet cirka 50 - 65 °C (Abdelgadir et al. 2014). Dessutom påverkar temperaturen substratet. Högre temperatur innebär att lösligheten för organiskt material ökar, vilket gör materialet mer tillgängligt för mikroorganismerna. Dessutom innebär termofil temperatur en naturlig hygienisering av materialet. Mikroorganismernas mående under processen är starkt kopplad till temperaturen. En viktig aspekt är dock att processen som helhet kräver en stabil, icke-fluktuerande temperatur. Istället för att justera temperaturen under processen bör målet vara att hålla den jämn (Schnürer och Jarvis 2017)

Enligt studier är framförallt metanogenerna mycket känsliga för häftiga temperaturförändringar. Processen kan krascha om temperaturen ändras med 1 °C per dag (Appels et al. 2008). Dock finns flera studier som hävdar motsatsen, alltså att en snabb temperaturändring till och med kan ha positiva effekter på processen. Det finns helt enkelt olika åsikter om hur temperaturen ska regleras (Schnürer och Jarvis 2017)

### **2.2.2.2 Organisk belastning (OLR)**

Med organisk belastning menas den mängd organiskt material (mer specifikt VS) som tillförs en viss reaktorvolym under en dag (se Ekvation 1). Att en reaktor kan hantera hög organisk belastning är positivt eftersom stora mängder organiskt material kan behandlas per tidsenhet. Det bör dock undvikas att överbelasta en reaktor. Om en reaktor belastas med mycket lättnedbrytbart organiskt material kommer flyktiga syror att ackumuleras innan metanbildarna hinner förbruka dom. Detta leder till en försämrad process, med minskad biogasproduktion (Meegoda et al. 2018).

Om en reaktor genomgår en temporär kraftig belastningsökning kan metanproduktionen initialt gå ner. Vissa studier har dock visat att produktionen av metan kan nå upp till tidigare nivåer. Den troliga förklaringen till detta är att den kraftiga belastningsökningen leder till mer tillväxt bland metanbildarna, alltså att processen blir tåligare. Om belastningen ska ökas bör ökningen ske på ett långsamt och metodiskt vis (Meegoda et al. 2018) Eftersom rötningsprocessen föredrar en jämn belastning är torrsubstansen och den organiska substansen för råslammet viktiga att känna till (Schnürer och Jarvis 2017)

$$OLR = \frac{Q \cdot TS \cdot VS}{V_r}, \quad (1)$$

där

OLR = organisk belastning [kgVS (m<sup>3</sup>d)<sup>-1</sup>]

Q = inflöde råslam [kg d<sup>-1</sup>]

TS = andel torrsubstans [kgTS kg<sup>-1</sup>]

VS = andel organisk substans av torrsubstansen [kgVS kgTS<sup>-1</sup>]

V<sub>r</sub> = reaktorvolym [m<sup>3</sup>]

### 2.2.2.3 Hydraulisk uppehållstid (HRT) och slamuppehållstid (SRT)

Tiden som det tillförda slammet tillbringar i rötchammaren innan det blir utbytt kallas för hydraulisk uppehållstid (Schnürer och Jarvis 2017). HRT och OLR är kopplade till varandra (se Ekvation 1 och 2). Ett högt inflöde av organiskt material (hög OLR) innebär att materialet tillbringar kortare tid i reaktorn (låg HRT) eftersom rötchammarens volym är begränsad.

Om materialet tillbringar för lite tid i reaktorn kan det leda till processkolaps. Hög OLR kan leda till överbelastning av processen. Dessa effekter kan samverka och tillsammans försämra förutsättningarna för metanbildning (Bolzonella et al. 2019).

$$HRT = \frac{V_r \cdot \rho}{Q_{in}}, \quad (2)$$

där

$HRT$  = hydraulisk uppehållstid [d]

$Q_{in}$  = inflöde råslam [ $\text{kg d}^{-1}$ ]

$\rho$  = slammets densitet,  $1 \text{ kg m}^{-3}$  [ $\text{kg m}^{-3}$ ]

$V_r$  = reaktorvolym [ $\text{m}^3$ ]

SRT är uppehållstiden för själva slampartiklarna i röt-kammaren (se Ekvation 3). Den kommer skilja sig från HRT om en del av slammets recirkuleras, vid konventionell rötning skiljer de sig inte. Genom att recirkulera rötslam tillbaka in i reaktorn ökar tiden mikroorganismerna kan angripa och bryta ner det organiska materialet (Schnürer och Jarvis 2017)

$$SRT = \frac{V_{slam}}{Q_{ut} \cdot \frac{1}{\rho}}, \quad (3)$$

där

SRT = slamuppehållstid [d]

$Q_{ut}$  = slamflöde ut [ $\text{kg d}^{-1}$ ]

$\rho$  = slammets densitet,  $1 \text{ kg m}^{-3}$  [ $\text{kg m}^{-3}$ ]

$V_{slam}$  = volym slam i reaktorn [ $\text{m}^3$ ]

### 2.2.3 Prestandaparametrar

För att kunna köra en röttningsprocess nära full kapacitet är det viktigt att övervaka och kontrollera processen för att upptäcka eventuella problem. På detta sätt kan eventuell instabilitet i processen minimeras (Björnsson et al. 2001). Viktiga prestandaparametrar att utvärdera löpande är gasproduktion, gassammansättning, alkalinitet, FS-koncentration samt pH (Li et al. 2014). Nedan sker en redogörelse för flera prestandaparametrar.

### 2.2.3.1 pH

När flyktiga syror ackumuleras i en rötningsprocess kan detta leda till en pH-sänkning, beroende på systemets alkalinitet. Hög alkalinitet gör att systemets pH inte sjunker direkt, alkaliniteten agerar buffer mot dom flyktiga syror. När processens pH sjunker (exempelvis på grund av flyktiga syror) inhiberas metanogenerna och biogasproduktionen minskar. Eftersom metanogenerna inhiberas kommer mer flyktiga syror ackumuleras vilket försämrar processen ytterligare (Boe 2006).

Metanogenerna är mycket känsliga för variationer i pH, deras mest gynnsamma spann är pH 6,5 - 7,2. Som ett annat exempel är fermentationsmikroberna mer tåliga. Dom anses kunna fungera inom det betydligt större pH-spannet 4,0 - 8,5 (Appels et al. 2008).

### 2.2.3.2 Ammoniak

För mikroorganismerna i rötningsprocessen är kväve essentiellt (Appels et al. 2008). Ammoniak och ammonium bildas under fermenteringen när aminosyror bryts ned (Schnürer och Jarvis 2017) Ammoniumet bidrar till att stabilisera pH i reaktorn (Khalid et al. 2011). Ammoniaken som bildas har (vid hög koncentration) toxiska effekter på metanbildarna. Ammonium däremot har ingen påverkan på dessa. Dock behöver metanogenerna kväve, därav är ammoniak endast inhiberande vid hög koncentration (Schnürer och Jarvis 2017) (se Ekvation 4 och 5 för beräkning).

$$NH_3 = \frac{NH_4^+ - N}{1 + 10^{pKa-pH}}, \quad (4)$$

där

$NH_3$  = ammoniakkoncentrationen [g dm<sup>-3</sup>]

$NH_4^+$  = ammoniumkoncentrationen [g dm<sup>-3</sup>]

pKa = dissociationskoefficienten

pH = slammets pH-värde

$$pKa = 0,09018 + \frac{2729,92}{T + 273,15}, \quad (5)$$

där

T = slammets temperatur [°C]



En hög koncentration av ammoniak i reaktorn kommer att inhibera metanbildningen och därigenom minska biogasproduktionen (Khalid et al. 2011). Litteraturen föreslår att rötningsprocessen kan inhiberas inom spannet 30-100 mgNH<sub>3</sub> dm<sup>-3</sup> organiskt material (Fricke et al. 2007). Vid inhibering av metanbildarna på grund av hög ammoniumkoncentration kommer halten vätgas i systemet att öka (Sterling et al. 2001). Detta innebär att substraten som metanbildarna använder (ättiksyra, koldioxid och vätgas) kommer att ackumuleras. Detta kan i sin tur hämma bakterierna som oxiderar organiskt material anaerobt, vilket skapar instabilitet i processen. Notera dock att dom andra rötningsprocesserna (förutom metanbildning) också kan inhiberas av hög ammoniakkoncentration. Dom är inte lika känsliga som metanbildarna dock (Schnürer och Jarvis 2017).

Enligt en studie påverkades dom metylootrofa metanbildarna (som producerar 70 % av all metan) mer negativt än dom hydrogenotrofa av hög ammoniumkoncentration (Sterling et al. 2001).

### 2.2.3.3 Utröttningsgrad

Utröttningsgraden är ett mått på hur mycket organiskt material (VS) som har omvandlats. Det finns flera sätt att beräkna utröttningsgraden i en rötningsprocess, en metod är att använda van-Kleecks formel (se Ekvation 6). Denna ekvation tar dock inte hänsyn till ackumuleringen av små partiklar i röt-kammaren. Därav är den beräknade utröttningsgraden inte helt korrekt. En viktig aspekt vid beräkning av utröttningsgraden är antagandet att all aska i slammet som rötas antas avlägsnas under rötningsprocessen. Detta är en förenkling av verkligheten (Tchobanoglous et al. 2014) som innebär en konsekvent överskattning av utröttningsgraden.

$$vK = \frac{VS_{raslam} - VS_{rotslam}}{VS_{raslam} - (VS_{rotslam} \cdot VS_{raslam})} \cdot 100, \quad (6)$$

där

$vK$  = van-Kleecks utröttningsgrad [%]

$VS_{raslam}$  = Organiskt innehåll i råslammet [%]

$VS_{rotslam}$  = Organiskt innehåll i rötslammet [%]

#### 2.2.3.4 Kväve mineralisering och totalt Kjeldahl-kväve

Ett sätt att bedöma rötningsprocessens effektivitet är genom att analysera kväve mineraliseringen. Enkelt uttryckt är kväve mineralisering hur stor andel av kvävet som har gått från att vara organiskt kväve till ammoniumkväve (Schnürer och Jarvis 2017) (se Ekvation 7).

$$KM = \frac{(NH_4^+ - N)_{rotslam} - (NH_4^+ - N)_{raslam}}{(Org - N)_{raslam} - (NH_4^+ - N)_{raslam}} \cdot 100, \quad (7)$$

där

KM = kväve mineralisering [%]

$(NH_4^+ - N)_{rotslam}$  = ammonium i rötslam [ $mgN\ dm^{-3}$ ]

$(NH_4^+ - N)_{raslam}$  = ammonium i råslam [ $mgN\ dm^{-3}$ ]

$(Org - N)_{raslam}$  = organiskt kväve i råslam [ $mgN\ dm^{-3}$ ]

#### 2.2.3.5 Flyktiga syror (FS)

I rötningsprocessen bildas olika sorters organiska syror efter hydrolys och fermentering. När dessa syror oxideras anaeroft bildas korta, flyktiga fettsyror (FS). Ättiksyran som bildats bryts sedan ner av metanbildarna, dock kan problem uppstå ifall det inte bryts ner i samma takt som det bildas. När metanbildare inhiberas ackumuleras ättiksyra, koldioxid och vätgas. Speciellt ökningen av vätgas är problematisk då dom anaeroba oxidationerna hämmas. Detta ökar ansamlingen av fettsyror (både långa och korta). Denna ackumulering kan leda till att pH i processen sjunker vilket inhiberar hela rötningsprocessen (Schnürer och Jarvis 2017)

En ökad FS-koncentration signalerar instabilitet inom processen. Detta innebär att koncentrationen av flyktiga syror kan användas som indikator för rötningsprocessens status (Li et al. 2014). Därav bör slamprov från röt-kammaren analyseras minst en gång per vecka (Schnürer och Jarvis 2017) En specifik FS-koncentration som indikerar att processen inhiberas kraftigt finns inte utan alla processer har sina egna FS-nivåer. En FS-koncentration som inte orsakar inhibering i en reaktor kan mycket väl göra det i en annan reaktor exempelvis. Detta beror bland annat på processens buffertkapacitet samt pH (Franke-Whittle et al. 2014).

Ett annat sätt att analysera stabiliteten är att undersöka närvaron av specifika fettsyror. Detta är dock en mer avancerad analys jämfört med analysen för total FS-halt. En ökande koncentration av ättiksyra tyder på inhibering av dom metylotrofa metanogenerna. Om halten propionsyra ökar är det snarare ett tecken på att den anaeroba oxidationen begränsas. På detta sätt kan förekomsten och koncentrationsförändringar av vissa fettsyror indikera att rötningsprocessen har problem (Li et al. 2014). Notera dock att låga koncentrationer av ättiksyra har positiv påverkan på nedbrytningen av propionsyra (och tvärtom, hög koncentration av ättiksyra påverkar nedbrytningen av propionsyra negativt) (Schnürer och Jarvis 2017)

### 2.2.3.6 Alkalinitet

Alkaliniteten i en rötningsprocess är ett mått på systemets buffertkapacitet, mer specifikt halten basiska ämnen i processen. Hög alkalinitet innebär att en hög halt av fettsyror kan förekomma utan att processens pH sjunker. Huvudsakligen består alkaliniteten av bikarbonatjoner, men även karbonatjoner och kolsyra bidrar. Dessutom kan bildad ammoniak bidra till alkaliniteten. Detta eftersom ammoniak kan bilda ammoniumkarbonat vid reaktion med koldioxid (Schnürer och Jarvis 2017) Flera olika mått på alkalinitet finns, två är bikarbonatalkalinitet (BA) och totalalkalinitet (TA) (Schnürer och Jarvis 2017). Att övervaka totalalkaliniteten för att upptäcka om processen är stabil är inte en bra metod. Detta eftersom TA inkluderar BA och BA kommer minska när VFA ökar, alltså kommer förändringen inte märkas i TA eftersom förändringarna tar ut varandra. Därav anses BA säga mer om processens stabilitet (Björnsson et al. 2001). TA och BA kan bestämmas genom titrering med saltsyra. För BA räcker titrering ner till pH 5,75 och för TA krävs det titrering ner till pH 4,3 (Schnürer och Jarvis 2017).

En parameter förutom BA som kan användas för att undersöka stabiliteten är förhållandet (i form av en kvot) mellan flyktiga syror och TA. Beroende på kvotens värde kan den indikera ett av tre scenarier. Om kvoten är över 0,5 anses det råda betydlig instabilitet, är den mellan 0,3 och 0,5 kan viss instabilitet råda och om kvoten är mindre än 0,3 anses processen vara stabil (Schnürer och Jarvis 2017). Kvoten mellan BA och TA anses vara en relevant indikator för rötningsprocessen. Ett förslag på gränsvärde för denna parameter är 0,8. Det och lägre värden skulle då innebära risk för en instabil process (Li et al. 2014). När slam rötas i reningsverk är oftast halten fettsyror låg, det innebär att BA-värdet bara är lite lägre än TA-värdet ( $BA/TA \approx 1,0$ ). Om halten FS ökar kommer BA-värdet att sjunka eftersom alkaliniteten neutraliserar fettsyror (Schnürer och Jarvis 2017).

Det är viktigt att alkaliniteten i en rötningsprocess är hög och jämn. Är alkaliniteten ojämn är risken för förändringar i pH överhängande. Som nämndes tidigare påverkar halten ammoniak alkaliniteten. Därav kan en hög alkalinitet hämma metanbildarna eftersom mycket ammoniak har frigjorts vilket påverkar metanbildarna negativt (Schnürer och Jarvis 2017)

### 2.2.3.7 C/N-kvot

Både kol och kväve är viktiga näringsämnen för mikroberna i biogasprocessen. Många mikroorganismer är till 50 % uppbyggda av kol, det är alltså viktigt att det finns kol i substratet. Hur halterna av kol och kväve förhåller sig till varandra uttrycks genom kol-kväve-kvoten, en viktig parameter för rötningsprocessen. Om C/N-kvoten är hög innebär det att det finns lite kväve jämfört med kol och vice versa. Varken för hög eller låg kvot är bra, är kvoten låg kan dom stora mängderna av ammoniak inhibera processen. Är kvoten för hög finns det för lite tillgängligt kväve för mikroberna, vilket försämrar processen (Schnürer och Jarvis 2017).

Det råder relativ konsensus kring den optimala kol-kväve-kvoten för en anaerob rötningsprocess, den ligger någonstans mellan 15 och 30 (Silvestre et al. 2015). Vilken typ av kol substratet innehåller är relevant. Exempelvis kommer lättnedbrytbart kol leda till högre produktion av flyktiga syror vid en hög C/N-kvot (Schnürer och Jarvis 2017).

### 2.2.3.8 Gasproduktion och sammansättning

Biogasens sammansättning domineras av metan och koldioxid (65-70 % metan och 30 - 35 % koldioxid) men även vattenånga och svavelväte förekommer i låga koncentrationer (Appels et al. 2008). Genom att övervaka dels hur mycket gas som produceras och dels hur gasens sammansättning ser ut, kan det undersökas om processen fungerar optimalt samt hur effektiv den är. Om metanhalten i biogasen sjunker trots samma substrat indikerar det att metanbildarna störs av någonting under processen (Schnürer och Jarvis 2017).

Vanliga beräkningar vid utvärdering av processens effektivitet är den specifika samt den volymetriska gasproduktionen (SGP och VGP). SGP visar hur mycket biogas som producerats från en viss mängd organiskt material per dag. VGP visar mängden biogas som produceras per volym reaktor och dag (Schnürer och Jarvis 2017). För att beräkna SGP och VGP behöver den normaliserade gasproduktionen  $V_0$  först beräknas (VDI 2016) (se Ekvation 8).

$$V_0^{torr} = V \cdot \frac{(p - p_w) \cdot T_0}{p_0 \cdot (T + 273,15)}, \quad (8)$$

där

$V_0^{torr}$  = normaliserad gasproduktion (torr) [Ndm<sup>3</sup>]

$V$  = gasvolymen som uppmätts [Ndm<sup>3</sup>]

$p$  = gastrycket [mbar]

$p_w$  = vattenångas gastryck [mbar]

$T$  = temperaturen i rummet [°C]

$T_0$  = normaltemperatur,  $T_0 = 273,15$  K [K]

$p_0$  = normaltryck,  $p_0 = 1013,25$  mbar [mbar]

Vattenångas gastryck är beroende av luftens temperatur (VDI 2016) (se Ekvation 9).

$$p_w = 6,11231 \cdot e^{(17,5043 \cdot T / 241,2 + T)}, \quad (9)$$

där

$p_w$  = vattenångas gastryck [mbar]

$T$  = temperaturen i rummet [°C]

I ekvation 8 beräknas den normaliserade gasproduktionen av torr gas. Detta eftersom  $p_w$ -värdet har subtraherats. Om det som eftersöks är den normaliserade gasproduktionen av blöt gas kan samma uträkning användas, med antagandet  $p_w = 0$ . SGP och VGP kan beräknas med hjälp av  $V_0$  (se ekvation 10 och 11).

$$SGP = \frac{V_0}{m_{VS}}, \quad (10)$$

där

$SGP$  = specifik gasproduktion [ $\text{Ndm}^3 \text{ kgVS}^{-1}$ ]

$V_0$  = normaliserad gasproduktion (blöt eller torr) [ $\text{Ndm}^3$ ]

$m_{VS} = Q_s \cdot TS_{in} \cdot VS_{in}$  = inkommande mängd organiskt material [ $\text{kgVS}$ ]

$Q_s$  = Slamflöde [ $\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$ ]

$TS_{in}$  = Torrsubstans i slammet [%]

$VS_{in}$  = Organiskt innehåll i slammet [%]

$$VGP = \frac{V_0}{V_r}, \quad (11)$$

där

$VGP$  = volymetrisk gasproduktion [ $\text{Ndm}^3 \text{ dm}^{-3}$ ]

$V_0$  = normaliserad gasproduktion (blöt eller torr) [ $\text{Ndm}^3$ ]

$V_r$  = bioreaktorns volym [ $\text{dm}^3$ ]

Ifall mängden producerad metan ska relateras till den organiska belastningen respektive reaktorvolymen är den specifika metanproduktionen (SMP) och den volymetriska metanproduktionen (VMP) av intresse. SMP och VMP är bra mått på rötningsprocessens effektivitet ur dessa två aspekter (Schnürer och Jarvis 2017). Beräkning av SMP och VMP är mycket lik beräkningarna av SGP och VGP. Skillanden är att i ekvation 12 och 13 inkluderas metanhalten för att erhålla produktionen av metangas, inte bara biogas.

$$SMP = \frac{V_0 \cdot C_{CH_4}}{m_{VS}}, \quad (12)$$

där

$SMP$  = specifik metanproduktion [ $\text{Ndm}^3 \text{ kgVS}^{-1}$ ]

$V_0$  = normaliserad gasproduktion (blöt eller torr) [ $\text{Ndm}^3$ ]

$C_{CH_4}$  = metanfraktionen i biogasen (blöt eller torr) [%]

$m_{VS}$  = inkommande mängd organiskt material [ $\text{kgVS}$ ]

$$VMP = \frac{V_0 \cdot C_{CH_4}}{V_r}, \quad (13)$$

där

$VMP$  = volymetrisk metanproduktion [ $\text{Ndm}^3 \text{ dm}^{-3}$ ]

$V_0$  = normaliserad gasproduktion (blöt eller torr) [ $\text{Ndm}^3$ ]

$C_{CH_4}$  = metanfraktionen i biogasen (blöt eller torr) [%]

Vid beräkning av SGP, VGP, SMP och VMP är det viktigt att om  $V_0$  är baserad på torr gas skall även metanfraktionen vara baserad på torr gas (VDI 2016). Motsvarande gäller om  $V_0$  baserad på blöt gas, då ska givetvis även metanfraktionen vara det.

### 2.2.3.9 COD och TOC

Det finns flera sätt att beskriva mängden organiskt material i ett substrat (utöver VS som nämnts tidigare). Två parametrar är COD (kemiskt syrebehov) och TOC (total mängd kol). Definitionen av COD är, förenklat, hur mycket organiskt material i substratet som är möjligt att bryta ned (Schnürer och Jarvis 2017).

Under rötningen bildas organiska syror vid fermenteringssteget. Eftersom dessa syror är organiska är en logisk följd att halten COD ökar när koncentrationen av dessa syror ökar. Vid bestämning av löslig COD kan slutsatser dras om processens status. Som en konsekvens av nedbrytningen vid rötningen ökar FS-koncentrationen, det leder till att COD-koncentrationen ökar. Dom höga FS-halterna kan inhibera metanbildningen vilket försätter processen i obalans (González-Fernández och García-Encina 2009). TOC och COD är två olika sätt att analysera mängden organiskt material, TOC kan användas på samma sätt som COD för att analysera rötningen.

## 2.3 Rötning med slamrecirkulering (EXRT)

Att lägga till recirkulering av rötslam till en röttningsprocess innebär att den hydrauliska upphållstiden (HRT) separeras från rötslammets uppehållstid (SRT). Det innebär att andelen aktiva anaeroba mikroorganismer i röt-kammaren ökar (Wu et al. 2022). Att recirkulera rötslam har bland annat ökat biogasproduktionen på storskaliga avloppsreningsverk (S. Yang 2017).

## 2.4 Käppalaverket

För att transportera allt avloppsvatten från kommunerna till verket har Käppalaverket ett stort tunnelsystem (65 kilometer långt med lutningen 0,1 ‰). Flera centrifugalpumpar finns utplacerade i tunnelsystemet. När vattnet väl når verket genomgår det mekanisk, biologisk och kemisk rening, därefter släpps det ut i Östersjön (Käppalaförbundet 2021). Efter den mekaniska reningen är processen uppdelad i elva bassänglinjer. Dessa är i sin tur uppdelade i två grupper, ett till sex respektive sju till elva (Käppalaförbundet 2019). I rapporten kommer dessa kallas grupp ett och grupp två. När avloppsvattnet har passerat genom hela Käppalaverket har totalt sett 80 % kväve och 97 % fosfor avlägsnats. Utöver detta har även vattnet renats från 99 % av den inkommande organiska föroreningarna (Käppalaförbundet 2020c).

### 2.4.1 Mekanisk rening

Käppalaverkets mekaniska rening består av tre steg. Det första steget är rens-galler, därefter används sandfång och sist ut är försedimenteringen (Käppalaförbundet 2020c).

Steg ett i den mekaniska reningen är att det inkommande vattnet passerar rens-galler för att avlägsna partiklar över 3 mm. På Käppala används ett roterande galler. För att avlägsna grus och sand som passerat dessa galler används istället ett sandfång (Käppalaförbundet 2020c). Käppalaverket har fyra luftade sandfång (total volym 1700 m<sup>3</sup>) där sedimenteringen sker. Sanden som använts hanteras separat och transporteras iväg medan ventilationsluften renas i Käppalaverkets egna luftreningssteg (Ramboll 2015).

Försedimenteringen på Käppalaverket sker i två bassänger och används för att avskilja större partiklar genom att låta dem sjunka till botten. Travers-skrapor på botten samlar upp slammet i en slamficka varifrån det förs till slambehandlingen. Cirka hälften av det försedimenterade primärslammet transporteras direkt till röt-kammare medan den andra hälften först genomgår en förtjockning (Ramboll 2015).



## 2.4.2 Biologisk rening

På Käppalaverket renas allt avloppsvatten med biologisk rening i form av nitrifikation, denitrifikation och fosforrening (biologisk i linje 1-6, kemisk i linje 7-11) (Ramboll 2015).

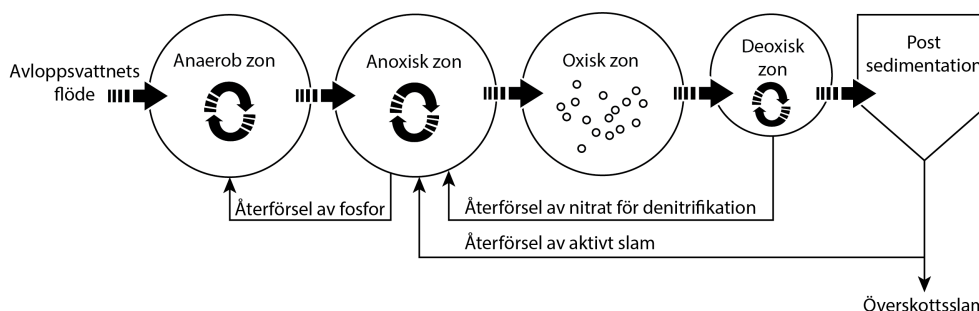
Den biologiska reningen på Käppala är uppbyggd som en UCT-process (se Figur 5). Detta innebär kortfattat att avloppsvattnet efter den mekaniska reningen först når den anaeroba zonen, därefter den anoxiska zonen och sist når den oxiska (luftade zonen). Innan eftersedimenteringen passerar även avloppsvattnet en deoxisk zon i syfte att eventuellt löst syre ska avges innan sedimenteringen. I den oxiska zonen sker nitrifikation och ammonium oxideras till nitrat. Genom tillbakapumpning till den anoxiska zonen kan nitraten denitrifieras till kvävgas. Under denitrifikationen bryts även organiska föreningar ner (Ramboll 2015).

### 2.4.2.1 Fosforrening

Käppalaverket linje 1-6 har fosforrening enligt UCT-processen, vilket innebär att syrefritt slam pumpas från den anoxiska zonen tillbaka till den anaeroba (Ramboll 2015). Recirkuleringen görs från den anoxiska bassängen för att minimera mängden nitrat som återförs till den anaeroba bassängen. Nitrat påverkar den biologiska fosforreningen negativt (Henze et al. 2008). Cirka en tredjedel av den totala fosforbelastningen renas i linje 1-6. Resten renas i linje 1-7 med simultanfällning, se Kemisk rening (Ramboll 2015).

### 2.4.3 Linje 1-6

I grupp ett av bassängerna (bassäng 1-6, se Figur 5) genomgår vattnet denitrifikation, nitrifikation samt biologisk fosforrening (Käppalaförbundet 2019).



Figur 5: Reningsbassängerna på linje 1-6, Käppalaverket. Framtagen efter (Björk 2021).

#### **2.4.4 Linje 7-11**

Den andra gruppen bassänger (bassäng 7-11) har en huvudsaklig skillnad mot grupp ett, det är att ingen bio-P rening med PAO sker här. Istället görs en simultanfällning med järnsulfat för att avlägsna fosfor. Den biologiska kvävereningen är dock identisk med bassäng 1-6 och även eftersedimenteringen är likadan (Käppalaförbundet 2019).

##### **2.4.4.1 Eftersedimentering**

Efter den biologiska reningen sedimenterar avloppsvattnet. Det bioslam som sedimenterar i detta steg samlas upp med slamskrapor, därefter återförs majoriteten av det till det biologiska reningssteget. Överskottsslammet avskiljs från reningsprocessen och transporteras istället till rötkastrarna för produktion av biogas (Käppalaförbundet 2020c).

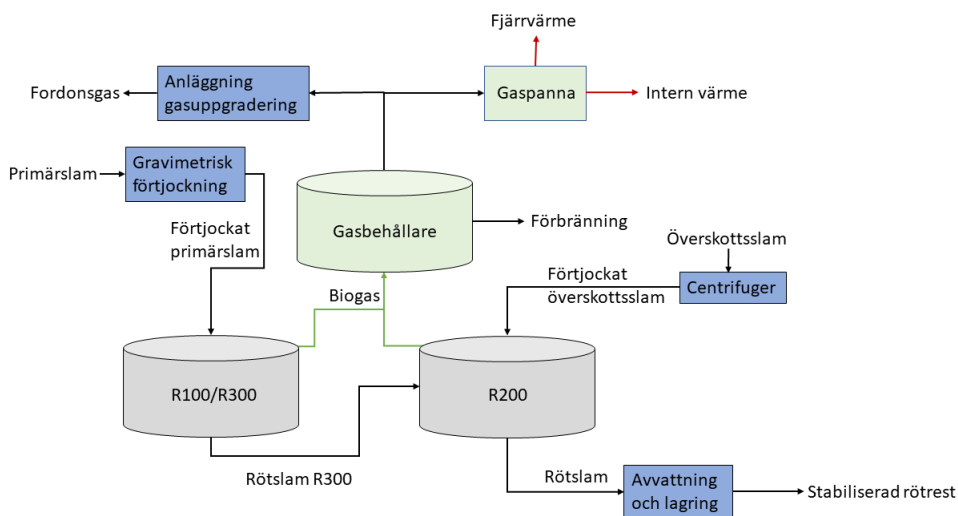
##### **2.4.5 Kemisk rening**

Reningsprocessens sista steg är den kemiska reningen. På Käppalaverket innebär den kemiska reningen filtrering genom sandfilter (totalt 30 stycken) samtidigt som en fällningskemikalie tillsätts. Innan avloppsvattnet passerar sandfiltret adderas järnsulfat, själva fosforfällningen sker alltså i sandfiltret. Hur mycket järnsulfat som tillsätts varierar beroende på den uppmätta fosforhalten i det utgående vattnet. Sandfiltrena behöver spolas rent efter viss tid för att behålla sin reningskapacitet. Käppalaverkets sandfilter består av två lager, mer specifikt 0,5 m sand och 1,0 m bränd, krossad lera (Ramboll 2015). Efter filtreringen släpps vattnet ut i Östersjön (Käppalaförbundet 2020c).

## 2.4.6 Slamhanteringen

På Käppalaverket transporteras det frånskilda primär- och överskottsslammet till tre mesofila anaeroba rötkammare (R100, R200 och R300). R100 och R300 är förrötkammare medan R200 är en efterrötkammare (Käppalaförbundet 2021). Slam från Käppalaverkets kemiska rening behandlas inte i rötkamrarna<sup>1</sup>. För tillfället är endast två rötkammare i drift på grund av renovering i rötkammare R100.

Slambehandlingen är anpassad efter slamtyp. Primärslam från reningsprocessen (som första har genomgått en gravimetrisk förtjockning) pumpas till förrötkammrarna R100 och R300. I R200 blandas rötslam som har rötats i R100/R300 med förtjockat överskottsslam från reningsprocessen. Innan överskottsslammet pumpas in förtjockas det med hjälp av centrifuger (Käppalaförbundet 2019). Biogasen som produceras i rötkamrarna mellanlagras i en gasbehållare. Den används antingen till att producera fordonsgas eller till intern värme. Om behovet av intern värme är lågt kan värmen ledas till fjärrvärmenätet (Ramboll 2015) (se Figur 6).



Figur 6: Schematisk bild över slam- och biogashanteringen idag på Käppalaverket.

<sup>1</sup>Jesper Olsson, handledare, Käppalaverket, möte 2022-10-13

Den anaeroba rötningen ger två produkter, rötrest och biogas. Biogasen går huvudsakligen vidare till anläggningen för gasuppgradering där biogasen ska bli fordonsbränsle. För att uppgradera biogasen används huvudsakligen en vattenskrubber (Käppalaförbundet 2019). Under gasuppgraderingen avlägsnas koldioxid och andra föreningar, resultatet blir fordonsgas med 97 % metaninnehåll (Käppalaförbundet u. å.[b]). Fordonsgasen skickas sedan vidare till SL (Storstockholms lokaltrafik) och driver deras bussar. Om uppgraderad gas blir över används en vocsidizer för att bränna upp den (Käppalaförbundet 2019). En vocsidizer är en maskin som förbränner flyktiga organiska ämnen, på så sätt renas gasen som släpps ut (Direct Industry u. å.).

Rötresten avvattnas och lagras därefter i sex månader (för hygienisering), därefter sprids den på åkermark (Björk 2021). År 2020 gick 95 % av det rötade slammet till åkermark, enbart 5 % behövde förbrännas (Käppalaförbundet 2020b).

## 3 Metod

### 3.1 Försöksupplägg

För att undersöka recirkulering av rötslam och jämföra processen med konventionell rötning införskaffade Käppalaverket ett Dolly-system bestående av två mindre röt-kammare (BR01 och BR02). I röt-kammare BR01 genomfördes konventionell rötning, i BR02 genomfördes rötning med recirkulering av slam. Experimentet startades i december 2021 (några veckor innan examensarbetet inleddes) med låg belastning på Dolly-systemets reaktorer. Efter att stabila förhållanden uppnåtts i reaktorerna höjdes belastningen (OLR) gradvis varpå resultatet studerades. Vid experimentets start sattes HRT till 14 dagar. Samma HRT bibehölls under 3 uppehållstider för att nå stabila förhållanden. När OLR ökades (och HRT sänktes som konsekvens) användes 7 dagar som sänkingsvecka. Detta gjordes för att minimera risken för överbelastning av systemet (se Tabell 2 för översikt). Som referens mot dom två röt-kammarna i pilotskala används relevant data från den fullskaliga röt-kammaren R300.

Tabell 2: Experimentellt schema över uppehållstid (HRT) samt motsvarande organisk belastning (OLR).

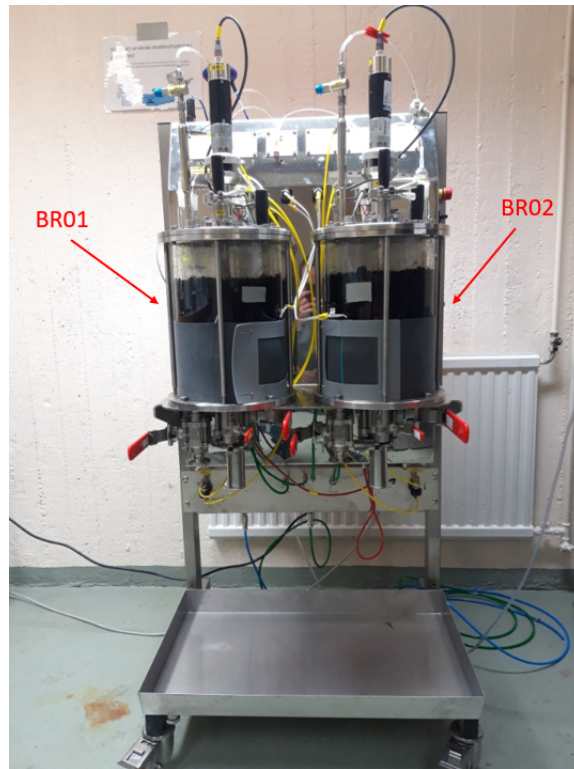
Dag	HRT [dagar]	Ungefärlig OLR [kgVS (m <sup>3</sup> d) <sup>-1</sup> ]
1-70	14	3-4
71-77*	14 till 11	3,5
78-112	11	3,7-4,5
113-119*	11 till 9	4,5
120-147	9	4,5-5,5
148-154*	9 till 7	5,5
155-173	7**	5,5-6,3

\* Övergångsperiod

\*\* Hela experimentet inkluderas inte i denna uppsats, se avsnitt 1.2.2.

### 3.2 Dolly-systemet

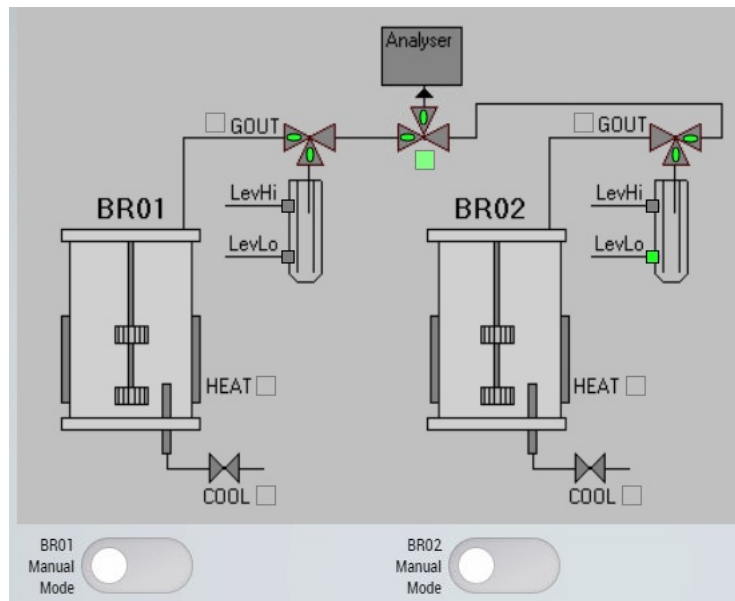
Dolly-systemet består av dom två röt-kammarna samt mätinstrument för gasproduktionen och gassammansättningen (se Figur 7). I fortsättningen kallas den vänstra kammaren för BR01 och den högra kammaren för BR02.



*Figur 7: Dolly-anläggningen uppställd med slam i båda kamrarna. Den vänstra är BR01 och den högra är BR02.*

Rötkamrarna hade i denna studie en aktiv volym på  $7 \text{ dm}^3$  och drevs vid den mesofila temperaturen ( $37 \text{ }^\circ\text{C}$ ). Kamrarna tömdes manuellt genom botten och fylldes vid toppen. Anläggningen hade möjlighet att kylas genom att koppla den till en kran med rinnande vatten. Kylningen skedde kontinuerligt och både slammet i kammaren samt den bildade gasen kylades.

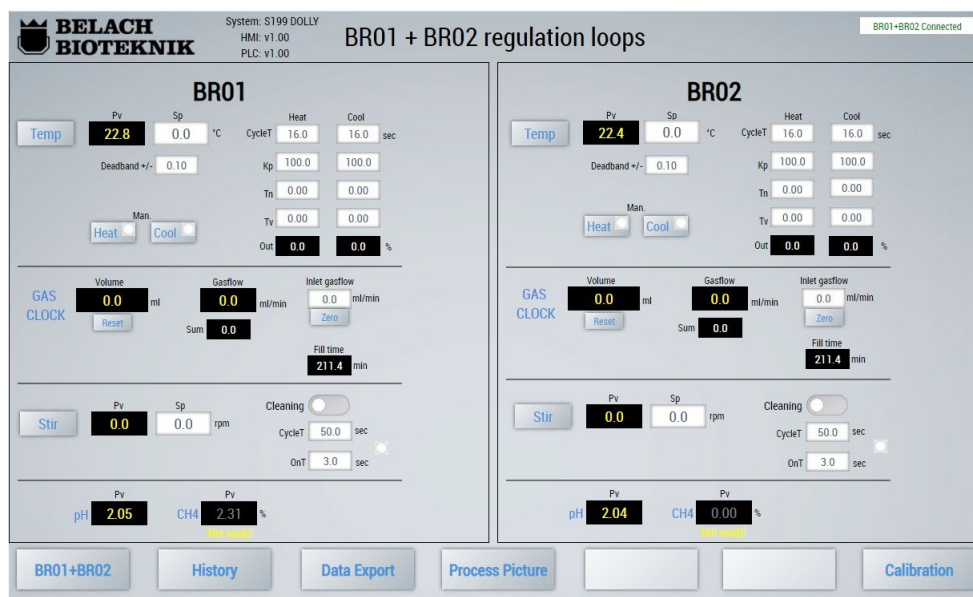
För att mäta volymen producerad gas använde Dolly-systemet vattenpelare som mättes i behållare under varje rötkammarens trevägsventil (se Figur 8). Ventilerna var öppna i figuren (grön vänster pil), alltså steg vattenpelaren allt eftersom gas flödade till vattnet. När vattenpelaren behövde nollställas stängdes ventilen till vänster och den högra ventilen öppnades. Då släpptes gasen ut och vattenpelaren nollställdes, gasen färdades via ledningar till forcerad ventilation i ett dragskåp. Därefter stängdes den högra ventilen av, den vänstra öppnades och processen började om. En vattenpelare på  $1 \text{ cm}$  motsvarar ett gstryck på  $1 \text{ mbar}$ .



Figur 8: Schematisk bild över Dolly-systemet och dess gasmätning.

### 3.2.1 Styrning av labb-anläggningen

Dolly-klienten användes för att styra Dolly-systemet och var separerad i två sidor, BR01 och BR02 (se Figur 9). Överst stod anläggningens temperatur, under detta experiment var den alltid ungefär 37 °C för båda reaktorerna. Under temperaturen visades registrerad gasproduktion (mL gas per minut) samt ackumulerad gasproduktion sedan starten. Omrörningshastigheten i reaktorerna reglerades nedanför gasproduktionen. Experimentet genomfördes vid hastigheten 235 varv per minut. Längst ner registrerades andelen metan i den producerade biogasen. Eftersom en mätare inte kan mäta två reaktorer samtidigt användes värden från mätaren endast när reaktorerna drevs på samma sätt, alltså innan förtjockningen inleddes.



Figur 9: Den digitala Dolly-klienten. Värdena i figuren är inte dom som var aktuella under projektet.

### 3.3 Matningen

Matningen gjordes varje arbetsdag varje vecka, den startades den 13:e december och kördes till och med den 3:e juni. Båda röt-kamrarna matades dagligen med råslam (primärslam).

Från och med dag 43 av experimentet inleddes förtjockningen i BR02. Denna innebar, i grova drag, att rötslammet från röt-kammaren togs ut, polymer tillsattes och blandningen centrifugerades i syfte att avlägsna vätska. När vätska dekanterats återfördes den förtjockade rötslam-blandningen till BR02. En noggrannare redogörelse kan läsas nedan. Innan förtjockningsprocessen inleddes gjordes matningen alltså enligt nedan men utan förtjockningen. Råslam (och senare även polymer) hämtades varje måndag. Dom dagliga doserna råslam vägdes upp i literflaskor som förvarades kylt.

Den dagliga matningen började med att dagens data noterades. Det som noterades var temperaturen i röt-kamrarna, den ackumulerade gasproduktionen, andelen metan i biogasen, det aktuella lufttrycket (från SMHI) samt lufttemperaturen i rummet (enligt en hand-termometer). Därefter startades matningen av reaktor BR01. Steg ett var att tömma ut en bestämd mängd rötslam från reaktorn och mäta pH på slammet. Efter detta tillfördes den dagliga dosen råslam, plasttratt användes vid matning (se Figur 10).





*Figur 10: Försöksupställning vid matning. På denna bild saknas gasballong som syns nedan, den var dock kopplad till systemet under alla matningstillfällen.*

Under tömning och matning var alltid reaktorns gasventil stängd och tryckutjämning gjordes med en genomskinlig plastballong halvfylld med biogas (se Figur 11).



*Figur 11: Gasballongen som användes för att tryckutjämna vid matning.*

För BR02-reaktorn såg processen liknande ut, skillnaden var att av det rötslam som togs ut förtjockades en del och återfördes.

På samma sätt som för BR01 tömde BR02 på en viss mängd rötslam och dess pH mättes. Därefter började förtjockningen genom att en polymer blandades med rötslammet. Rötslammet hälldes mellan två literbägare för att förtjockas innan centrifugeringen (se Figur 12).



*Figur 12: Mätglas och literbägare som användes vid förtjockning.*

Det förtjockade rötslammet kördes i centrifugen under fem minuter med varvtalet 3800 varv/min. När slamblandningen tagits ut dekanterades en förbestämd mängd vätska. Det som återstod i centrifugburkarna blandades ordentligt och återfördes till BR02 samtidigt som det dagliga råslammet tillfördes.

### 3.4 Analyser och löpande kontroll

Analyserna som görs på Käppalaverket är baserade på standarderna i högerkolumnen, dock modifierade till viss del (se Tabell 3).

*Tabell 3: Parametrarna som undersöktes i projektet, vilken frekvens dom undersöktes med samt vilken metod som användes.*

<b>Parameter</b>	<b>Frekvens</b>	<b>Metod</b>
Temperatur rötchammare	Kontinuerlig	On-line
Temperatur labbet	Daglig	On-line
Luftryck	Daglig	On-line
Gasproduktion	Kontinuerlig	On-line
Gassammansättning	Varje vecka	On-line
pH	Daglig	Stationär eller portabel pH-mätare
TS	Varje vecka	Gravimetrisk
GR	Varje vecka	Gravimetrisk
NH <sub>4</sub> -N	Varje vecka	Kyvettanalys (Hach LCK 303)
FS	Varje vecka	Kyvettanalys (Hach LCK 365)
TA	Varje vecka	Titring (SS-EN ISO 9963-1)
BA	Varje vecka	Titring (SS-EN ISO 9963-2)
COD	Varje vecka	Kyvettanalys (Hach LCK 114)
TOC	Varje vecka	Kyvettanalys (Hach LCK 385)
Kjeldahl-kväve	Varje vecka	SS-EN 13342*
Total kväve	Innan varje HRT-sänkning	SS-ISO 13878*
Total kol	Innan varje HRT-sänkning	SS-28311*
Fett	Innan varje HRT-sänkning	NMKL 131*

\* Analys utförd av externt laboratorium.

### 3.4.1 Analyser i labb

Analyserna på Käppala gjordes alltid i triplikat varefter medelvärden beräknades.

Vid många analyser (ammoniumkväve, FS, TOC och COD) behövde rötslammet veckfiltreras som första steg. Ett veckfilter av typen Grade V 150 från Munktell filtrak<sup>TM</sup> användes. Veckfiltret veks ut i en tratt som var nedstoppad antingen direkt i en E-kolv/bägare eller i en plasticspruta som stod i en E-kolv (se Figur 13). Om filtratet rann direkt ner i plasticsprutan hade denna spruta alltid ett filter fastskruvat på spetsen. Olika typer av filter användes beroende på vilken parameter som analyserades. För FS-analys användes alltid ett 0,45 µm filter (PES, Sartorius Minisart). För NH<sub>4</sub>-N, COD och TOC användes ett 1,6 µm glas mikrofiber filter (6882-2516 GD/X 25 mm, Whatman<sup>TM</sup>).



Figur 13: Uppställning för veckfiltrering utan sprutor.

Analyskyvetterna som användes analyserades via en spektrofotometer av modell Hach DR3900.

#### 3.4.1.1 Ammoniumkväve

Analysen av ammoniumkväve (råslam, BR01 och BR02) är ett kyvetttest (Hach LCK 303) (Käppalaförbundet 2020a) som startades genom veckfiltrering. Därefter späddes det filtrerade slammet och blandades med kemikalier i kyvett-korkarna, varpå blandningen skakades. Dom färdiga kyvetterna analyserades med en spektrofotometer.

### 3.4.1.2 Torrsubstans och glödrest

Analysen av torrsubstans och glödrest (råslam, BR01 och BR02) är en gravimetrisk analys enligt svensk standard 028113-1 (Käppalaförbundet 2022e). Den startades genom att väga dom förglödgade aluminiumformarna på en analysvåg. Därefter fylldes dom delvis med slam och vägdes igen på en snabbvåg. Proverna ställdes sedan in i en torrsubstansugn (temperatur  $105 \pm 3$  °C) och förvarades där i minst 20 timmar. Efter torkningen vägdes proverna på analysvågen (se Ekvation 14 för beräkning).

$$TS = \frac{m_b - m_c}{m_a - m_c} \cdot 100, \quad (14)$$

där

TS = torrsubstansen [%]

$m_a$  = mängd vått prov [g]

$m_b$  = mängd torrt prov [g]

$m_c$  = formens vikt [g]

För att bestämma glödresten glödgas samma prover i glödrestugnen (temperatur  $550 \pm 25$  °C) i exakt 2 timmar. Proven togs sedan ut och vägdes (se Ekvation 15 för beräkning).

$$GR = \frac{m_d - m_c}{m_b - m_c} \cdot 100, \quad (15)$$

där

GR = glödresten [%]

$m_b$  = mängd torrt prov [g]

$m_c$  = formens vikt [g]

$m_d$  = det glödgade provet [g]

Vid beräkning av kamrarnas utrötningsgrad användes både råslammets och rötslammets VS-halt. Med VS menas den andelen organiskt material i råslamm som har eldats upp i GR-ugnen, alltså det som inte är glödresten. VS är alltså det organiska material som anses kunna reduceras under rötningen, (se Ekvation 16).

$$VS = 1 - GR, \quad (16)$$

där

VS = organiskt material som reducerats [%]

GR = glödresten [%]

### 3.4.1.3 FS

Vid bestämning av halten flyktiga syror i BR01 och BR02 användes kyvetttestet Hach LCK 365 (Käppalaförbundet 2022c). Analysen startades genom veckfiltrering. Filtrerad vätska blandades med kyvett-reagenser och värmdes i ett värmeblock (100 °C). Dom färdiga kyvetterna analyserades med en spektrofotometer (våglängd 497 nm).

### 3.4.1.4 Alkalinitet

Analysen av alkalinitet (båda bikarbonat- och totalalkalinitet) gjordes genom en titrimetrisk metod (svensk standard ISO 9963-1 och ISO 9963-2) (Käppalaförbundet 2022a). Steg ett var att centrifugera (Heraeus Megafuge 40, Thermo Fischer Scientific) rötslam från BR01 och BR02 i 20 minuter med varvtalet 4000 varv/min. Den automatiska titratoren (855 Robotic Titrosampler, Metrohm) startades och övervätskan från centrifugeringen hölls upp i plastbägare. Genom titrering ner till pH 5,4 och därefter pH 4,5 bestämdes först bikarbonatalkaliniteten (BA) och därefter totalalkaliniteten (TA). I Resultat presenteras resultaten för flyktiga syror och alkalinitet men även kvoten FS/TA, som har nämnts i Bakgrund.

#### 3.4.1.5 Löslig TOC

Metoden för analys av löslig TOC var kyvettnetoden Hach LCK 386 (Käppalaförbundet 2022f). Analysen startades genom veckfiltrering. Efter filtrering genom mikrofiber-filter tillsattes avjonat vatten tills filtratet var utspätt 1:10.

Filtrat tillsattes till uppslutningskyvetten som skakades i en skakmaskin (TOC-X5 skakmaskin, Hach Lange) i fem minuter. Uppslutningskyvetten skruvades ihop med indikatorkyvetten och båda placerades i ett värmeblock (100 °C) och värmdes i två timmar. Kyvetterna togs ut och tilläts svalna, därefter kördes dom i spektrofotometern (våglängd 435 nm).

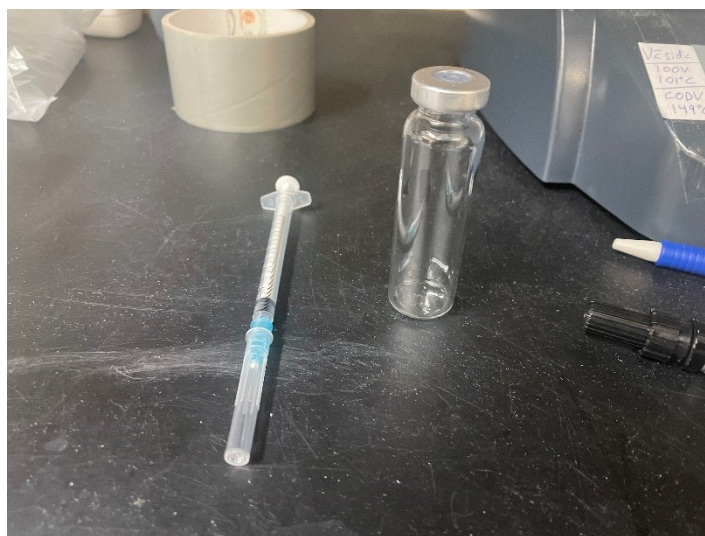
#### 3.4.1.6 Löslig COD

Vid bestämning av halten löslig COD i BR01 och BR02 användes kyvettestet Hach LCK 114 (Käppalaförbundet 2022b). Analysen startades genom veckfiltrering. Filtratet som passerat det påskruvade filtret späddes 1:10 med avjonat vatten. Till varje reagenskyvett tillsattes 2,0 mL prov, till nollkyvetten tillsattes istället 2,0 mL avjonat vatten. Kyvetterna skakades och värmdes i värmeblocket (temperatur  $148 \pm 3$  °C) i två timmar.

Kyvetterna togs ut och ställdes i mörker för att svalna. Därefter analyserades dom i spektrofotometern (våglängd 605 nm), nollprovet med avjonat vatten analyserades först och reagenskyvetterna efteråt.

### 3.4.2 Externa analyser

För att erhålla metankoncentrationen i den bildade biogasen från reaktorerna togs varje vecka (under fredagar innan matning) metanprov i glasvialer. Proverna togs genom att använda en 1-mL spruta. Triplikata prover togs för varje reaktor (se Figur 14). Dessa vialer förvarades i kyl och skickades sedan till SLU för analys genom gaskromatografi. GC-analysen som användes beskrivs närmare i (Westerholm et al. 2012).



*Figur 14: Spruta och glasvial som användes vid metananalyserna.*

För bestämning av råslammets Kjeldahl-kväve skickades en literburk med råslam varje måndag till Eurofins Food & Feed Testing Sweden AB i Lidköping. Analyserna där utfördes enligt standarden SS-EN 13342.

Vid analys av slammets beståndsdelar (framförallt fördelning av proteiner, fetter och kolhydrater) skickades prover till analysföretaget Agrilab AB i Uppsala. Det totala innehållet av kol och kväve analyserades enligt standarderna SS-28311 respektive SS-ISO 13878.



## 4 Resultat

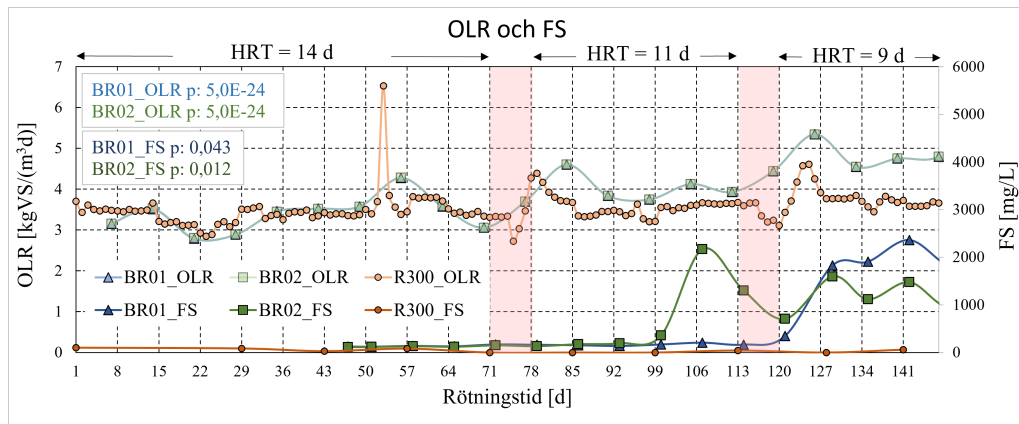
Data från BR01, BR02 och R300 representeras av blå, gröna respektive orangea linjer. Dom olika HRT-intervallerna i grafernas övre del är kopplade till BR01 och BR02, inte R300.

Resultat (p-värden) från t-test för data från 14- och 9 dagars HRT visas i graferna för flera av de analyserade parametrarna. Värdena från dom två HRT-perioderna jämförs endast för samma reaktor, BR01 och BR02 jämförs inte med varandra. Om ett p-värde är under 0,05 bedöms förändringarna i värdena vara statistiskt signifikanta.

### 4.1 OLR & FS

Nedan presenteras den organiska belastningen (OLR) samt halten flyktiga syror under experimentet för BR01, BR02 och R300 (se Figur 15). Den organiska belastningen för både BR01 och BR02 under den första veckan uppgick till cirka  $3,15 \text{ kgVS (m}^3\text{d)}^{-1}$ . Vid 14 dagars HRT var OLR  $3\text{-}4 \text{ kgVS (m}^3\text{d)}^{-1}$ . Under sänkingsveckan till 11 dagars uppehållstid ökade den organiska belastningen till  $4 \text{ kgVS (m}^3\text{d)}^{-1}$ . Under hela 11-dagars HRT-perioden ut OLR cirka  $4 \text{ kgVS (m}^3\text{d)}^{-1}$ . När HRT sänktes till 9 dagar ökade OLR till  $4,5 \text{ kgVS (m}^3\text{d)}^{-1}$ . Under perioden med 9 dagars uppehållstid var OLR cirka  $5 \text{ kgVS (m}^3\text{d)}^{-1}$ . Erhållna OLR-värden var i princip identiska för reaktorerna BR01 och BR02.

Den organiska belastningen på R300 befann sig mellan 3 och  $4 \text{ kgVS (m}^3\text{d)}^{-1}$  under majoriteten av dagarna. En topp noterades dock under dag 53. Orsaken till toppen är okänd.



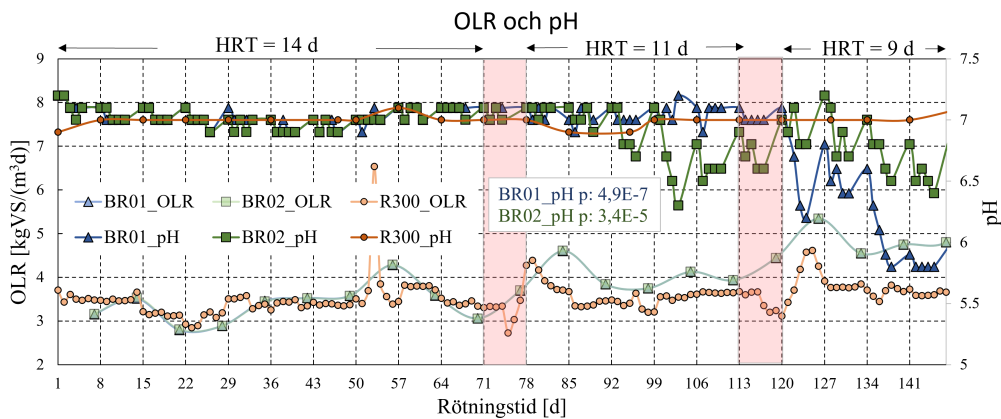
Figur 15: Organisk belastning (OLR) och FS-koncentration för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden.

FS-halterna vid detta tillfälle var  $125 \text{ mgHAc dm}^{-3}$  och  $113 \text{ mgHAc dm}^{-3}$  för BR01 respektive BR02. Under flera veckor, tills mitten av perioden med 11-dagars uppehållstid, var halten flyktiga syror cirka  $100\text{--}200 \text{ mgHAc dm}^{-3}$  både för BR01 och BR02. Vid vecka 13 (dag 107) däremot noteras en kraftig topp för BR02 (koncentration  $2168 \text{ mgHAc dm}^{-3}$ ) men ingen för BR01. En sjunkande FS-koncentration för BR02 sågs under dom två kommande veckorna. Efter sänkingsveckan 11 till 9 dagars HRT ökade FS-halten i båda reaktorerna omgående. Under dom återstående veckorna hade BR01 en FS-halt på cirka  $2000 \text{ mgHAc dm}^{-3}$  och BR02 hade en FS-halt på cirka  $1250 \text{ mgHAc dm}^{-3}$ .

I grafen ses att för R300 uppgick värdet till antingen 0 eller mycket nära 0 under hela processen. Det högsta värdet under mätningen var  $141 \text{ mgHAc dm}^{-3}$ .

## 4.2 OLR & pH

Nedan presenteras den organiska belastningen (OLR) samt pH under experimentet för BR01, BR02 och R300 (se Figur 16). Under experimentets inledning var båda reaktorernas pH 7,2. Under en stor del av experimentet var pH-värdet cirka 7. Dom första avvikelserna från detta observerades under vecka 11 (dag 92 - 98). Efter dessa dagar varierade pH i BR02 mer. BR01-reaktorn hade fortsättningsvis ett pH-värde på cirka 7. Efter sänkingsveckan där HRT reduceras från 11 till 9 dagar observerades ett skifte. BR01:s pH sjönk kraftigt samtidigt som värdet i BR02 ökade. pH-värdet i BR01 sjönk under återstoden av experimentet, vid slutet var värdet strax under 6,0. En sjunkande trend observerades även i BR02, dock betydligt mildare än för BR01, vid slutet var pH-värdet i BR02 cirka 6,5.

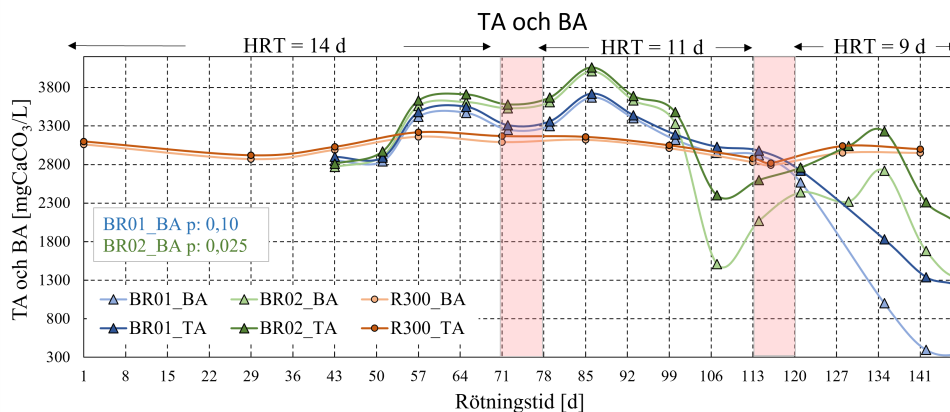


Figur 16: Organisk belastning (OLR) och pH för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden.

För R300 genomfördes pH-mätningar endast varannan vecka. Under hela experimentet var pH i R300 stabilt, cirka 7,0.

### 4.3 Alkalinitet

Nedan presenteras bikarbonat- och totalalkaliniteten under experimentet för BR01, BR02 och R300 (se Figur 17). Vid 14-dagars HRT för rötkamrarna var alkaliniteten jämförbar i båda kamrarna. För BR01 och BR02 uppmättes likartade värden på BA och TA. Efter sänkning till 11 dagars HRT uppstod en viss skillnad. Denna skillnad förstärktes när en sänka noterades för BR02. Vid detta tillfälle började även BA-värdet skilja sig tydligare från TA-värdet. BA och TA för BR01 uppvisade inte samma sjunkande tendens. När uppehållstiden hade sänkts till 9 dagar noterades att framförallt TA men även BA för BR02 ökade. Detta samtidigt som BA och TA för BR01 minskade kraftigt. Under experimentets näst sista vecka (dag 134 - 141) sjönk BA och TA för båda reaktorerna. Totalalkaliniteten för BR01 uppgick slutligen till  $1340 \text{ mgCaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$  och  $2310 \text{ mgCaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$  för BR02. Bikarbonatalkaliniteten landade på  $397 \text{ mgCaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$  för BR01 och  $1680 \text{ mgCaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$  för BR02.

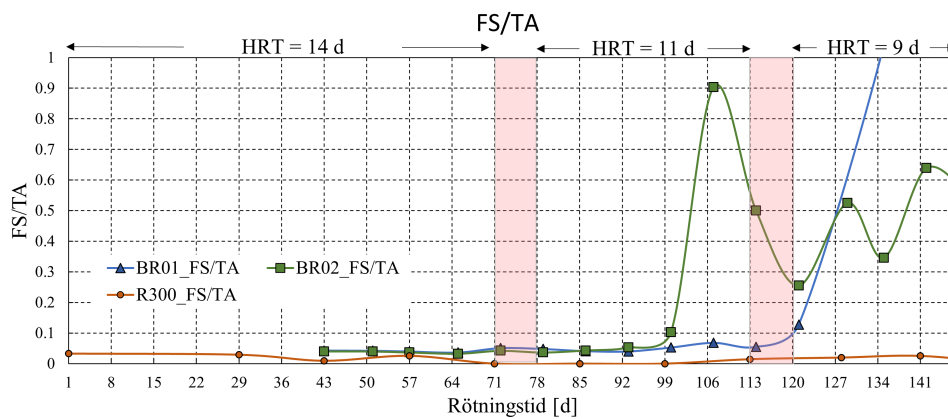


Figur 17: Alkalinitet (bikarbonat- och totalalkalinitet) för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden.

Under analysperioden var både BA och TA för R300 relativt konstant cirka  $3000 \text{ mgCaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$ .

## 4.4 FS/TA

Nedan presenteras kvoten FS/TA under experimentet för BR01, BR02 och R300 (se Figur 18). Under perioden med 14-dagars HRT var kvoten tydligt under 0,1 för båda reaktorerna. Detta gällde även under halva perioden med 11-dagars HRT varefter BR02-kvoten ökade kraftigt upp till 0,9. Dom två följande veckorna sjönk kvoten dock ner till under 0,3. Samtidigt befann sig kvoten för BR01 under 0,1 tills HRT sänkts ner till 9 dagar. Då ökade kvoten för BR01 kraftigt (till över 1,0) och höll sig där under resten av perioden med 9-dagars HRT. Kvoten för BR02 däremot fluktuerade mellan 0,25 och 0,65 under samma period.

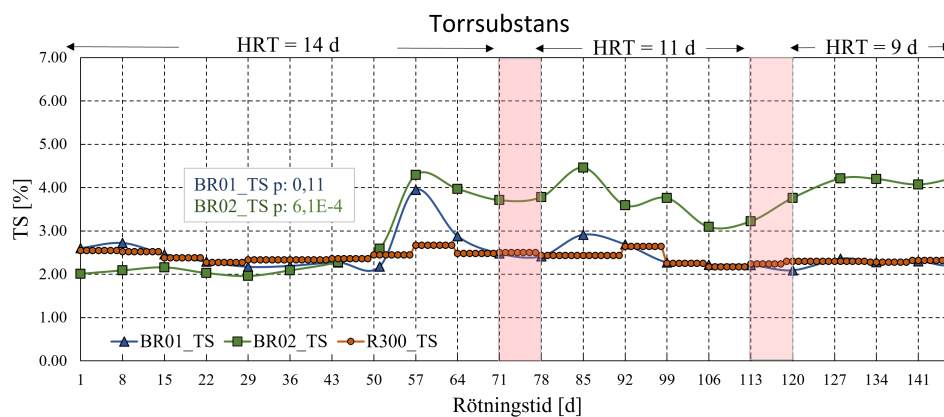


Figur 18: Värden för kvoten FS/TA för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden.

Under hela experimentperioden befann sig FS/TA-kvoten för R300 mycket nära noll.

## 4.5 Torrsubstans

Nedan presenteras torrsubstansen under experimentet för BR01, BR02 och R300 (se Figur 14). TS-halten i BR01 och BR02 särskiljer sig från och med dag 57. Fram tills dag 50 var torrsubstanshalten i båda reaktorerna ungefär 2 %. Några veckor efter att förtjockningen av BR02 inleddes observerades en tydlig skillnad mellan reaktorernas TS-halt. BR01 höll sig (med ett undantag) inom intervallet 2 - 3 %. I BR02 var TS-halten istället inom intervallet 3 - 4,5 % under experimentet.

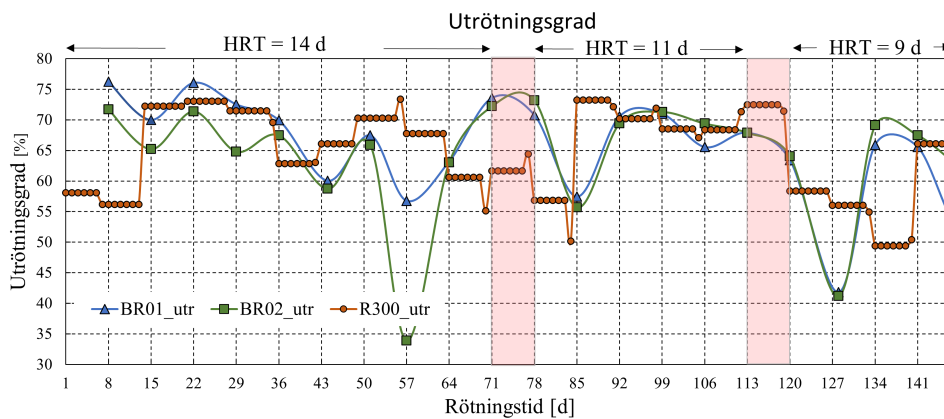


Figur 19: Torrsubstans-halten för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden.

I R300 var torrsubstanshalten inom intervallet 2 - 3 %.

## 4.6 Utrötningsgrad

Nedan presenteras utrötningsgraden under experimentet för BR01, BR02 och R300 (se Figur 20). Den uppmätta utrötningsgraden varierade i prov både från BR01 och BR02. Förutom vid ett tillfälle följdes reaktorerna åt i förändringarna av utrötningsgraden. För BR02 skedde en avvikelse dag 57 då en kraftig sänka observerades, från 66 % till 34 % och tillbaka upp till 63 % nästa vecka. Inga generella ökande eller minskande trender observerades under experimentet, tillfälliga svängningar förekom däremot. Ytterligare ett avvikande lågt värde observerades under dag 128. Till skillnad från dag 57 var utrötningsgraden liknande för båda reaktorerna vid detta tillfälle. Under hela experimentet var utrötningsgraden, förutom vid två ovan nämnda tillfällen, alltid mellan 55 och 80 % för BR01 och BR02.

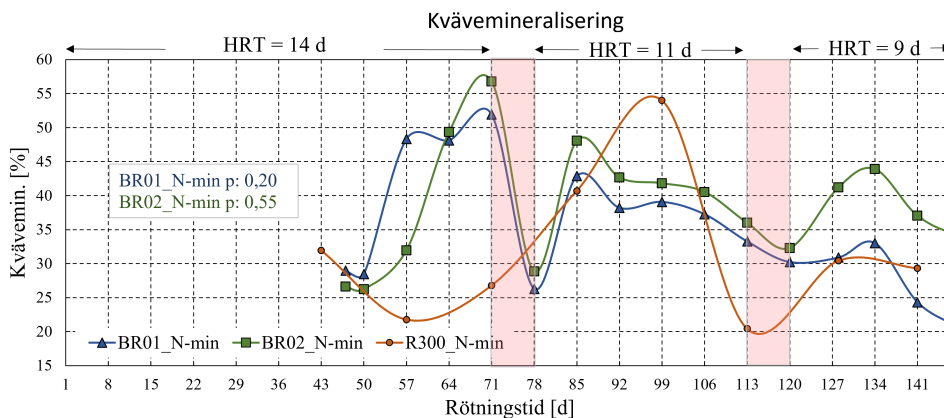


Figur 20: Utrötningsgraden för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden.

Utrötningsgraden i R300 rörde sig oftast inom samma intervall som för BR01 och BR02 även om vissa skillnader kunde noteras. Under hela experimentet var utrötningsgraden för R300 mellan 50 och 75 %.

## 4.7 Kvävemineralisering

Nedan presenteras andelen mineraliserat kväve under experimentet för BR01, BR02 och R300 (se Figur 21). Andelen mineraliserat kväve i BR01 och BR02 följdes åt väl både under 14 och 11-dagars uppehållstid. Under denna period var andelen mineraliserat kväve något högre i BR02 än i BR01. Efter sänkningen till 9-dagars HRT noterades dock en större skillnad, andelen mineraliserat kväve i BR01 minskade samtidigt som den ökade svagt i BR02. Skillnaden mellan andelen mineraliserat kväve i BR01 och BR02 var alltså större vid 9-dagars HRT än vid 11-dagars HRT. Under experimentet befann sig kvävemineraliseringen både i BR01 och BR02 alltid mellan 25 och 60 %.



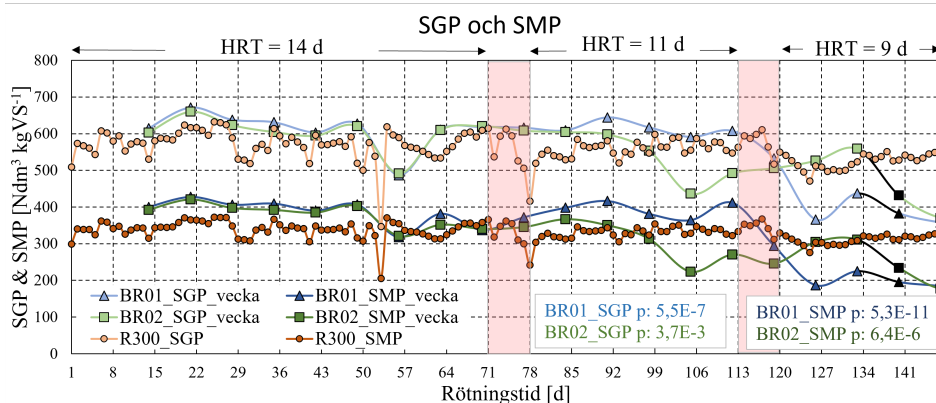
Figur 21: Andelen mineraliserat kväve för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden.

Kvävemineraliseringen i R300 följde inte samma mönster som den i BR01 och BR02. Däremot rörde den sig inom samma intervall då mineraliseringen i R300 alltid var mellan 20 och 60 %.



## 4.8 Specifik gas- och metanproduktion

Nedan presenteras SGP och SMP under experimentet för BR01, BR02 och R300 (se Figur 22). Startvärdet (dag 14) för SGP var  $614 \text{ Ndm}^3 \text{ kgVS}^{-1}$  för BR01 och  $602 \text{ Ndm}^3 \text{ kgVS}^{-1}$  för BR02. Gällande SMP-värdet var dess startvärde  $400 \text{ Ndm}^3 \text{ kgVS}^{-1}$  för BR01 och  $392 \text{ Ndm}^3 \text{ kgVS}^{-1}$  för BR02. Under 14-dagarsperioden följde både SGP och SMP-värdena varandra för BR01 och BR02. SGP-värdena varierade mellan 500 och  $700 \text{ Ndm}^3 \text{ kgVS}^{-1}$  medan SMP-värdena varierade mellan 300 och  $400 \text{ Ndm}^3 \text{ kgVS}^{-1}$ . Halvvägs under perioden med 11 dagars HRT kunde en dal observeras för BR02, både i dess SGP och SMP. Ett skifte skedde dock efter sänkingsveckan till 9 dagars HRT, då sjönk värdena för BR01 tydligt medan dom steg för BR02. Mot slutet av 9 dagars uppehållstid sjönk BR02:s värden och närmade sig samma siffror som BR01. Slutvärdet för SGP uppgick till ungefär  $360 \text{ Ndm}^3 \text{ kgVS}^{-1}$ , för SMP var det cirka  $180 \text{ Ndm}^3 \text{ kgVS}^{-1}$ . Dom svarta sektionerna för BR01 och BR02 markerar en vecka då gasläckage från rötkamrarna förekom.

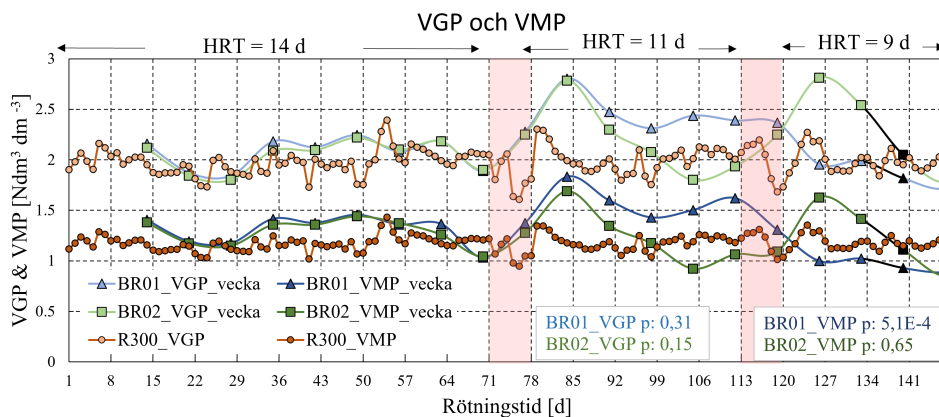


Figur 22: SGP och SMP-värden för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden.

För R300-rötkammaren höll sig SGP-värdena för det mesta inom spannet  $500 - 600 \text{ Ndm}^3 \text{ kgVS}^{-1}$ . Värdena för SMP hade ett liknande beteende men med lägre värden, dom befann sig oftast inom spannet  $300 - 400 \text{ Ndm}^3 \text{ kgVS}^{-1}$ .

## 4.9 Volymetrisk gas- och metanproduktion

Nedan presenteras VGP och VMP under experimentet för BR01, BR02 och R300 (se Figur 23). Under perioden med 14 dagars uppehållstid var VGP för både BR01 och BR02 väldigt lik VGP för R300 (cirka  $2 \text{ Ndm}^3 \text{ dm}^{-3}$ ). VMP för BR01 och BR02 var även den relativt nära VMP-värdena för R300 (cirka  $1,25 \text{ Ndm}^3 \text{ dm}^{-3}$ ). Dock, när experimentet gick in i nästa fas (perioden med 11-dagars uppehållstid) särskiljde sig VGP och VMP-värdena för BR01 och BR02. BR02:s värden sjönk, efter en inledande topp, medan BR01:s värden stannade på en högre nivå (både VGP och VMP). Efter sänkingsveckan ner till 9 dagars HRT noterades ett nytt skifte. Nu var istället VGP och VMP högre för BR02 och lägre för BR01. Efter den inledande toppen för BR02 närmade sig dock dess VGP och VMP-värdena BR01:s. Vid slutet av 9 dagars HRT var VGP och VMP i princip desamma för BR01 och BR02, alltså ungefär  $1,7 \text{ Ndm}^3 \text{ dm}^{-3}$  för VGP och cirka  $0,85 \text{ Ndm}^3 \text{ dm}^{-3}$  för VMP. Dom svarta sektionerna för BR01 och BR02 markerar en vecka då gasläckage från röt-kammarna förekom.

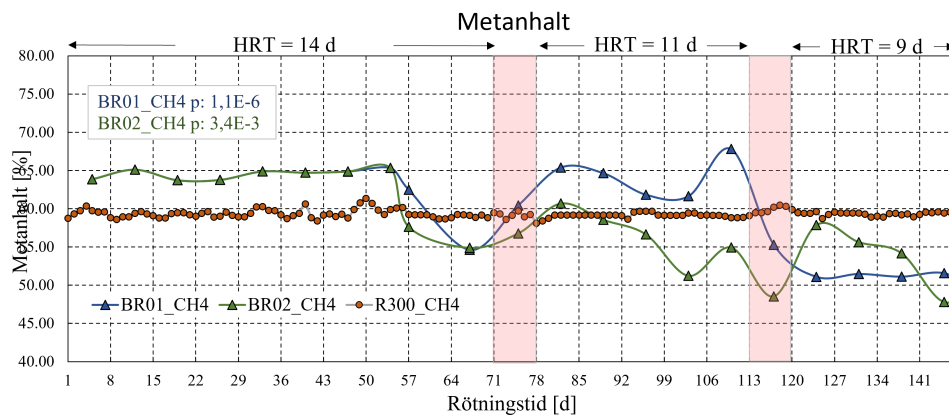


Figur 23: VGP och VMP-värden för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden.

I röt-kammare R300 var både VGP och VMP-värdena förhållandevis stabila. Den volymetriska gasproduktionen rörde sig inom spannet  $1,5 - 2,5 \text{ Ndm}^3 \text{ dm}^{-3}$  medan VMP rörde sig inom spannet  $1,0 - 1,5 \text{ Ndm}^3 \text{ dm}^{-3}$ .

## 4.10 Metanhalt i biogasen

Nedan presenteras metanhalten i biogasen som producerades under experimentet för BR01, BR02 och R300 (se Figur 24). Under experimentets första del, vid uppehållstiden 14 dagar, överensstämde metanhalterna i BR01 och BR02 väl med varandra (dag 57 under vecka 6 var undantaget). När uppehållstiden sänkts till 11 dagar var metanhalten genomgående högre i BR01 än i BR02. I BR01 skiftade metanhalten mellan 60 och 70 %, i BR02 varierade den mellan 50 och 60 %. Vid 9 dagars uppehållstid hade ett skifte skett igen. Nu var, med ett undantag, metanhalten högre i BR02 än i BR01. I BR01 var halten cirka 50 %, i BR02 observerades istället en nedåtgående trend med start vid 57,9 % ner till 47,8 %.

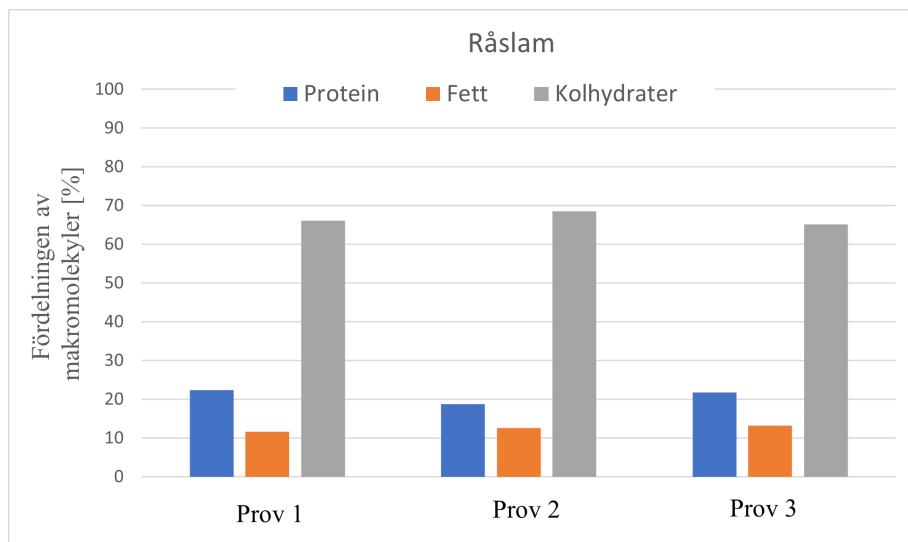


Figur 24: Metanhalt i producerad biogas för dom två experimentella reaktorerna BR01 (utan recirkulering) och BR02 (med recirkulering) samt R300 under hela experimentperioden.

Rötkammare R300 hade en väldigt jämn metanandel i jämförelse med BR01 och BR02. För R300 var andelen metan alltid cirka 60 %.

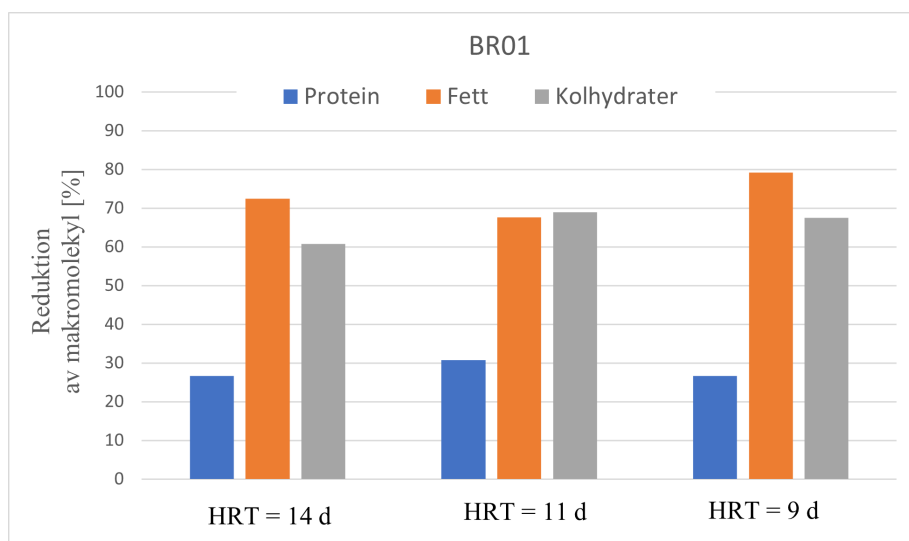
## 4.11 Protein, fett och kolhydrater

Nedan presenteras andelen makromolekyler som råslammet bestod av vid de tre provtagningstillfällena (se Figur 25).

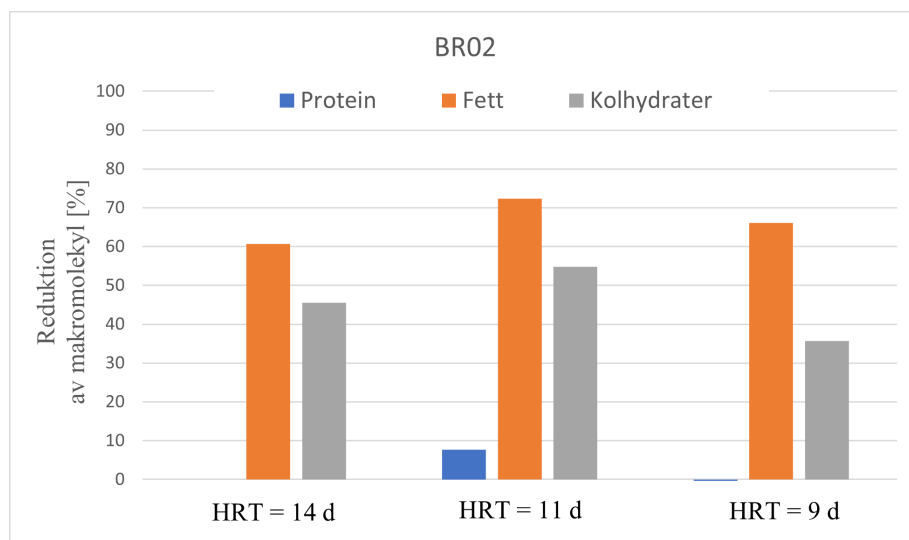


Figur 25: Fördelning av makromolekylerna i råslammet. Prov 1, 2 och 3 togs samtidigt som proven från BR01, BR02 och R300.

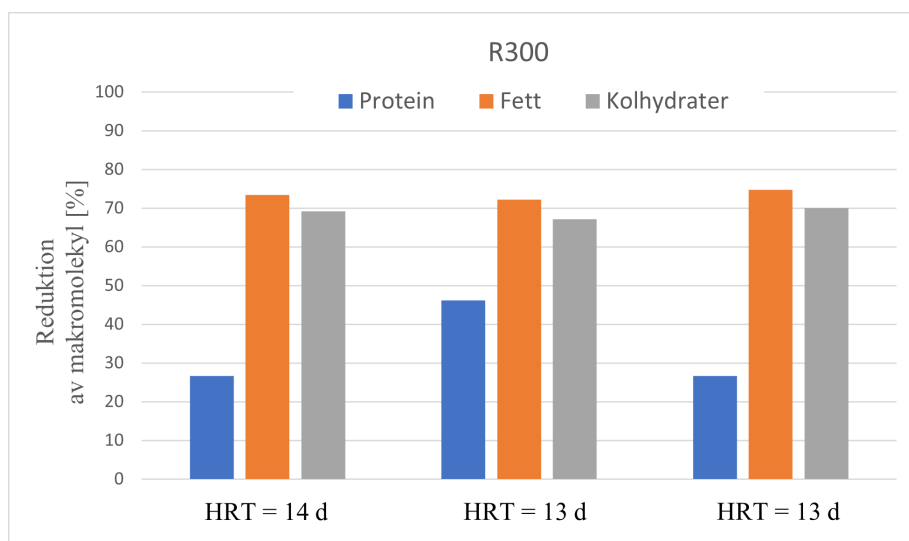
Nedan presenteras reduktionen av makromolekyler i röt kamrarna BR01, BR02 och R300 (i relation till det ingående råslammet) under experimentet (se Figur 26, 27 och 28).



Figur 26: Reduktion (i procent) av protein, fett och kolhydrater i reaktor BR01 (utan recirkulering) under varje uppehållstid under experimentet.



Figur 27: Reduktion (i procent) av protein, fett och kolhydrater i reaktor BR02 (med recirkulering) under varje uppehållstid.



*Figur 28: Reduktion (i procent) av protein, fett och kolhydrater i reaktor R300 under varje uppehållstid.*

Vid 11-dagars HRT hade cirka 45 % protein reducerats i BR01. Detta var en betydligt högre andel än vid dom andra mätningarna då ungefär 30 % protein hade reducerats.

Reduktionen av kolhydrater var även den lägre vid alla HRT för BR02 än för R300. Andelen reducerat fett var densamma i BR02 som i R300 vid 11-dagars HRT, vid 14- och 9-dagars HRT däremot var den lägre i BR02 än i R300.

## 5 Diskussion

### 5.1 Jämförelse - BR01 och BR02

Resultaten från Dolly-systemet visar generellt att BR01 och BR02 är jämförbara för 14 och 11-dagars HRT. Dock avviker BR02 i slutet av 11-dagars perioden och reaktorerna skiljer sig mer och mer från varandra under perioden med 9-dagars HRT.

Sambandet mellan den organiska belastningen och halten flyktiga syror är tydligt, halten syror ökar som en konsekvens av ökad belastning (se Figur 15). Det höga FS-värde som observerades under dag 107 däremot kan ifrågasättas då det är väsentligt högre än analysvärdena veckorna innan och efter. Ingen extra analys gjordes för att bekräfta värdet, därav är det osäkert om det stämmer med den faktiska koncentrationen. De statistiska analyser som gjorts för OLR och FS (se Figur 15) visar att mätvärdenas förändring mellan 14 och 9-dagars HRT är statistiskt säkerställd.

I figur 18 observerades det att FS/TA-kvoten för BR02 ökade till 0,9 vilket visade på en mycket instabil process men den efterföljande minskningen och kvotvärdena inom intervallet 0,3-0,6 visar snarare att processen fungerar trots att viss instabilitet råder. Som diskuterades ovan kan det högsta FS-värdet för BR02 vara felaktigt. Följaktligen kan FS/TA-kvoten för BR02 samma vecka också vara felaktig, den kvoten är betydligt högre än kvoten veckorna innan och efter. BR01 kan anses vara mycket stabil fram tills 9-dagars HRT. Den tydliga ökningen visar på en kraftig instabilitet som inte förbättras innan perioden med 9-dagars HRT är över.

pH-förändringarna i reaktorerna uppvisar en tydlig koppling till förändringarna i reaktorernas FS-halt. Exempelvis minskar pH i BR02 mot slutet av 11-dagars HRT perioden, troligtvis som en reaktion på den förhöjda halten flyktiga syror. Att pH i BR02 sjunker under just denna period är dessutom en indikation på att det höga FS-värdet i BR02 kan vara korrekt uppmätt. Dock är en konkret slutsats svår att dra eftersom ingen extra analys gjordes. Minskningen i pH från 14 till 9-dagars HRT är statistiskt säkerställd både för BR01 och BR02 (se Figur 16).

Som kan ses i figur 19 under Resultat var fördubblingen av TS-halten möjlig att göra. Inledningsvis hade båda reaktorerna TS-halten 2 %, i BR02 ökade halten gradvis till cirka 4 %. Kurvan för BR02 var dock inte stabil på 4 % utan den har både toppar och dalar. Resultatet visar dock att förtjockning med polymer och centrifug fungerar tillräckligt bra för pilotstudier av denna typ. De statistiska testerna för TS (se Figur 19) visar att förändringen mellan 14 respektive 9-dagars HRT är statistiskt säkerställd för BR02 men inte för BR01. Detta är logiskt eftersom TS-halten enbart skulle ändras i BR02, inte i BR01. Att förändringen i BR02 är statistiskt säkerställd är ett kvitto på att recirkuleringen lyckades öka basnivån för TS-halten.

Utröttningsgraden varierade kraftigt under experimentets gång (se Resultat). Eftersom beräkningen för utrötningen gjordes med van-Kleecks formel, som inte är den vanliga formeln för utrötning, är det svårt att jämföra resultatet med andra studier. Noterbart är dock att förutom vid den tydliga nedgången vid dag 57 var utröttningsgraden ungefär densamma i BR01 som BR02 under hela experimentet (se Figur 20). Den kraftiga nedgången för BR02 under dag 57 är med all sannolikhet ett felaktigt värde. Avvikelsen är kraftig, följer inte den generella trenden och observerades bara i BR02, inte i BR01. Det går därmed att bortse från det värdet och fokusera på den generella trenden, vilken visar att BR01 och BR02:s utröttningsgrad följer varandra väl under experimenttiden.

Gällande alkaliniteten bör det noteras att för BR01 och BR02 sjönk bikarbonatalkaliniteten kraftigare än totalalkaliniteten under 11- och 9-dagars HRT. Detta är särskilt intressant eftersom BA anses säga mer om processens stabilitet än TA (se Teoretisk bakgrund). Sänkningen börjar i BR02 under 11-dagars HRT men förbättras under 9-dagars HRT. För BR01 yttrar det sig tvärtom, där börjar BA minska under 9-dagars HRT och går ner mot noll vilket kan indikera en instabil process. Enbart en minskning i alkalinitet kan inte tolkas som instabilitet. Dock observeras den kraftiga minskningen i BA samtidigt som FS/TA-kvoten i BR01 ökade kraftigt. Flera prestandaparametrar sjunker simultant vilket kan indikera instabilitet i processen. Minskningen i BA för BR02 från 14 till 9-dagars HRT är statistiskt säkerställd (se Figur 17). Detta kan indikera att rötningsprocessen i BR02 var ur balans vid experimentets slut.



### 5.1.0.1 Gas- och metanproduktion

SGP och SMP-värdena i denna studie för BR01 och BR02 följde varandra väl fram tills mitten av 11-dagars perioden, då sjönk gasproduktionen i BR02. Detta beror troligtvis på den obalans i processen som noterades främst genom det höga FS-värdet som nämnts tidigare. Att ett skifte sker under 9-dagars HRT till att BR01:s gasproduktion sjunker beror med all sannolikhet på processvikten i BR01 vid 9-dagars HRT. Denna processvikt kunde även observeras tydligt genom FS/TA-värdena som diskuterats ovan. Beteendet för VGP och VMP var i princip identiskt som för SGP och SMP vilket är logiskt, dom är bara andra sätt att åskådliggöra samma dynamik hos gasproduktionen. För SGP och SMP bedömdes en tydlig statistiskt säkerställd minskning ha skett från 14 till 9-dagars HRT i både BR01 och BR02. För VGP och VMP däremot bedömdes en säkerställd förändring i gasproduktionen endast ha skett för VMP i BR01. Dom andra förändringarna bedöms inte vara statistiskt säkerställda (se Figur 22 och 23).

Metanhalten i biogasen från BR01 och BR02 följdes åt fram tills recirkuleringen började. Framförallt under 11-dagars HRT uppmättes en högre metanhalt i BR01 än i BR02 utan undantag. Skiftet skedde däremot vid 9-dagars HRT då metanhalten i BR02 inledningsvis var högre, mot slutet av experimentet var metanhalterna mycket nära varandra. Denna trend stämmer tydligt överens med trenderna i SGP, SMP, VGP och VMP. En liten skillnad är dock att metanhalten i BR01 var högre än den i BR02 ända från starten av 11-dagars HRT perioden. För SGP, SMP, VGP och VMP tog det flera dagar innan en tydlig skillnad kunde observeras, men för metanhalten observerades en tydlig skillnad direkt. För metanhalten i BR01 och BR02 bedömdes dess förändring vara statistiskt säkerställd för båda reaktorerna (se Figur 24). Det går även att se tydligt i figuren att en ny standardnivå råder vid 9-dagars HRT.

### 5.1.0.2 Nedbrytningen av makromolekyler

Nedbrytningen av makromolekyler i BR01 och R300 (se Figur 26 och 28) hade fler likheter än skillnader. I båda fallen hade stora andelar fett och kolhydrater (cirka 70 %) reducerats. Andelen protein som brutits ner var generellt mellan 20 och 30 % både för BR01 och R300. Dock med ett undantag för R300 vid den andra mätningen. Mellan BR02 och R300 noterades däremot flera skillnader i nedbrytningen, framförallt för proteinet. Andelen reducerat protein i BR02 var nära noll vid alla tre uppehållstider, dock lite högre vid 11-dagars HRT. Detta var väsentligt annorlunda än i R300 där den lägsta andelen nedbrutet protein var cirka 25 %.

Vad detta beror på är osäkert. Att kolhydrater i slam bryts ner i större utsträckning än protein är vanligt. En undersökning visade att 50 % av kolhydraterna i ett råslam bröts ner samtidigt som endast 32 % av proteinet degraderades. Dessutom var nedbrytningen snabbare för kolhydraterna än för proteinet (G. Yang et al. 2015). Dock är noll (eller nära noll) procents nedbrytning ett orimligt resultat, vilket är fascinerande eftersom det återkommer vid alla tre mätningar för BR02. Det kan röra sig om mätfel hos företaget som har utfört mätningarna, men då bör felen rimligtvis ha synts även hos BR01 och R300. Detta bör undersökas vidare vid framtida experiment.

Värt att notera är att slamrecirkuleringen i BR02 startades under experimentets 43:e dag medan den första analysen av makromolekylerna gjordes dag 66. Tillsatsen av polymer kan bidra till problemet men det kan även finnas skillnader i reaktorerna trots att de ska vara identiska. Det finns ingen skillnad i råslammet som tillsätts till reaktorerna, det är samma både för BR01 och BR02. Fler undersökningar med samma Dolly-system hade varit intressant för att utröna ifall skillnaden mellan röt-kamrarna är återkommande. Eftersom denna studie är den första med Dolly-systemet på Käppalas slam är det svårt att dra slutsatser om vad den låga proteinnedbrytningen beror på.

### 5.1.1 Jämförelse med andra studier

Jämförelsen görs med två andra studier (S. Yang 2017), (Wu et al. 2022) som undersökte rötning med och utan recirkulering i pilotskala. Bägge studierna använde slam från lokala avloppsreningsverk som substrat, precis som i Dolly-anläggningen.

Tabell 4: Jämförelse mellan biogas- respektive metanproduktion mellan denna studie samt två andra.

	VGP	VMP	Gas- produktion	Metan- produktion
(Wu et al. 2022) utan RT (HRT = 15 d)[dm <sup>3</sup> (dm <sup>3</sup> d) <sup>-1</sup> ]	1,27	0,83	-	-
(Wu et al. 2022) med RT (HRT = 15 d) [dm <sup>3</sup> (dm <sup>3</sup> d) <sup>-1</sup> ]	1,56	1,03	-	-
(S. Yang 2017) utan RT (HRT = 10 d) [dm <sup>3</sup> (gVS ned.) <sup>-1</sup> ]	-	-	0,68	0,40
(S. Yang 2017) med RT (HRT = 10 d) [dm <sup>3</sup> (gVS ned.) <sup>-1</sup> ]	-	-	1,17	0,70
Dolly BR01 (HRT = 14 d) [Ndm <sup>3</sup> (dm <sup>3</sup> d) <sup>-1</sup> ]	2,06	1,31	-	-
Dolly BR02 (HRT = 14 d) [Ndm <sup>3</sup> (dm <sup>3</sup> d) <sup>-1</sup> ]	2,04	1,28	-	-
Dolly BR01 (HRT = 11/9 d) [Ndm <sup>3</sup> (gVS/ned.) <sup>-1</sup> ]	-	-	0,49	0,29
Dolly BR02 (HRT = 11/9 d) [Ndm <sup>3</sup> (gVS/ned.) <sup>-1</sup> ]	-	-	0,48	0,27

Som kan ses i tabell 4 är Dolly-systemets gas- respektive metanproduktion ytterst lik oavsett om RT har utnyttjats eller inte. Detta skiljer sig starkt från en annan studie där skillnaden mellan gas- och metanproduktion är 0,3 dm<sup>3</sup> (gVS ned.)<sup>-1</sup> utan RT respektive 0,5 dm<sup>3</sup> (gVS ned.)<sup>-1</sup> med RT. Dessutom är gas- och metanproduktionen betydligt högre när RT har använts (S. Yang 2017). Det kan finnas flera förklaringar till detta, bland annat var reaktorerna i (S. Yang 2017) betydligt större än Dolly-systemet och hade tre gånger större aktiv volym. Detta har kompenserats för i beräkningarna. Dessutom var gasberäkningarna i (S. Yang 2017) inte normaliserade, vilket Dolly-beräkningarna var.

Däremot är Dolly-systemets VGP och VMP högre jämfört med ytterligare en annan studie (Wu et al. 2022). Noterbart är dock att för Dolly-systemet syns ingen förbättring när RT används, VGP är till och med lägre med RT än utan RT. Jämförelsen med (Wu et al. 2022) påverkas dock av att Dolly-systemets gasproduktion är normaliserad vilket den inte är i den andra studien.

Att ingen förbättring i gasproduktionen märks för Dolly-systemet vid RT kan ha många förklaringar. Det kan bero på för låg TS-halt, i andra studier var TS-halterna cirka 12 % (Wu et al. 2022) respektive  $8,5 \text{ gTS dm}^{-3}$  (S. Yang 2017). Dock kan hög TS-halt i røtkammaren innebära problem vid omrörning. Detta är en viktig aspekt att ta i beaktande vid slamrecirkulering i större skala.

Polymeren som användes vid förtjockningen kan ha kapslat in slammet och gjort det svåråtkomligt för rötningsbakterierna. Det vore intressant att undersöka högre TS-halter i Dolly-systemet och se om gasproduktionen ökar samt om omrörningsproblem uppstår. Dessutom skulle nya studier på Dolly-systemet kunna jämföras med detta arbete, på så sätt kan säkrare slutsatser dras eftersom samma experimentuppställning då skulle användas.

### 5.1.1.1 Jämförelse - nedbrytningen av makromolekyler

Tabell 5: Jämförelse mellan nedbrytning av makromolekyler mellan denna studie samt en annan.

	Fett [%]	Kolhydrater [%]	Protein [%]
(Wu et al. 2022) utan RT HRT = 15 d	38	53	27
(Wu et al. 2022) med RT HRT = 15 d	60	59	55
Dolly BR01 utan RT HRT = 14 d	73	61	27
Dolly BR02 med RT HRT = 14 d	61	46	0

Som kan ses ovan (Tabell 5) är nedbrytningen i % för alla tre molekyltyper samma eller högre för BR01 jämfört med (Wu et al. 2022) utan RT. Den största skillnaden är andelen nedbrutet fett som är betydligt högre för Dolly-systemet. När jämförelsen görs mellan system med slamrecirkulering ser det dock annorlunda ut. I (Wu et al. 2022) ökade nedbrytningen av alla tre makromolekylerna när recirkulering infördes. För Dolly-systemet var sambandet tvärtom, nedbrytningen sjönk för alla tre molekyltyper. Mest noterbart är proteinet som enligt analysen inte brutits ner över huvud taget i BR02. När recirkulering infördes i (Wu et al. 2022) ökade proteinnedbrytningen till 55 %, vilket Dolly-systemet inte var i närheten av utan recirkulering.

Enligt genomförda analyser har recirkuleringsprocessen som använts i Dolly-systemet inte förbättrat nedbrytningen av makromolekylerna, istället försämrades nedbrytningen. Detta kan bero på flera saker. En aspekt som nämnts tidigare är de högre TS-halterna i (Wu et al. 2022), runt 12 %. Dessutom skedde troligtvis en ackumulering av svårnedbrytbara partiklar i BR02 på grund av recirkuleringen. Denna ackumulering har ej tagits hänsyn till i beräkningarna och kan vara en anledning till dom lägre resultaten i BR02. Ytterligare studier med Dolly-systemet och utökad omrörning, högre TS-halt samt justerade beräkningar för recirkulering vore intressant att undersöka.

## 5.2 Jämförelse - BR01 och BR02 mot R300

Som kan ses i figurerna under Resultat är både röt-kammare BR01 och BR02 i Dolly-systemet jämförbara med det stora röt-kammarsystemet R300. Vid 14-dagars HRT är värdena liknande för bland annat den organiska belastningen, alkaliniteten, pH, biogas- och metanproduktionen, TS-halten, halten av flyktiga syror och utrötningsgraden vid 14-dagars HRT. Vissa parametrar, såsom FS-halten och pH är jämförbara när båda reaktorerna har ungefär 14-dagars HRT men skiljer sig kraftigt när HRT sänkts till 9 dagar för BR01 och BR02. Detta innebär att Dolly-systemet har potential att agera testreaktor för hur R300 skulle reagera på olika HRT samt driftmetoder.

En parameter som avviker är kväve-mineraliseringen i BR01 och BR02 jämfört med R300 (se Figur 21). Den hade kraftiga fluktuationer för BR01, BR02 och R300. Dom kraftiga variationerna kan bero på fluktuationer i sammansättningen av inkommande avloppsvatten eller mätfel.

Två parametrar som är annorlunda i BR02 än i R300 är nedbrytningen av makromolekyler och TS-halten. Att TS-halten i BR02 var ett medvetet val under experimentet, men att nedbrytningen av makromolekyler var annorlunda är intressant. Troligtvis beror den låga nedbrytningen på recirkulationen, men varför värdena blir mycket lägre är oklart. En teori är att förtjockningspolymeren har kapslat in det recirkulerade rötslammet och därav har det inte kunnat rötas ut mer.

BR01 kan ses som en miniversion av R300 och slutsatser kan dras kring hur R300 skulle reagera på dom hydrauliska uppehållstider som BR01 utsätts för. Då framkommer att R300 skulle svikta ordentligt om HRT sänktes till 9 dagar, men till och med ner till 11-dagars HRT skulle processen troligtvis fungera relativt väl.

BR02 visade mer stabila tendenser än BR01 vid hög belastning (9-dagars HRT). Det är alltså teoretiskt möjligt att få ökad stabilitet för R300 vid 9-dagars uppehållstid med en recirkuleringslösning. Under 11-dagars HRT uppvisade BR02 dock tecken på processinstabilitet. Vidare undersökningar behövs för att utreda dom tekniska aspekterna av en fullskaling recirkuleringslösning. Till exempel vore en studie i större skala intressant, framför allt att undersöka om den högre TS-halten ger problem med omrörningen.

### 5.3 Felkällor

Utöver uppenbara felkällor såsom handhavande- och mätfel var det första gången denna experimentuppställning användes på Käppalaverket. Det innebär mycket praktiska lärdomar till framtida experiment. Bland annat att dom gummimembran som används för att ta ut gas för analys bör bytas minst en gång varannan månad under pågående experiment. Detta för att undvika läckage som skedde ett veckoslut under denna studie.

Att använda metanvärden från en dag för hela veckans beräkningar påverkade resultatet. Tyvärr var ett värde per vecka den enda möjligheten under denna studie. Till nästa försök med Dolly-systemet bör och kommer systemet att byggas om och få två inbyggda metanmätare. Detta kommer eliminera behovet av att ta vialprover varje vecka och skicka dessa på analys. Istället kommer dagliga metanvärden användas i beräkningarna.

## 6 Slutsatser

Syftet med undersökningen var att utreda om förtjockning och recirkulering kunde öka Käppalaverkets kapacitet att hantera råslam. Detta eftersom belastningen på Käppalaverket förväntas öka i framtiden. En lösning med recirkulering vore ett billigare och enklare alternativ än att bygga en fjärde rötkammare.

- Ett mål med experimentet var att undersöka när Dolly-systemets kapacitetstak nåddes. Slutsatsen blev att BR02 visade negativa trender för flera parametrar i slutet av perioden med 11-dagars HRT. Däremot under perioden med 9-dagars HRT var värdena för samma parametrar bättre för BR02 än för BR01. Därav blir slutsatsen att båda reaktorerna hade problem vid hög belastning, men BR02 presterade bäst vid den allra högsta belastningen.
- Ett annat mål var att undersöka processens beteende vid hög belastning. Som nämndes ovan var BR01 stabilare än BR02 till och med starten av perioden med 9-dagars HRT. Under 9-dagars perioden visade däremot BR01 en kraftig instabilitet gällande flera parametrar. BR02 visade endast viss instabilitet för samma parametrar. T-test som gjorts visade att flertalet reaktorparametrar (i en och samma reaktor) genomgick statistiskt säkerställda förändringar från experimentets start till slut. Slutsatsen blir därför att BR01:s process blev instabil vid hög belastning medan BR02:s process endast visade viss instabilitet vid hög belastning. Dock är värdena inte statistiskt säkerställda och därmed osäkra.
- Experimentets tredje mål var att undersöka om förtjockningen i BR02 kunde leda till fördubblad torrsubstanshalt. Detta visade sig fungera väl. Slutsatsen blir att fördubblingen fungerade bra och kan användas för liknande försök.
- Ytterligare ett mål var att undersöka om rötningsprocessen i BR01 var jämförbar med Käppalaverkets fullskaliga rötprocess i R300. Eftersom HRT i R300 alltid var cirka 14 dagar blir jämförelsen tydlig. Slutsatsen blir att processerna går att jämföra med varandra och att Dolly-systemet kan användas som testreaktor för att se hur R300 skulle reagera på olika potentiella driftmetoder.



## 6.1 Förslag på framtida studier

Under arbetets gång har en arbetsmetodik samt en beräkningsmall arbetats fram, vilket kommer vara till stor hjälp under framtida experiment med Dolly-anläggningen.

Idag rötar Käppalaverket primärslam i serie i två röt-kammare, medan bioslammet rötas i endast en röt-kammare. En potentiell framtida studie är att serieröta allt råslam. Detta kan testas med Dolly-systemet genom att först tillföra råslam till BR01 och röta det en bestämd tidsperiod. Därefter ta ut det och röta det i BR02 motsvarande tidsperiod. Då skulle serierötning kunna jämföras med konventionell rötning (BR01 i detta experiment) samt rötning med recirkulering (BR02 i detta experiment).

## Referenser

- Abdelgadir, A. et al. (2014). "Characteristics, process parameters, and inner components of anaerobic bioreactors". *BioMed Research International* 2014. DOI: 10.1155/2014/841573.
- Adekunle, K. F. och J. A. Okolie (2015). "A Review of Biochemical Process of Anaerobic Digestion". *Advances in Bioscience and Biotechnology* 6.3, s. 205–212. DOI: 10.4236/ABB.2015.63020.
- Appels, L. et al. (2008). "Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge". *Progress in Energy and Combustion Science* 34.6, s. 755–781. DOI: 10.1016/J.PECS.2008.06.002.
- Björk, G. (2021). "High-loaded mesophilic anaerobic digestion of primary sewage sludge". URL: <https://www.kappala.se/globalassets/dokument/rapporter-och-publikationer/examensarbeten/masters-thesis-2020-gustav-bjork.pdf>.
- Björnsson, L. et al. (2001). "Evaluation of new methods for the monitoring of alkalinity, dissolved hydrogen and the microbial community in anaerobic digestion". *Water Research* 35.12, s. 2833–2840. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00585-6.
- Boe, K. (2006). "General rights Online monitoring and control of the biogas process". URL: [https://backend.orbit.dtu.dk/ws/files/127333186/MR2006\\_055.pdf](https://backend.orbit.dtu.dk/ws/files/127333186/MR2006_055.pdf).
- Bolzonella, D. et al. (2019). "Biohythane Production From Food Wastes". *Biohydrogen*, s. 347–368. DOI: 10.1016/B978-0-444-64203-5.00013-7.
- Buhr, H. O. och J. F. Andrews (1977). "The thermophilic anaerobic digestion process". *Water Research* 11.2, s. 129–143. DOI: 10.1016/0043-1354(77)90118-X.
- Direct Industry (u. å.). *Thermal oxidizer - Vocsidizer*. URL: <https://www.directindustry.com/prod/b-w-megtec/product-30805-1423085.html>.
- Ferry, J. G. (2010). "The chemical biology of methanogenesis". *Planetary and Space Science* 58.14-15, s. 1775–1783. DOI: 10.1016/J.PSS.2010.08.014.
- Franke-Whittle, I. H. et al. (2014). "Investigation into the effect of high concentrations of volatile fatty acids in anaerobic digestion on methanogenic communities". *Waste Management* 34.11, s. 2080–2089. DOI: 10.1016/J.WASMAN.2014.07.020.
- Fricke, K. et al. (2007). "Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW". *Waste Management* 27.1, s. 30–43. DOI: 10.1016/J.WASMAN.2006.03.003.

- González-Fernández, C. och P. A. García-Encina (2009). “Impact of substrate to inoculum ratio in anaerobic digestion of swine slurry”. *Biomass and Bioenergy* 33.8, s. 1065–1069. DOI: 10.1016/J.BIOMBIOE.2009.03.008.
- Henze, M. et al. (2008). *Biological wastewater treatment - principles, modeling and design*. London: IWA Publishing.
- Hoffman and Lamson (u.å.). *Aerated Grit Chambers in Wastewater*. URL: <https://www.gardnerdenver.com/en-se/hoffmanandlamson/industries/water-and-wastewater-treatment/aerated-grit-chamber>.
- Khalid, A. et al. (2011). “The anaerobic digestion of solid organic waste”. *Waste Management* 31.8, s. 1737–1744. DOI: 10.1016/J.WASMAN.2011.03.021.
- Käppalaförbundet (2022a). *Alkalinitet*. Tekn. rapport. Intern analysbeskrivning för Käppalaförbundet.
- (2020a). *Ammonium-kväve (NH<sub>4</sub>-N) kyvettest*. Tekn. rapport. Intern analysbeskrivning för Käppalaförbundet.
  - (u.å.[a]). *Avloppsrening*. URL: <https://www.kappala.se/vad-vi-gor/avloppsrening>.
  - (u.å.[b]). *Biogas*. URL: <https://www.kappala.se/vad-vi-gor/resursutvinning/biogas/>.
  - (2022b). *COD*. Tekn. rapport. Intern analysbeskrivning för Käppalaförbundet.
  - (2022c). *Flyktiga fettsyror*. Tekn. rapport. Intern analysbeskrivning för Käppalaförbundet.
  - (2022d). *Käppalaförbundets medlemskommuner säger ja till Knivsta kommun*. URL: <https://www.kappala.se/om-kappalaforbundet/nyheter/nyheter-2022/kappalaforbundets-medlemskommuner-sager-ja-till-knivstakommun/>.
  - (u.å.[c]). *Medlemskommuner*. URL: <https://www.kappala.se/om-kappalaforbundet/organisation/medlemskommuner/>.
  - (2019). *Miljörapport 2019*. Tekn. rapport. URL: [https://www.kappala.se/globalassets/dokument/vad-vi-gor/miljorapport-2019\\_slutversion.pdf](https://www.kappala.se/globalassets/dokument/vad-vi-gor/miljorapport-2019_slutversion.pdf).
  - (2020b). *Miljörapport 2020*. Tekn. rapport. URL: [https://www.kappala.se/globalassets/dokument/vad-vi-gor/miljorapport2020\\_TGA.pdf](https://www.kappala.se/globalassets/dokument/vad-vi-gor/miljorapport2020_TGA.pdf).
  - (2021). *Miljörapport 2021*. Tekn. rapport. URL: [https://www.kappala.se/contentassets/b27e12344cf7400296918bdf508d9541/miljorapport-2021\\_textdel\\_tga.pdf](https://www.kappala.se/contentassets/b27e12344cf7400296918bdf508d9541/miljorapport-2021_textdel_tga.pdf).
  - (u.å.[d]). “Resursutvinning - Vi tar vara på resurserna i avloppsvattnet” (). URL: [https://www.kappala.se/globalassets/dokument/vad-vi-gor/resursutvinning\\_tgaversion-webb\\_december-2019.pdf](https://www.kappala.se/globalassets/dokument/vad-vi-gor/resursutvinning_tgaversion-webb_december-2019.pdf).
  - (u.å.[e]). *Slam*. URL: <https://www.kappala.se/vad-vi-gor/resursutvinning/slam/>.

- Käppalaförbundet (2020c). “The Käppala Association and the Käppala Wastewater Treatment Plant”. URL: [https://www.kappala.se/globalassets/dokument/hjalp-oss-och-miljon/infomaterial/kappala\\_broschyr\\_english\\_tillg\\_webb.pdf](https://www.kappala.se/globalassets/dokument/hjalp-oss-och-miljon/infomaterial/kappala_broschyr_english_tillg_webb.pdf).
- (2022e). *Torrsubstans och dess glödningsrest*. Tekn. rapport. Intern analysbeskrivning för Käppalaförbundet.
  - (2022f). *Totalt organiskt kol (TOC)*. Tekn. rapport. Intern analysbeskrivning för Käppalaförbundet.
  - (u. å.[f]). *Värme*. URL: <https://www.kappala.se/vad-vi-gor/resursutvinning/varme/>.
- Li, L. et al. (2014). “Early warning indicators for monitoring the process failure of anaerobic digestion system of food waste”. *Bioresource Technology* 171, s. 491–494. DOI: 10.1016/J.BIORTECH.2014.08.089.
- Meegoda, J. N. et al. (2018). “A Review of the Processes, Parameters, and Optimization of Anaerobic Digestion”. DOI: 10.3390/ijerph15102224.
- Miljödepartementet (2020). “Hållbar slamhantering”. *Statens offentliga utredningar*. URL: <https://www.regeringen.se/rattsliga-dokument/statens-offentliga-utredningar/2020/01/sou-20203/>.
- Naturvårdsverket (2020). “Rening av avloppsvatten i Sverige 2018.” URL: <https://www.naturvardsverket.se/om-oss/publikationer/8800/rening-av-avloppsvatten-i-sverige-2018//>.
- Ni, B. J. et al. (2017). “Denitrification Processes for Wastewater Treatment”. *RSC Metallobiology* 2017-Janua.9, s. 368–418. DOI: 10.1039/9781782623762-00368.
- Ramboll (2015). “Käppala Tillståndsansökan - Teknisk beskrivning”. URL: <https://www.kappala.se/globalassets/dokument/om-kappalaforbundet/utokad-verksamhet/bilaga-5---teknisk-beskrivning.pdf>.
- REVAQ (2021). *Regler för certifieringssystemet*. Tekn. rapport. URL: <https://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/uppstomsarbete-och-kretslopp/revaq-certifiering/revaq-regler-2023-utgava-8.0-gul.pdf>.
- Schnürer, A. och Å. Jarvis (2017). *Biogasprocessens mikrobiologi*. Malmö: Avfall Sverige.
- Silvestre, G., B. Fernández och A. Bonmatí (2015). “Addition of crude glycerine as strategy to balance the C/N ratio on sewage sludge thermophilic and mesophilic anaerobic co-digestion”. *Bioresource Technology* 193, s. 377–385. DOI: 10.1016/J.BIORTECH.2015.06.098.
- Sterling, M. C. et al. (2001). “Effects of ammonia nitrogen on H<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> production during anaerobic digestion of dairy cattle manure”. *Bioresource Technology* 77.1, s. 9–18. DOI: 10.1016/S0960-8524(00)00138-3.

- Svenskt Vatten (2022). *Aktivt uppströmsarbete med Revaq-certifiering*. URL: <https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/kretslopp-och-uppstomsarbete/revaq-certifiering/>.
- (2021a). *Avloppsteknik 1 - Allmänt*. Bromma: Svenskt Vatten AB.
  - (2021b). *Avloppsteknik 2 - Reningsprocessen*. Bromma: Svenskt Vatten AB.
  - (2021c). *Avloppsteknik 3 - Slamhantering*. Bromma: Svenskt Vatten AB.
- Tchobanoglous, G., F Burton och D Stensel (2014). *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. 5th ed, vo. Boston: McGraw och Hill.
- Thakur, I. S. och K. Medhi (2019). “Nitrification and denitrification processes for mitigation of nitrous oxide from waste water treatment plants for biovalorization: Challenges and opportunities”. *Bioresource Technology* 282, s. 502–513. DOI: 10.1016/J.BIORTECH.2019.03.069.
- VDI (2016). *VDI 4630 - Fermentation of organic materials - Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests*. Düsseldorf: VDI.
- Westerholm, M., M Hansson och A Schnürer (2012). “Improved biogas production from whole stillage by co-digestion with cattle manure”. *Bioresource Technology* 114, s. 314–319. DOI: 10.1016/J.BIORTECH.2012.03.005.
- Wong, P. Y. et al. (2013). “A novel post denitrification configuration for phosphorus recovery using polyphosphate accumulating organisms”. *Water Research* 47.17, s. 6488–6495. DOI: 10.1016/J.WATRES.2013.08.023.
- Wu, L. J. et al. (2022). “Viability of recuperative thickening in upgrading thermophilic and mesophilic anaerobic digestion of hydrothermal high-solid sludge”. *Bioresource Technology* 355, s. 127276. DOI: 10.1016/J.BIORTECH.2022.127276.
- Yang, G. et al. (2015). “Degradation properties of protein and carbohydrate during sludge anaerobic digestion”. *Bioresource Technology* 192, s. 126–130. DOI: 10.1016/J.BIORTECH.2015.05.076.
- Yang, S. (2017). “Wastewater sludge treatment by anaerobic digestion with recuperative thickening”. *University of Wollongong Thesis Collection 2017+*. URL: <https://ro.uow.edu.au/theses1/66>.