



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 14031

Examensarbete 30 hp
September 2014

Biogaspotential vid samrötning av mikroalger och blandslam från Västerås kommunala reningsverk

Biogas potential of co-digestion with microalgae
and mixed sewage sludge from the municipal
wastewater treatment plant in Västerås

Tova Forkman

REFERAT

Biogaspotential vid samrötning av mikroalger och blandslam från Västerås kommunala reningsverk

Tova Forkman

På grund av ökande el- och värmeförbrukning och ökat miljöengagemang har större fokus lagts på förbättring och utveckling av förnyelsebara källor för el- och värmeproduktion. En redan beprövad och accepterad metod för framställning av förnyelsebar energi är från biogasproduktion vid kommunala reningsverk.

Vid rening av avloppsvatten avskiljs fasta partiklar och lösta föroreningar och bildar ett slam som separeras från vattnet. Slammet kan sedan stabiliseras anaerobt genom rötning eller aerobt genom luftning. En ofta använd metod vid konventionella reningsverk är mesofil anaerob rötning. Vid rötningen bryts material ner av mikroorganismer och genererar biogas som framförallt innehåller metan och koldioxid. För att optimera en sådan process och därmed kunna utvinna mer gas har det tidigare undersökts hur samrötning med olika material påverkar biogasproduktionen. Det har visat sig i forskningsförsök att samrötning med mikroalger och orötat blandslam ger en synergieffekt och mer biogas produceras.

Mikroalgerna innehåller lagrad energi från solljus, då de är fotosyntetiserande organismer. Den lagrade energin har visat sig bli tillgänglig vid mesofil anaerob nedbrytning. Till skillnad från annan biomassa som undersökts för samrötning kan mikroalgerna odlas på avloppsreningsverken och fungera som en del av reningsprocessen då mikroalgerna tar upp näringsämnen ur vattnet de växer i. På det sättet undviks konkurrens om odlingsmark för livsmedel och så blir reningsprocessen på avloppsreningsverken mer el- och värmeeffektiv.

Syftet med studien var att undersöka om eventuell synergieffekt mellan mikroalgerna och slammet påverkar biogasproduktionen och processtabiliteten vid mesofil anaerob rötning. Mikroalgerna som användes var odlade på mekaniskt renat spillvatten från Umeås reningsverk och slammet som användes hämtades ifrån Västerås reningsverk. Rötkamrarna som användes var av modellen DOLLY[®] med en aktiv volym på 5 dm³. Temperaturen i rötkamrarna hölls kring 37 °C och studien var uppdelad i två perioder. Under period ett var den hydrauliska uppehållstiden 15 dygn och den organiska belastningen 2,4 g VS dm⁻³ d⁻¹, medan period två hade en hydraulisk uppehållstid på 10 dygn och en organisk belastning på 3,5 g VS dm⁻³ d⁻¹.

Resultaten visade att metangasproduktionen per tillförd mängd organiskt material var lägre vid samrötning jämfört med rötning av enbart slam. Metangasproduktionen per reducerad mängd organiskt material ökade med upp till 54,6 % vid samrötningen jämfört med rötning av enbart slam. Period ett gav upphov till den största ökningen. Processen hölls stabil även vid inblandning av mikroalger, under både period ett och två.

Studien visar att det finns ett underlag för fortsatta studier kring samrötning av mikroalger och slam för en ökad biogasproduktion.

Nyckelord: biogas, biogaspotential, metangasproduktion, samrötning, mikroalger, mesofil rötning

Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Lennart Hjelm's väg 9, SE-750 07 Uppsala

ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Biogas potential of co-digestion with microalgae and mixed sewage sludge from the municipal wastewater treatment plant in Västerås

Tova Forkman

Because of the increasing trends in energy consumption and increased environmental awareness, greater focus has been placed on improvement and development of renewable energy sources. An already proven and accepted method is biogas production from anaerobic digestion at municipal wastewater treatment plants.

In the waste water treatment process solid material and dissolved pollutants are separated from the water, forming a sludge. The sludge is separated from the process and stabilized during anaerobic digestion or aerobic aeration. Most often, mesophilic anaerobic digestion is used. Because of degradation by microorganisms, biogas with a high content of methane is formed during the digestion. To optimize the process different studies with co-digestion with sludge and other substrate have been made. It has been showed, in earlier research studies, that co-digestion with microalgae and sewage sludge results in a synergistic effect with increased biogas production.

As the microalgae are microorganisms which use photosynthesis they contain stored energy from sun light. The stored energy will be available when the microalgae are digested in mesophilic conditions. In contrast to other biomass suitable for co-digestion microalgae have the advantage of being able to grow in waste water and reduce the pollutants in the water phase. Cultivation of microalgae will therefore not compete with the cultivation of food production and at the same time has the possibility to decrease the electricity- and heat consumption at the wastewater treatment plants.

The aim of this study was to investigate how a possible synergetic effect between microalgae and sewage sludge effects the biogas production and the process stability. The microalgae was cultivated in municipal waste water from the WWTP in Umeå (Sweden) and the sludge was collected from the WWTP in Västerås (Sweden). The fermenters used was of the type DOLLY[®] and the active volume was 5 dm³. The temperature in the fermenters was kept at 37 °C and the study was divided into two periods. During the first period the hydraulic retention time was 15 days and the organic loading rate 2.4 g VS dm⁻³ d⁻¹. During the second period the hydraulic retention time was kept at 10 days and the organic loading rate was 3.5 g VS dm⁻³ d⁻¹.

The result showed an increase with 54.6 % in methane production per reduced VS in the fermenter with co-digestion compared to the fermenter where only sludge was digested. Period one showed the highest increase. The result also showed a good process stability for both fermenters during the whole experiment.

This study shows that there are reasons for continued investigations about co-digestion with microalgae and sewage sludge for an increased biogas production.

Keywords: biogas, biogas potential, methane production, co-digestion, microalgae, mesophilic digestion

*Department of Energy and Technology, Swedish University of Agricultural Sciences,
Lennart Hjelm's väg 9, SE-750 07 Uppsala*

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Det här examensarbetet har utförts som en avslutande del på civilingenjörsprogrammet i miljö-, och vattenteknik vid Uppsala Universitet och motsvarar 30 högskolepoäng. Arbetet har utförts på Kungsängens reningsverk i Västerås i samarbete med Mälardalens högskola (MDH).

Examensarbetet har varit en fristående del i ett större projekt vid MDH, Future Energy track 1, vilket har som syfte att undersöka samrötning av mikroalger och slam från reningsverk samt odling av mikroalger som ett reningssteg och utvärdera framtida möjligheter i fullskalig process.

Stort tack till Jesper Olsson, doktorand vid MDH, som fungerat som handledare under projektets gång och hela tiden funnits tillgänglig för support och stöttning med ett ihärdigt engagemang. Stort tack även till Åke Nordberg, forskare vid institutionen för energi och teknik vid SLU, som i rollen som ämnesgranskare kommit med värdefulla instick och under arbetets gång visat entusiastiskt intresse i projektet. Tack även till Allan Rodhe, professor i hydrologi och examinator för civilingenjörsprogrammet i miljö-, och vattenteknik, för den hjälp jag har fått under arbetets gång samt ditt engagemang för oss w-studenter under de här fem åren.

Jag vill även rikta ett varmt tack till Agnieszka Juskiewicz, processtekniker vid Kungsängsverket i Västerås, för all den tid du lagt ner, all hjälp jag har fått i laboratoriet och för mycket trevligt lunchsällskap. Stort tack även till Ronny Hagen, drifttekniker vid Kungsängsverket i Västerås, för all tid, hjälp och handfasta praktiska lösningar. Tack även till resterande personal på Kungsängsverket i Västerås för all uppmuntran samt all hjälpsamhet ni visat.

Stort tack till Staffan Grönholm, laboratorieingenjör vid Kungsängsverket i Uppsala, för all hjälp, information samt trevliga samtal. Tack även till Johnny Ascue på JTI för uppmuntrande ord och hjälp. Tack även till Håkan Sandgren och Kajsa Forkman som tagit sig tid att läsa rapporten och kommit med synpunkter och tack för ert stora stöd under hela min utbildning.

Till sist vill jag tacka Viktor som ställt upp och lagat middag alla sena kvällar jag kommit hem från Västerås samt för ditt outtröttliga stöd.

Tova Forkman

Lund, juli 2014

Copyright © Tova Forkman och Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

UPTEC W 14031, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2014.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Biogaspotential vid samrötning av mikroalger och blandslam från Västerås kommunala reningsverk

Tova Forkman

Vid dagens konventionella reningsverk renas spillvatten från hushåll och industri och släpps sedan ut i närliggande recipient. Under processens gång avskiljs föroreningar och avsättbara partiklar. Det slam som avskiljs vid processens första steg, den mekaniska reningen, kallas för primärslam. Vid nästa steg, den biologiska reningen, avskiljs de mikroorganismer som tillväxer när vattnet renas och det slammet kallas bioslam. Vid det kemiska reningssteget används fällningskemikalier för polering, och slammet bildas där kallas kemsam. Materialet som avskiljs blir därmed till stora mängder slam som behöver behandlas och förvaras innan vidare användning. I dagsläget stabiliseras slammet från reningsverken anaerobt (i syrefri miljö) eller aerobt (i syrerik miljö) och avvattnas sedan med centrifugering eller filtrering. Den anaeroba stabiliseringen är den vanligast förekommande stabiliseringsmetoden och sker oftast i röt-kammare i en mesofil miljö, vilket innebär att slammet förvaras i 37 °C under en viss period under omrörning. Under röttningsprocessen bryter mikroorganismer ner materialet och bildar bland annat metangas som restprodukt. Metangasen används idag på många håll som fordonsbränsle, elproduktion och överskottet används för uppvärmning av processen och reningsverkets lokaler.

Eftersom el- och värmekonsumtionen ökar krävs det att mer energi produceras för att täcka behovet. Samtidigt har även de traditionella energikällorna, som kol och olja, börjat ifrågasättas då de inte är förnyelsebara och användning av dem leder till en ökad växthuseffekt. För att minska behovet av sådana energikällor behöver de förnyelsebara energikällorna studeras noggrannare och effektiviseras för att täcka det ökande energibehovet. I dagsläget är biogasproduktion vid avloppsreningsverken en väl beprövad metod vars effektivitet kan förbättras genom inblandning av andra material än bara slam från reningsverket. Tidigare studier har visat att inblandning av bland annat biomassa ökar biogasproduktionen och många intressanta resultat har framkommit vid rötning av till exempel mikroalger blandat med slam från avloppsreningsverk. Fördelarna med mikroalger framför annan biomassa är många. Mikroalgerna kan till exempel odlas på områden som varken konkurrerar med jordbruk eller bostäder. Mikroalgerna kan också användas för att rena vatten då de tar upp näringsämnen ur vattnet medan de växer. Energin i mikroalgerna kommer från solen då de använder sig av fotosyntes och den energin blir tillgänglig då mikroalgerna rötas i syrefria förhållanden och med mesofila (ca 37 °C) eller termofila (ca 55 °C) temperaturer.

Mikroalgerna kan odlas på avloppsreningsverk och användas som en del i reningsprocessen. På det sättet kan man byta ut mer energikrävande delar av reningen, som den biologiska reningen och den kemiska reningen, mot mikroalger. De mikroalger som idag odlas i stor skala kultiveras framförallt i grunda dammar där vattnet cirkuleras i en sluten bana och där algerna skördas i slutet av denna bana. Sådana odlingsförhållanden tenderar att vara mindre energikrävande än de steg som idag finns på konventionella reningsverk.

Syftet med den här studien har varit att undersöka om rötning med en blandning av mikroalger och slam ger en ökad biogasproduktion jämfört med rötning av enbart slam. Det undersöktes också om rötningen skedde under stabila förhållanden. Studien genomfördes med två röt-kammare som båda hade samma temperatur, 37 °C, och samma volym, 5 dm³. Varje dag tillfördes en lika stor mängd substrat till båda behållarna och en lika stor mängd togs ut. Skillnaden mellan de båda

rötkamrarna var att den ena enbart innehöll slam medan den andra innehöll en blandning av mikroalger och slam. Behållaren som bara innehöll slam användes för jämförelse och symboliserar en röt-kammare i fullstor skala. Dagligen mättes biogasproduktionen och metaninnehållet, även viktiga processtabilitetsparametrar mättes dagligen eller veckovis. Studien var uppdelad i två perioder där den första perioden utgick ifrån normala förutsättningar för rötning och den andra perioden var tänkt som ett exempel på stressade förhållanden. Systemet stressades genom att minska uppehållstiden och öka den organiska belastningen.

Resultatet visade att röt-kammaren med inblandning av mikroalger gav en högre metangasproduktion per organiskt material som bröts ner ($\text{cm}^3 \text{ g VS}_{\text{red}}^{-1} \text{ d}^{-1}$). Båda perioderna uppvisade ett sådant resultat, dock var det en större ökning av biogasproduktionen under period ett än under period två. Processen höll sig stabil för båda röt-kamrarna under båda perioderna och uppvisade inga större tecken på instabilitet trots att de medvetet stressades under period två med hög organisk belastning och kort hydraulisk uppehållstid.

För att vidare undersöka hur resultatet kan implementeras i fullskala bör ytterligare studier göras där olika röttningsförhållanden undersöks för att hitta optimala förutsättningar. Då tanken med inblandningen av mikroalgerna är att öka energitillgången är det också viktigt att undersöka mikroalgernas hela livscykel och väga in den energi som krävs vid odling av dem och den energi som krävs vid hantering av det rötade slammet efteråt.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE	2
1.1.1	<i>Specifika mål för att uppfylla syftet</i>	2
1.2	AVGRÄNSNINGAR	2
2	TEORI	3
2.1	KONVENTIONELL RÖTNING OCH MILJÖVINSTER	3
2.1.1	<i>Stabiliseringsprocessens olika steg</i>	3
2.1.2	<i>Organisk belastning, temperatur och hydraulisk uppehållstid</i>	5
2.1.3	<i>Kungsängsverket i Västerås</i>	6
2.2	MIKROALGERS BIOGAS- OCH RENINGSPOTENTIAL	7
2.2.1	<i>Biogas från alger</i>	7
2.2.2	<i>Odling av alger på avloppsvatten</i>	8
2.2.3	<i>Möjliga processtörningar vid rötning av alger</i>	9
3	MATERIAL OCH METOD	11
3.1	ODLING OCH HANTERING AV MIKROALGER	11
3.2	SLAM FRÅN AVLOPPSRENINGSVÄRK	12
3.3	RÖTKAMMARE – ANVÄNDNING OCH MATNING	12
3.3.1	<i>Organisk belastning och uppehållstid</i>	13
3.3.2	<i>Dagliga rutiner</i>	14
3.4	BIOGASPRODUKTION OCH METANINNEHÅLL	14
3.5	ANALYSER PÅ SUBSTRATEN	15
3.5.1	<i>Tillvägagångssätt för bestämning av TS och VS</i>	16
3.5.2	<i>Beräkning av protein- och kolhydratinnehåll</i>	18
3.5.3	<i>Beräkning av C/N-kvoten för inmatad substratsammansättning</i>	18
3.6	ANALYSER PÅ RÖTRESTERNA	18
3.6.1	<i>Bestämning av TS, VS, flyktiga organiska syror samt COD och CODs</i>	19
3.6.2	<i>Analys av total- och bikarbonatalkalinitet samt beräkning av halten FS</i>	19
3.6.3	<i>Beräkning av organiskt kväve och fri ammoniak</i>	20
3.6.4	<i>Analys av avvattningssegenskaper genom mätning av CST</i>	21
4	RESULTAT	23
4.1	SUBSTRAT	23
4.1.1	<i>Inkommande C/N-kvot</i>	27
4.2	GASPRODUKTION OCH GASSAMMANSÄTTNING	27
4.3	STABILITET I PROCESSEN	31
4.4	RÖTRESTER	33
4.4.1	<i>Rötresternas avvattningssegenskaper</i>	33
5	DISKUSSION	35
5.1	GASPRODUKTION OCH GASSAMMANSÄTTNING	35
5.2	SUBSTRATENS LÄMPLIGHET FÖR BIOGASPRODUKTION	36
5.2.1	<i>Fett-, protein- och kolhydratinnehåll</i>	37

5.2.2	<i>C/N-kvot i respektive substrat samt i inkommande substratblandning</i>	37
5.2.3	<i>Metallhalter och deras påverkan på gasproduktion</i>	38
5.2.4	<i>Felkällor vid val av substratandelar</i>	38
5.3	STABILITET I PROCESSEN	39
5.3.1	<i>pH och konduktivitet</i>	39
5.3.2	<i>Totalalkalinitet och bikarbonatalkalinitet samt flyktiga organiska syror</i>	39
5.3.3	<i>Förekomst av ammonium och fri ammoniak</i>	40
5.4	FRAMTIDA ANVÄNDNING AV RÖTREST	41
5.4.1	<i>Avvattningsegenskaper hos rötresterna utifrån resultat av CST-analysen</i>	41
5.4.2	<i>Rötresternas innehåll av tungmetaller och återföring till jordbruk</i>	42
5.5	REKOMMENDATIONER FÖR FORTSATT FORSKNING	43
5.5.1	<i>Översiktlig diskussion kring odling av mikroalger</i>	43
6	SLUTSATS	45
7	REFERENSER	46
7.1	PERSONLIGA KONTAKTER	49

ORDLISTA OCH DEFINITIONER

Aerob nedbrytning	Nedbrytning i syrerik miljö
Alkalinitet	Mått på hur väl substratet kan motverka och neutralisera starka syror
Anaerob nedbrytning	Nedbrytning i syrefri miljö
BA	Bikarbonatalkalinitet. Alkalinitet uppmätt vid titrering till pH 5,75. Del av alkaliniteten bestående av bikarbonatjoner
C/N-kvot	Balans mellan ämnets kolinnehåll och kväveinnehåll. Påverkar materialets nedbrytbarhet
COD	Mått på den mängd syre som förbrukas vid fullständig kemisk nedbrytning, även mått på kvarvarande organiskt material
CODs	Den lösta delen av COD
CST	Capillary Suction Time. Mått på avvattningssegenskap där tiden det tar för slammet att sugas upp av ett filter bestäms
FS	Flyktiga organiska syror
HRT	Hydraulic retention time. Hydraulisk uppehållstid
Mesofil rötning	Stabilisering vid 25-40 °C, oftast vid temperaturer mellan 35 och 37 °C
Metanogener	Mikroorganismer som bryter ner organiskt material i syrefria förhållanden och bildar metangas
NH₃	Ammoniak
NH₄	Ammonium
OLR	Organic loading rate. Organisk belastning
Period 1	Period då normala driftförhållanden testades med HRT 15 d och OLR 2,4 kgVS m ⁻³ d ⁻¹ . 23 april till 7 juni
Period 2	Period då stressade förhållanden testades med HRT 10 d och OLR 3,5 kgVS m ⁻³ d ⁻¹ . 11 juni till 10 juli
Rejektvatten	Vattnet som avskiljs vid avvattning av slam. Återförs till reningsprocessen
Samrötning	Stabilisering av flera olika substrat i samma rötkammare
Stabilisering	Behandlingssätt av slam för att minska risker med jäsning och lukt
TA	Totalalkalinitet. Alkalinitet uppmätt vid titrering till pH 4,00. Totala buffringskapacitet mot starka syror.
Termofil rötning	Stabilisering vid 50-60 °C, oftast vid temperaturer mellan 50 och 55 °C

TS	Torrsubstans. Substratets vikt när det är torkat och allt vatten har avdunstat
VS	Glödförlust. Den del av substratet som förbränns vid temperatur över 550 °C och därmed den organiska delen av substratet

1 INLEDNING

Vid rening av spillvatten bildas slam, bestående av partikulärt material samt lösta föroreningar i vattnet som omvandlas till avskiljbart material via den kemiska och biologiska reningen (Svenskt Vatten, 2010). Slammet kan sedan stabiliseras antingen anaerobt eller aerobt. I den anaeroba processen, även kallad rötning, bildas biogas som restprodukt då det organiska materialet bryts ner av mikroorganismer (Metcalf & Eddy, 2003; Uppsala Vatten och Avfall AB, 2012). Den brännbara gasen som bildas innehåller metan och koldioxid och kan användas till bland annat uppvärmning, elproduktion eller fordonsbränsle (Nordberg, 2006).

I och med en ökande energikonsumtion behövs fler lösningar kring hur energiproduktionen kan ökas. Samtidigt brottas vi med en ökande växthuseffekt som gör att förnyelsebara energilösningar blivit mer attraktiva och nödvändiga för att möta den ökande efterfrågan på el och värme (IPPC, 2013). Därmed är det av intresse att öka biogasproduktionen vid avloppsreningsverken och effektivisera processen. Genom att blanda slammet med andra substrat kan synergieffekter uppnås vilka kan leda till en mer effektiv process och en ökad biogasproduktion. I dagsläget samrötas bland annat matavfall med avloppsslam med positivt resultat i form av att mer biogas kan bildas och att mer av naturens resurser tas till vara. Även rötningsexperiment med andra sorters biomassa, tillsammans med slam, har visat sig ge en ökad biogasproduktion (Svenskt gastekniskt center, 2009). Dock krävs det energirika substrat, som till exempel majs. För att substratet ska lämpa sig för biogasproduktion krävs det även att det är någorlunda lättnedbrytbart i en anaerob miljö samt att processen kan hållas stabil utan oönskade biprodukter (Svenskt gastekniskt center, 2009).

Mycket av solens energi är förvarad i biomassan hos fotosyntetiserande organismer (Yen & Brune, 2007). Tidigare studier som genomförts har visat att den lagrade energin kan bli tillgänglig som biogas vid rötning av biomassa (Yen & Brune, 2007; Mussgnug m. fl., 2010). Enligt Mussgnug m. fl. (2010) finns det dock svårigheter förknippade med odling av biomassa enbart för biogasproduktion. Den mark som då måste tas i anspråk skulle nämligen konkurrera med produktionen av livsmedel. För att slippa en sådan konkurrens föreslås att använda biomassa som kan odlas på platser som inte konkurrerar med odling av fodergrödor (Mussgnug m. fl., 2010). Det skulle kunna vara mikroalger som kan odlas i dammar i stort sett var som helst och därmed inte konkurrera om värdefull mark (Duffy m. fl., 2009). Alger har även föreslagits vara en av de få substrat som har tillräckligt hög potential till produktion av biobränsle för en lönsam storskalig process (Duffy m. fl., 2009). För att nya metoder ska kunna etableras krävs även att de är långsiktigt hållbara vilket ur ett förnyelsebart- och hållbart perspektiv kräver att mer energi produceras än förbrukas.

Olsson m. fl. (2014a) har tidigare utfört satsvisa studier av biogasproduktion vid samrötning av mikroalger från Umeå tillsammans med en representativ blandning av primärslam, bioslam och kemslam från reningsverket i Västerås (Kungsängsverket). Mikroalgerna var odlade under kontrollerade förhållanden i glasbehållare med maximal solinstrålning, så kallade fotobioreaktorer. Resultatet visade att den största biogasproduktionen skedde vid mesofila förhållanden och vid en inblandning av 37 % mikroalger. För att verifiera resultaten är det av intresse att utföra semikontinuerliga försök i mesofila förhållanden med en liknande substratblandning (Olsson m. fl., 2014a).

1.1 SYFTE

Syftet med examensarbetet var att undersöka hur biogasproduktionen och processtabiliteten påverkas vid samrötning av mikroalger och slam från reningsverk jämfört med rötning av enbart slam från reningsverk i semikontinuerlig skala. Mikroalgerna var odlade på mekaniskt behandlat spillvatten från Umeå reningsverk och slammet som användes utgjordes av en representativ blandning av primärslam, bioslam och kemslam från reningsverket i Västerås.

1.1.1 Specifika mål för att uppfylla syftet

För att uppfylla syftet att undersöka hur biogasproduktionen påverkades så mättes den dagliga biogasproduktionen samt gasens metaninnehåll. För att uppfylla syftet att undersöka processtabiliteten mättes för rötresterna de valda parametrarna pH, alkalinitet, halten av flyktiga organiska syror (FS), innehållet av fast och löst organiskt material (COD respektive CODs), innehållet av kväve och torrsubbstans (TS) samt glöddrest (VS). För ett helhetsperspektiv undersöktes även substratens och rötresternas metallinnehåll, näringssammansättning och även rötresternas avvattningsegenskaper analyserades.

Undersökningen var uppdelad i två perioder där den första perioden symboliserade normala förhållanden och den andra perioden symboliserade stressade förhållanden. Under den andra perioden ändrades den hydrauliska uppehållstiden (HRT) och den organiska belastningen (OLR).

Försökssuppställningen bestod av två rötkammare i laboratorieskala vilka matades semikontinuerligt (Figur 1).



Figur 1. Försökssuppställning. Rötkammare 1 (RK1) t. v., rötkammare 2 (RK2) t. h.

1.2 AVGRÄNSNINGAR

Mikroalgerna som användes var odlade i en testanläggning belägen i Umeå från säsongen april-november 2013 och fraktades till Västerås i fryst tillstånd (för närmre information kring odlingsförhållanden se avsnitt 3.1).

I studien tas enbart reningverkets slamhantering upp och inte processen för vattenrening.

Andra avgränsningar som gjordes var bland annat att enbart mikroalginblanding på 37 % (viktprocent baserat på VS-innehåll) undersöktes, enbart mesofila förhållanden testades och de enda substraten som testades var mikroalger odlade på reningsverk samt att enbart primärslam, bioslam och kemslam från reningsverk användes.

2 TEORI

I dagsläget sker stabilisering av slam från avloppsreningsverk på många platser runt om i Sverige och stabiliseringen sker på främst två olika sätt, anaerobt eller aerobt (Svenskt Vatten, 2010). Den anaeroba stabiliseringen kan ske antingen mesofilt eller termofilt. De aktiva mikroorganismerna, som bryter ner det organiska materialet i slammet bildar biogas med 60-65 % metaninnehåll som kan utnyttjas som biobränsle. Genom samrötning med slam och andra material har biogasproduktionen och metainnehållet kunnat ökas. Under de senaste åren har samrötning med mikroalger visat sig ge en ökad biogaspotential och ett ökat metaninnehåll (Mata m. fl., 2010). Samtidigt kan mikroalgerna användas för rening av avloppsvatten och har därmed potential att minska reningsverkens användning av kemikalier (Shi m. fl., 2007).

2.1 KONVENTIONELL RÖTNING OCH MILJÖVINSTER

Under reningsprocessen på ett avloppsreningsverk avskiljs partiklar och lösta föroreningar från vattnet i olika reningssteg och bildar olika typer av slam. I den mekaniska reningen fås ett primärslam medan det slam som avskiljs efter nästkommande steg, biologisk- och kemisk rening, kallas bioslam respektive kemslam (Svenskt Vatten, 2010). Slammet innehåller fortfarande stora mängder vatten efter avskiljningen vilket tas bort genom mekanisk förtjockning av slammet på olika sätt för att minska slamvolymen. Vattnet som tas bort återförs till reningsprocessen medan det fasta material som återstår stabiliseras (Svenskt Vatten, 2010).

Idag sker i anslutning till de flesta stora och medelstora reningsverksanläggningar rötning av avloppsslam. Rötningen sker för stabilisering av avloppsslammet och samtidigt för produktion av biogas (Nordberg, 2006; Uppsala Vatten och Avfall AB, 2012). Den största delen av biogasen som bildas förädlas i nuläget till fordonsgas och används som drivmedel till bland annat bussar (Nordberg, 2006). Det ligger ett regeringsbeslut att år 2020 ska 10 procent av Sveriges drivmedel och 50 procent av den totala energianvändningen utgöras av förnyelsebar energi (Länsstyrelsen Stockholms län, 2011).

Användning av biogas som fordonsbränsle leder till lägre emissioner och lägre utsläpp av växthusgaser (Naturvårdsverket, 2011). De negativa effekter som kan uppstå vid användandet av biogas är till exempel okontrollerade utsläpp av metan och illaluktande gasemissioner (Naturvårdsverket, 2011). Ett biogassystem kan ha metangasutsläpp som uppgår till mellan 8 och 26 procent av dess totala produktion innan utsläppen har en lika negativ klimatpåverkan som fossila referenssystem (Naturvårdsverket, 2011). En undersökning från åren 2007 och 2008 visar att de Svenska biogassystemen har utsläpp som är i snitt 3 procent av deras totala produktion (Naturvårdsverket, 2011).

2.1.1 Stabiliseringsprocessens olika steg

Biogas bildas då organiskt material, som till exempel slam från avloppsreningsverk, bryts ner i anaerob miljö och gasen som bildas består främst av metangas och koldioxid (Nordberg, 2006) (Figur 2). Hela processen är mycket komplex men förenklat kan röttningsprocessen på de kommunala avloppsreningsverken delas in i tre huvudsteg (Metcalf & Eddy, 2003; Nordberg, 2006; Svenskt Vatten, 2010):

1. Organiska föreningar sönderdelas till socker och aminosyror med hjälp av hydrolytiska bakterier, vilket kallas hydrolys. De organiska föreningarna är främst kolhydrater, fetter och proteiner. Hydrolysen kan vara hastighetsbestämmande för hur snabbt hela

nedbrytningen och därmed gasproduktionen sker. Det beror på att svårnedbrytbara polymerer finns med i substratet.

2. Här bryts de produkter som bildades i föregående steg ner till intermediära produkter, som till exempel flyktiga fettsyror men även till acetat, syre och koldioxid. Bildningen av syrorna sker med hjälp av acidogena bakterier. Här omvandlas även de flyktiga fettsyror till ättiksyra, koldioxid och syre. Steg två kallas fermentation eller syrabildning och delas ibland upp i två delsteg. Om nedbrytningen av fettsyror går långsamt ackumuleras de och kan leda till en sänkning av pH-värdet och instabilitet av processen (Metcalf & Eddy, 2003).
3. I det metanbildande steget bildas metangas och koldioxid av två grupper metanogener som omvandlar acetat respektive CO₂ och syre till metangas. Det bildas även vätgas och svavelväte i mindre mängder. Det tredje steget kan vara det begränsande då metanogenerna har en långsam tillväxt relativt organismerna i de övriga stegen.



Figur 2. Anaerob nedbrytning av organiskt material (efter Svenskt Vatten, 2010).

Vid mesofil rötning rötas materialet vid 25-40 °C. Slammet har en hydraulisk uppehållstid i rötkammaren runt 20 dagar (Kjerstadius m.fl., 2012). Oftast kräver rötning i mesofila förhållanden en hydraulisk uppehållstid på 10-25 dagar beroende på belastningen (Svenskt Vatten, 2010). Vid termofil rötning rötas materialet vid temperatur mellan 50 och 60 °C med en något kortare uppehållstid på 10-20 dagar (Kjerstadius m.fl., 2012). Mesofil rötning är oftast mindre energikrävande än termofil rötning då temperaturen är lägre. Dock är den hydrauliska uppehållstiden längre för den mesofila processen än för den termofila för att samma stabilisering ska uppnås (Metcalf & Eddy, 2003). Vid lägre temperaturer går processen långsammare än vid högre temperaturer beroende på mikroorganismernas reproduktionshastighet.

Rötningsprocessen är anaerob och det är viktigt då många av mikroorganismerna, framförallt metanogenerna, hämmas och inte kan reproduceras vid kontakt med syre. Mikroorganismerna är även i behov av vissa spårämnen och näringsämnen för tillväxt och de är känsliga för förändringar i temperatur och pH (Metcalf & Eddy, 2003; Nordberg, 2006; Svenskt Vatten, 2010). Spårmetallerna är viktiga för processen och tillgång till dem kan öka biogasutbytet (Edström m. fl., 2013). I processen finns även sulfatreducerande bakterier vilka kan leda till problem vid substrat innehållande sulfat. De bakterierna reducerar nämligen sulfat till sulfid vilket är giftigt för metongenerna i för höga halter. Det gör det viktigt att tillsätta järn till substrat som har höga halter av sulfat så att järnsulfid bildas istället för enbart sulfid (Metcalf & Eddy, 2003). Även substrat med mycket organiskt svavel, som tex proteiner, kan orsaka höga halter av H₂S och järn kan behöva tillsättas även då. Närvaron av järn resulterar i att mindre svavelväte bildas vilket leder till en bättre processtabilitet (Edström m. fl., 2013). När järnet reagerar med sulfiden blir andra spårmetaller som annars skulle varit uppbundna med sulfiden tillgängliga för processen (Edström m. fl., 2013). Rötkammaren är även i behov av uppvärmning för att hålla en stabil temperatur då den inte är självuppvärmande (Nordberg, 2006). För att hålla en jämn temperatur i hela rötkammaren använder de flesta anläggningar omrörare av olika slag. En jämn

temperatur bibehålles vid omrörningen och materialet homogeniseras (Metcalf & Eddy, 2003). För ett stabilt upprätthållande av biogasprocessen är det även viktigt med en långsiktig tillgång på substratet som används vid rötningen (Nordberg, 2006).

Mängden gas som bildas och dess metaninnehåll beror bland annat på vilket substrat som används och på belastningen, temperaturen, uppehållstiden samt substratets TS-halt och VS-halt (Svenskt gastekniskt center, 2009). Substratens innehåll av protein, fett och kolhydrater brukar användas för att ge en antydning om biogaspotentialen hos substratet (Tabell 1). Fett har den högsta biogaspotentialen men är även det material som tar längst tid för mikroorganismerna att bryta ner.

Tabell 1. Biogas- och metanutbyte från olika substratkomponenter (Svenskt gastekniskt center, 2009)

Substrat	Biogas	Metan	Metan
	Nm ³ kgVS ⁻¹	Nm ³ kgVS ⁻¹	%
Fett	1,37	0,96	70
Protein	0,64	0,51	80
Kolhydrat	0,84	0,42	50

En längre uppehållstid, och därmed en högre utrotningsgrad, leder ofta till ett större metanutbyte. Substrat som är mer finfördelade bryts oftast ner snabbare då de har större angreppsytta (Svenskt gastekniskt center, 2009).

2.1.2 Organisk belastning, temperatur och hydraulisk uppehållstid

För att hålla processen stabil och under kontroll är det viktigt att välja lämpliga dimensioneringsparametrar. Viktiga dimensioneringsparametrar som påverkar driftresultatet är framförallt den organiska belastningen, temperaturen och den hydrauliska uppehållstiden (Svenskt Vatten, 2010). Röttekammare med god omblandning kan belastas med upp till 2-3 kg VS organiskt material m⁻³ d⁻¹ vid mesofila förhållanden (Svenskt Vatten AB, 2010). Även en belastning upp till 4 kg VS organiskt material m⁻³ d⁻¹ kan användas beroende på substratets torrsubstans halt och uppehållstiden (Metcalf & Eddy, 2003). En högre TS-halt på substratet möjliggör en högre organisk belastning vid samma HRT, dock kan en alltför hög TS-halt leda till problem med för höga ammoniumhalter (Metcalf & Eddy, 2003). Höga TS-halter kräver även kraftigare omrörning och kan orsaka igensättning vid inpumpning (Svenskt Vatten, 2010).

De mikroorganismer som bryter ner det organiska materialet är mycket känsliga för förändringar i temperatur och temperaturförändringar på bara en grad per dag kan hämma nedbrytningen och därmed metangasproduktionen (Metcalf & Eddy, 2003). Därför är det av yttersta vikt att hålla en jämn temperatur i röttekammarna. Vid mesofila förhållanden bör en temperatur i intervallet 30-38°C väljas. Det är även viktigt att hela kammaren håller samma temperatur då det annars uppstår problem med skiktning vilket leder till ett sämre utbyte (Svenskt Vatten, 2010).

Uppehållstiden är viktig då den påverkar stabiliseringen och även hur stor röttekammarvolym som krävs. En högre HRT ger en högre utrotningsgrad men kräver större röttekammarvolym. Vid en mesofil enstegsrötningsprocess bör, enligt Svenskt Vatten AB (2010) och Metcalf & Eddy (2003), uppehållstiden ligga mellan 10 och 15 dygn. Vid mesofila förhållanden kan en

Västerås för rening och uppgradering till fordonsgas (Mälarenergi, 2013). Biogasproduktionen uppgår till ungefär $2\,025\,000\text{ Nm}^3\text{ år}^{-1}$ och röt-kammarvolymen är ungefär $3\,400\text{ m}^3$ för respektive röt-kammare (Mälarenergi, 2013; Juszkie-wicz, 2014, personlig kontakt). Den hydrauliska uppehållstiden är 19 dygn och den organiska belastningen $1,5\text{--}3\text{ kg TS m}^{-3}\text{ d}^{-1}$. Efter rötningen avvattnas rötresten till en TS-halt på ca 24 % innan det läggs på lager för att sedan transporteras för vidare användning på grönytor och jordbruksmark (Mälarenergi, 2013).

2.2 MIKROALGERS BIOGAS- OCH RENINGSPOTENTIAL

Användning av mikroalger för framställning av biogas har undersökts i tidigare studier. Algerna har dels rötats som enda substrat och dels samrötats med olika material, av vilka avloppsslam är ett av dem (Mata m.fl., 2010). Odling av alger i syfte att rena vatten har också utförts tidigare (Shi m.fl., 2007).

2.2.1 Biogas från alger

Utnyttjandet av alger för framställning av biogas har en forskningshistoria som går minst 50 år tillbaka i tiden (Mussgnug m.fl., 2010). Algforskningen var som mest intensiv i slutet av 1970-talet i samband med de stora oljekriserna och var främst inriktad på makroalger (Mussgnug m.fl., 2010). Forskningen som idag bedrivs kring alger som källa till metangas är dock främst inriktad på mikroalger vilka används som delsubstrat vid rötning och inte som enda rötningssubstrat (Sialve m.fl., 2009). Samrötning har flera positiva effekter då substratet kan optimeras till att producera biogas så effektivt som möjligt.

Mikroalger har en högre produktivitet jämfört med samma mängd landodlade grödor (Wang m.fl., 2013). Den snabba tillväxten av biomassa gör därmed mikroalger till ett fördelaktigt substrat för odling, även det faktum att de kan odlas på mark som inte konkurrerar med jordbruksmark gör mikroalger till en hoppningivande framtidsskälla av biomassa (Sialve m.fl., 2009). Jämfört med sojabönor, oljepalmer och solrosor, som är vanliga alternativ vid framställning av biobränsle, är den mängd biobränsle som kan utvinna från samma mängd alger upp till 20 gånger så stor räknat i dm^3 biomassa per odlingsareal och år (Wang m.fl., 2013). Energiinnehållet i en normaliserad m^3 biobränsle i form av biogas motsvarar ungefär energiinnehållet i $1,1\text{ dm}^3$ bensin (Svenskt gastekniskt center, 2012). Även näringsammansättningen i alger gynnar metanogenerna då de, förutom kol, kväve och fosfor, även innehåller mikronäringsämnen som till exempel järn, kobolt och zink (Sialve m. fl., 2009; Schwede m. fl., 2013). Innehållet i mikroalgerna starkt beroende av vilken sorts alger som undersöks vilket ger olika resultat vid rötning beroende på vilken art som används (Sialve m.fl., 2009).

Att samröta mikroalger med slam från avloppsreingsverk är ur många synpunkter mycket lämpligt, dels har avloppsslam ett högt kolinnehåll vilket vid samrötning med alger höjer C/N-kvoten, dels finns det ofta biogasanläggningar i anslutning och därmed ger den ökade mängden röttbart material inte upphov till ökade transporter (Wang m.fl., 2013). Andra studier om samrötning framhåller också att C/N-kvoten är viktig för en bra balans av näringsämnen för mikroorganismerna (Samson & LeDuy, 1983; Sialve m.fl., 2009; Mata-Alvarez m fl., 2011; Schwede m. fl., 2013). Då mikroalger oftast har en lägre kvot än vad som anses optimalt har samrötning med kolrika substrat föreslagits för förbättring och för att höja C/N-kvoten (Samson & LeDuy, 1983; Wang m.fl., 2013). Det finns dock ingen samstämmighet kring vad som är en optimal C/N-kvot, men de flesta studier anger kvoter över åtminstone 15. Studier av Wang m. fl. (2013) gav resultatet att genom samrötning av alger och bioslam ökade metangashalten mer än

den gjorde vid ökad uppehållstid vid rötning av enbart slam. Andra studier utförda med samrötning av alger och andra material har visat högre metanhalter och ökad gasproduktion än vid rötning av enbart ett substrat. Metanhalter på 61-75 % har uppvisats vid försök gjorda av Cecchi m. fl. (1996) och Sialve m. fl. (2009). Vid inblandning av 41 % alger (viktprocent baserat på VS-innehåll) och resten bioslam blev resultatet att samrötningen gav 79 % mer biogas än rötningen med enbart alger (Wang m. fl., 2013). Samrötningen genererade även 23 % mer biogas än beräknat (Wang m. fl., 2013). Vid rötning i 35 °C och med 50 % inblandning av alger och 50 % avloppsslam fick Samson & LeDuy (1983) resultatet att det bildades $1,41 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ jämfört med $0,36 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ vid rötning av enbart slam och samrötningen gav även upphov till en reduktion av VS på 48,1 % jämfört med 45,8 % vid rötning av bara slam. Enligt försök genomförda av Wang m. fl. (2013) innehåller alger som substrat mer lösligt COD än vad bioslam gör vilket tyder på en högre biogaspotential hos algerna då det finns mer organiskt material att bryta ner. Samma studie visade även att samrötning med alger och bioslam hade en högre reduktion av VS än vad rötning med enbart alger eller enbart slam hade vilket ger en högre effektivitet och bättre utnyttjande av substraten. Då mikroalgerna dessutom kan odlas med avloppsvatten och samtidigt rena vattnet finns det stora fördelar med att undersöka hur en sådan samrötning kan optimeras (Muñoz & Guieysse, 2006).

2.2.2 Odling av alger på avloppsvatten

Försök att odla alger på avloppsvatten med ett högt näringsinnehåll för att se hur biogasproduktionen påverkas har genomförts av bland andra Sahu m. fl. (2013). Slutsatsen från studien visar att algodling på avloppsvatten är ett bra sätt att återvinna näring, rena rejektvatten på reningsverk samt ge en ökad biogasproduktion. Den visar också att det är mest kostnadseffektivt att odla algerna med solljus och inte med artificiellt ljus, vilket dock kan ge komplikationer i många delar av världen där det inte är så stor tillgång på solljus alla månader. Studier gjorda av Sahu m. fl. (2013) ger även förslag på att nya skördningmetoder borde undersökas då det mest använda idag, centrifugering, inte är särskilt kostnadseffektivt.

Alger odlas på främst två sätt, antingen i öppna dammar eller i fotobioreaktorer (Avfall Sverige Utveckling, 2009). De öppna dammarna är ofta billigare och lättare att underhålla men är mer svårkontrollerade vad det gäller artsammansättning, pH, näringshalter med mera. Fotobioreaktorerna är slutna system vilket gör det enklare att ha kontrollerade förhållanden, dock är de oftast dyrare och svårare att hålla rena (Avfall Sverige Utveckling, 2009). Andra studier har diskuterat möjligheterna till en kombination av öppna dammar och fotobioreaktorer. Genom att placera de öppna dammarna i växthusliknande byggnader kan medeltemperaturen höjas och bassängerna kontrolleras lättare (Larsdotter, 2006; Odlare m. fl., 2011). Tidigare studier har odlat algerna vid temperaturer mellan 20°C och 30°C (Odlare m.fl., 2011; Rusten & Sahu, 2011) och i dygnsperioder med 12-16 h ljus och 8-12 h mörker. Det finns få alger som trivs bättre i svalare klimat än vad de gör i varmare, dock finns det vissa arter som bättre anpassar sig till lägre temperaturer än andra (Larsdotter, 2006). Arter som lättare kan anpassa sig till ett kallare klimat är till exempel olika cyanobakterier som växer på nordliga breddgrader eller mikroalger som växer i högt belägna landskap där det ofta är kyligare. Uppvärmningen är därmed en stor del, både i kostnad och energianvändning när alger odlas i klimat liknande det i Sverige, vilket gör det nödvändigt med viloperioder under de kallaste månaderna för att systemet ska kunna vara hållbart (Larsdotter, 2006). I södra Sverige (Lund) skulle en sådan viloperiod behövas mellan november och februari medan det i norra Sverige (Kiruna) skulle behövas ett uppehåll mellan oktober och mars (Larsdotter, 2006). De öppna dammarna är ofta konstruerade som långa banor

där vattnet drivs runt av paddlar eller skovelhjul och med relativt grunda bassänger där maxdjupet ligger under 0,5 m (Brune m. fl., 2009). Grunda bassänger har visat sig ha en högre reningsgrad av fosfor medan djupare har en snabbare rening per ytenhet men inte uppnår samma totala reningsresultat (Larsdotter, 2006). Algerna är beroende av ljus och tillväxten ökar vid ökad transmittans hos avloppsvattnet. Det betyder att avloppsvattnet vid stora reningsverk behöver viss förbehandling innan ett algsteg för att ha en tillräcklig ljusgenomsläpplighet (Rusten & Sahu, 2011). Rusten och Sahu (2011) har i försök odlat alger på rejektvatten eftersom rejektvatten redan gått igenom vissa reningssteg och avskiljts vid bland annat förtjockning av slam för att återcirkuleras till reningsprocessen och därmed har en högre ljusgenomsläpplighet.

Mikroalgerna är beroende av näringsämnen samt ljus för tillväxt och fotosyntes. Näringsämnena som algerna behöver är främst kväve, fosfor och kol. Vid odling av alger med avloppsvatten tar mikroalgerna upp kväve och fosfor ur vattnet och har visat sig kunna minska halterna upp till 95 % beroende på uppehållstid, längd på försöket, algart samt näringsinnehåll i vattnet (Avfall Sverige Utveckling, 2009). Mikroalger kan ta upp oorganiskt kol och kan därmed tillgodogöra sig kol som koldioxid från rökgaser. Detta kan utnyttjas vid reningsverk där koldioxiden som avskiljs vid uppgraderingen av biogasen kan bubblas igenom bassängerna där algerna odlas (Avfall Sverige Utveckling, 2009). Ofta är tillväxten av alger vid odling på avloppsvatten inte kväve- eller fosforbegränsad utan hämmas av tillgången på solljus eller oorganiskt kol (Larsdotter, 2006; Rusten & Sahu, 2011). Försök utförda av Brune m. fl. (2009) visar att system med mikroalger är 10 gånger så effektiva på att ta upp koldioxid som konventionell skog då mikroalgerna kan ta upp hela sitt kolbehov från koldioxid. Algbiomassan är däremot kortlivad i jämförelse med konventionell skog och ny biomassa behöver odlas oftare. Odling av mikroalger i öppna dammar kan alltså fungera som en koldioxidsänka samtidigt som mikroalgerna renar avloppsvattnet och bidrar till en ökad biogasproduktion efter skörd.

Att skörda algerna är en process som med dagens metoder är både kostsam och energikrävande. De metoder som används idag är filtrering, sedimentering, flotation och centrifugering (Rusten & Sahu, 2011). Vid filtrering silas vattnet och mikroalgerna igenom ett filter med en viss maskstorlek och mikroalgerna fastnar på filtret medan vattnet rinner igenom. Mikroalgerna behöver sedan samlas upp från filtret. Då olika mikroalgar inte har samma diameter är det svårt att anpassa filtrena vid blandkulturer (Rusten & Sahu, 2011). Vid sedimentering skrapas mikroalgerna av från botten av odlingsbassängerna och för att öka sedimenteringen kan flockningsmedel tillsättas. Vid flotation samlas mikroalgerna upp vid ytan och vid centrifugering centrifugeras vattnet med mikroalgerna och vattnet avskiljs sedan och det fasta materialet med mikroalgerna samlas ihop (Rusten & Sahu, 2011). Vid odling av alger på avloppsreningsverk är det att föredra att ha en något högre uppehållstid och en snabbare omrörning, än vid odling av mikroalger i andra medium och för andra ändamål, i avskiljningsdelen av bassängerna för att på så sätt öka flockuleringen vilket bidrar till en enklare skörd av algerna (Larsdotter, 2006).

2.2.3 Möjliga processtörningar vid rötning av alger

Förutom att det ännu inte finns så mycket forskning kring rötning av alger för biogasproduktion finns det även några frågetecken kring användningen av dem. Det har visat sig att mikroalger vid rötning ger ifrån sig höga halter av omättade fettsyror (Wang m.fl., 2013). Försök med rötning av alger ger inte heller alltid ökad produktion av biogas på grund av algernas tjocka cellväggar som gör dem svårnedbrytbara (Wang m.fl., 2013). En möjlig lösning på det problemet kan vara olika typer av förbehandling för att göra det organiska materialet mer lättåtkomligt för de mikroorganismer som bryter ner materialet under röttningsprocessen. Exempel på

förbehandlingsmetoder som tidigare använts är uppvärmning till 100 °C under ett visst antal timmar, kemisk behandling eller behandling med ultraljud. Vid användning av förbehandlingsmetoder är det än så länge osäkert om vinsten är större än kostnaden vilket behöver undersökas ytterligare (Wang m.fl., 2013). Problemet med alger är ofta att de har ett lågt kolinnehåll, vilket dock lätt kan åtgärdas genom samrötning med till exempel primär-, bio-, eller kemsam från avloppsreningsverk som ofta har ett högt kolinnehåll (Sahu m.fl, 2013). Sahu m. fl. slår också fast att det med mesofil rötning med slam och alger odlade på avloppsvatten finns en stor potential att öka biogasproduktionen samtidigt som man förbättrar reningen vid odlingen och avvattningsgraden av det rötade slammet.

3 MATERIAL OCH METOD

För att uppfylla syftet med arbetet installerades två rötkammare med samma aktiva volym (Figur 1). Den ena utgjordes av en referensreaktor som matades med enbart en representativ blandning av primärslam, bioslam och kemslam från Västerås reningsverk. Den andra rötkammaren matades med en inblandning av 37 % mikroalger hämtade ifrån Umeå där de odlats på mekaniskt behandlat spillvatten. I övrigt var alla parametrar för de båda rötkamrarna lika. De hade alltså samma hydrauliska uppehållstid och organiska belastning och matades med en lika stor mängd substrat varje dag.

Dagligen mättes rötresternas pH och konduktivitet. Även gasproduktion, temperatur och metainnehåll registrerades dagligen. Veckovisa analyser av andra parametrar gjordes för att analysera driftstabiliteten och för att göra jämförelser med dagens drift för att undersöka hur driften påverkades av inblandning av mikroalger.

Försöket var indelat i två perioder där den första perioden utfördes med normala förhållanden och period två med stressade förhållanden. Inför period två minskades den hydrauliska uppehållstiden och den organiska belastningen ökades. Förändringen gjordes då storskaliga system inte har en konstant belastning eller en konstant uppehållstid hela tiden och därför var det av intresse att se hur testsystemet svarade på sådana förändringar. Ett system som inte kan hantera viss stress är inte tillräckligt flexibelt och svårt att skala upp.

3.1 ODLING OCH HANTERING AV MIKROALGER

Algerna som användes i försöket hämtades från en pilotanläggning placerad på taket på kraftverket i Umeå. Algerna odlades i en öppen damm med dimensionerna 10x2x0,3 m innehållande inkommande, mekaniskt behandlat, avloppsvatten från Umeås reningsverk (Gentili, 2014, personlig kontakt). Avloppsvattnet tillsattes på grund av sitt rika näringsinnehåll. Genombubbling av rökgaser från kraftverket i Umeå gjordes med $3 \text{ dm}^3 \text{ min}^{-1}$ för att tillgodose mikroalgernas behov av oorganiskt kol. Mikroalgerna odlades under fyra veckor innan de skördades genom sedimentation för att sedan filtreras genom ett 100µm filter (Gentili, 2014, personlig kontakt).

Algerna som användes var gröna sötvattensalger. Identifikation av mikroalgerna, genomförd av Francesco Gentili, visade att mikroalgkulturen var en blandning av algarterna *Ankistrodesmus*, *Chlorella*, *Pandorina*, *Scenedesmus opoliensis*, *Scenedesmus quadricauda* och *Scenedesmus sp.* Identifieringen gjordes i ljusfältsmikroskåp.

Mikroalgerna skickades från Umeå i fryst tillstånd och vid ankomst till Västerås frystes majoriteten av provet in för att inte påverkas av mikrobiell aktivitet (Samson & LeDuy, 1983). För projektet var det inte önskvärt med förbehandling av algerna då förbehandlingar ofta är energikrävande. Nedfrysningen av mikroalgerna var nödvändig för att de inte skulle påverkas av någon mikrobiell aktivitet under transporten från Umeå till Västerås och under förvaringen i Västerås. Den mikrobiella aktiviteten som då skulle skett ansågs ha större påverkan på mikroalgerna än nedfrysningen och därmed får nedfrysningen betraktas som en oundviklig förbehandling för att kunna transportera och förvara mikroalgerna. För att undvika en sådan förbehandling vore det önskvärt om mikroalger odlade i närområdet fanns tillgängliga, dels så krävs då ingen förbehandling och dels minskar transporterna. Även mikroalgernas sammansättning hade vid odling på vatten från reningsverket i Västerås eventuellt påverkat resultatet då alla reningsverk har sina egen bakterieflora.

3.2 SLAM FRÅN AVLOPPSRENINGSVÄRK

En representativ blandning av primärslam från försedimenteringen och slam från den biologiska och kemiska reningen från Kungsängsverket i Västerås användes i försöket. Provpunkterna var efter den gravimetriska förtjockaren för primärslammet respektive efter en mekanisk förtjockare för blandningen av biologiskt och kemiskt slam.

Färskt slam hämtades en gång per vecka från de två provpunkterna. Slammet förvarades i kylskåp under försöksperioden för att minimera fortsatt biologisk nedbrytning av materialet (Samson & LeDuy, 1983).

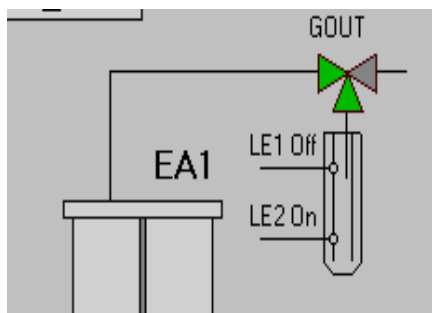
3.3 RÖTKAMMARE – ANVÄNDNING OCH MATNING

Rötkamrarna som användes för driftförsöket var av modellen DOLLY[®] tillverkade av Belach Bioteknik AB, Sverige (Figur 4). DOLLY[®] bygger på kontrollprogrammet Wonderware[®] FactorySuite[™] (Belach Bioteknik, 2010).



Figur 4. Rötkamrarna. Rötkammare 1 (t.v.) som användes som kontroll med enbart slam och rötkammare 2 (t.h.) med inblandning av 37 % (viktprocent baserat på VS-innehåll) mikroalger i slammet. Bluescens CH₄-gassensorn ses högst upp till höger.

Tillhörande material var drivsystem samt dator där de kontinuerligt uppmätta värdena registrerades och lagrades. Via datorn kunde de uppmätta värdena följas i grafer och data kunde exporteras till andra enheter. Temperatur samt hastighet på omrörarna kunde väljas manuellt. Temperaturen kontrollerades av en PID-regulator för respektive kammare. Kontinuerliga mätningar av gasproduktion, metaninnehåll, gasflöde gjordes av systemet och registrerades i tillhörande övervakningssystem (Belach Bioteknik, 2010). Gasflödet registrerades av en vattenfylld cylinder som ändrades vid ändrat tryck. Vattennivån avlästes av systemet på två nivåer och tiden det tog mellan de två avläsningsnivåerna registrerades (Figur 5). Gasmätaren kalibrerades av personal från Belach Bioteknik och vid varje slag registrerades 30 cm³ bildad gas. Gasflödet summerades ihop till den totala mängden gas som producerades. Gasens metaninnehåll mättes av Bluescens CH₄-gassensorer (Figur 4).



Figur 5. Schematisk bild över cylindern där gasflödet registrerades. Cylindern bestod av ett inre och yttre rör som var sammankopplade. Vid tryckupbyggnad förändras vattennivån och systemet registrerade tiden det tog för vattenytan att nå de två avläsningsnivåerna, LE1 off och LE2 on (Belach Bioteknik, 2010).

Två röt-kammare av samma modell användes och var kopplade till samma system. Röt-kammare 1 (RK1) var referensröt-kammare och matades med enbart en representativ blandning av slam medan röt-kammare 2 (RK2) matades med en blandning av slam och mikroalger (Tabell 2). Proportionerna för RK1 är valda efter proportionerna vid Kungsängsverket i Västerås för att få ett scenario så likt verkligheten som möjligt.

Tabell 2. Matningsproportioner under period ett och period två för röt-kammare ett (RK1) respektive röt-kammare två (RK2). Enheten är viktprocent baserat på VS-innehåll ($g\ gVS^{-1}$)

	Primärslam	Bio- och kemslam	Mikroalger
	$g\ gVS^{-1}$	$g\ gVS^{-1}$	$g\ gVS^{-1}$
RK1	60 %	40 %	-
RK2	41 %	22 %	37 %

Eftersom det var viktigt att hålla den organiska belastningen och matningsvolymen konstant mättes slammens TS-halt och VS-halt en gång i veckan vid varje ny provtagning. För att upprätthålla samma organiska belastning och samma hydrauliska uppehållstid matades röt-kamrarna med en lika stor volym vid varje matning och beroende på resultatet av TS-halten och VS-halten spädades slammet med vatten för att hålla samma volym. Mikroalgernas TS-halt och VS-halt ansågs konstant och mättes initialt under period ett vid tre tillfällen varpå ett medelvärde beräknades och volymen anpassades även den genom spädning med vatten.

3.3.1 Organisk belastning och uppehållstid

Under den första delen av försöket, period ett, hölls den organiska belastningen konstant på $2,4\ kg\ VS\ m^{-3}dag^{-1}$, den hydrauliska uppehållstiden valdes till 15 dagar och den aktiva volymen i röt-kamrarna hölls konstant på $5\ dm^3$ vilket gav en daglig uttags- och matningsvolym på $333\ cm^3$ (ekvation 1). Vid våta processer kan en approximation göras där matningsvolym och uttagsvolym antas lika, dock försvinner i praktiken en del av viktprocenten (baserat på VS-innehåll) i form av biogasavgång (Nordberg, 2014, personlig kontakt). Den uttagna mängden rötrest och substraten till matningen vägdes och en balans kunde därmed sättas upp. Under den andra delen av försöket, period två, ökades den organiska belastningen till $3,5\ kg\ VS\ m^{-3}dag^{-1}$

och den hydrauliska uppehållstiden valdes till 10 dagar vilket gav en daglig uttagnings- och matningsvolym på 500 cm³ (ekvation 1) (Svenskt Vatten, 2010).

$$V_m = \left(\frac{V_r}{HRT}\right) \cdot 1000 \quad (1)$$

V_m matningsvolym (cm³ d⁻¹)

V_r aktiva volym för en rötkammare (dm³)

HRT hydraulisk uppehållstid (d)

3.3.2 Dagliga rutiner

Matningen till de båda rötkamrarna genomfördes manuellt 7 dagar i veckan vid ungefär samma tidpunkt på förmiddagen. För att utvärdera processens stabilitet och potentialen för ökad biogasproduktion mättes pH, organiskt innehåll, flyktiga organiska syror, alkalinitet samt TS-halt och VS-halt kontinuerligt. Varje vecka mättes fast och löst organiskt innehåll, flyktiga organiska syror, alkalinitet samt TS och VS, vilka enligt Samson & LeDuy (1983), Svenskt Vatten (2010) och Wang m. fl. (2013) var viktiga parametrar att undersöka.

De dagliga rutinerna skedde efter samma mönster varje dag. Temperatur, ackumulerad gasmängd, metaninnehåll, gasflöde för RK1 och RK2 avlästes. Temperatur och tryck i rummet avlästes för att kunna beräkna den normaliserade gasproduktionen. En liten volym rötrest togs ut ur respektive rötkammare ur den undre öppningen och tillfördes därefter till behållaren igen för minska påverkan från eventuell sedimentation. Provmängden togs ut och vägdes, en del av provet sparades i frysen för senare analyser av bland annat metallinnehåll. Matningen gjordes enligt beräkningar utifrån TS- och VS-halt för aktuell vecka. Innan matning blandades substraten genom lätt omrörning för att få en homogen blandning.

3.4 BIOGASPRODUKTION OCH METANINNEHÅLL

Insamling av data för biogasproduktion, metanhalt, gasflöde samt kontroll av temperaturparametrarna gjordes kontinuerligt av DOLLY[®] och exporterades från systemdatorn som back-up. Dataregistrering skedde en gång varannan minut. Gasen som mättes av DOLLY[®] mättes efter ett nedkylningssteg vilket antogs kyla ner gasen till rumstemperatur. Dataanalyseringen gjordes efter införsel i diagram och normalisering med hänsyn till rummets lufttryck och temperatur till standardtemperatur och tryck, 0 °C respektive 1 atm (ekvation 2) (Verein Deutscher Ingenieure, 2006). Även normalisering av metanhalten gjordes (ekvation 3)

$$V_0^{st} = V \cdot \frac{(p-p_w) \cdot T_0^{st}}{p_0^{st} \cdot T} \quad (2)$$

V_0^{st} normaliserad gasproduktion (Ncm³ gVS⁻¹ d⁻¹)

V avläst gasproduktion (cm³ gVS⁻¹ d⁻¹)

p rummets lufttryck vid tidpunkt för avläsning (N m⁻²)

p_w vattens ångtryck; 3000 (N m⁻²) (Verein Deutscher Ingenieure, 2006)

T_0^{st} standardtemperatur; 273,15 K

p_0^{st} standardtryck; 101300 (N m⁻²)

T rummets temperatur (K)

$$CH_{40}^{st} = CH_4 \cdot \frac{p}{p-p_w} \quad (3)$$

CH_{40}^{st} normaliserad metanhalt (%)

CH_4 avläst metanhalt (%)

p rummets lufttryck vid tidpunkt för avläsning (N m⁻²)

p_w vattnets ångtryck; 3000 (N m⁻²) (Verein Deutscher Ingenieure, 2006)

Vid vissa tillfällen skedde systematiska fel vid matningen vilket resulterade i att toppar i metanhalt och flöde felaktigt registrerades i datorn. De värdena har bortsetts från i resultatet. Felet berodde på att trycket i behållarna inte jämnades ut före uttag av rötrest och bör inte ha påverkat resultatet i övrigt. Under försökets första veckor togs även gasprov för undersökning av CH₄-innehållet på grund av att den funktionen saknades hos systemet vid leveransen. Gas-mätningarna gjordes en gång per vecka även en tid efter det att funktionen blivit installerad för kontroll och eventuell kalibrering av systemet. Gasmätningarna utfördes i triplikat och skickades till externt laboratorium för analys på gaskromatograf; Perkin Elmer ARNEL, Clarus 500; kolonn: 7' HayeSep N 60/80, 1/8" SF; FID detektor 250°C; bärgas: helium, flöde 31 mL/min; injektortemperatur: 60°C; injektion med hjälp av Headspace sampler Turbo Matrix 110 (Ascue, 2014, personlig kontakt).

3.5 ANALYSER PÅ SUBSTRATEN

Vid uppstarten skickades prov för analys av substratens innehåll av bland annat kol, kväve och spårelement till Agrilab AB, Uppsala, och Eurofins, Lidköping (Tabell 3). Analyser av TS och VS gjordes löpande varje vecka då nytt slam hämtades.

Tabell 3. Analyser som gjordes på substraten samt metod och laboratorium som utförde analyserna

Parameter	Metod	Laboratorium
TS	SS 02 81 13	Mälarenergi ⁵
VS	SS 02 81 13	Mälarenergi ⁵
COD	Hack Lange 214	Mälarenergi
CODs	Hack Lange 214	Mälarenergi
FS		JTI
Total N	SS_ISO 13878/NTOT-NDK, SS028101-1	Agrilab AB/ALcontrol Laboratories
N _{org}		Agrilab AB
NH ₄ -N	ISO 11732 ³ /St. Methods 18th 4500B+E	Agrilab AB/ALcontrols laboratories

C	SS 0283 11	Agrilab AB
C/N	Total C/Total N	Agrilab AB
Total P	SS 0283 11/ SS-EN ISO 11885:2009	Agrilab AB/ALcontrols laboratories
K	SS 0283 11/SS-EN ISO 11885:2009	Agrilab AB/ALcontrols laboratories
Mg	SS 0283 11/SS-EN ISO 11885:2009	Agrilab AB/ALcontrols laboratories
Ca	SS-EN ISO 11885:2009	Agrilab AB/ALcontrols laboratories
Na	SS 0283 11	Agrilab AB
S	SS 0283 11	Agrilab AB
Fett	EG-fett metoden ⁴	Agrilab AB
Lignin	Tappi T 222	MoRE Research Örnsköldsvik AB ⁶
Tungmetaller ¹	SS-EN ISO 11885-2:2009	ALcontrols laboratories
Tungmetaller ²	SS-EN ISO 11885:2009	ALcontrols laboratories
Hg	SS ISO 16772, utg 1	ALcontrols laboratories

¹ Pb och Cd

² Cu, Cr, Ni, Zn

³ Extraktion med 2 M KCL och mätning med FIA

⁴ 1047 Hydrolyzing Unit and a Soxtec System HT 1043 Extraction Unit (FOSS Analytical A/S Hillerød, Denmark)

⁵ Kontroll utförd av Agrilab AB, metod: KLK 1965:1 samt ALcontrol Laboratories, Linköping, metod: SS-EN 12880-1:2000 respektive SS-EN 12879-1

⁶ Ej ackrediterat laboratorium. Underleverantör till Eurofins, Lidköping.

3.5.1 Tillvägagångssätt för bestämning av TS och VS

TS- och VS-analyserna utfördes enligt SS 02 81 13 på Kungsängsverket. Tomma keramikskålar placerades i glödugnen under 1-2 h och fick sedan svalna (Figur 6). Skålarna vägdes sedan tomma varpå substrat tillfördes och vikterna antecknades. Skålarna placerades i ugn under ca 24 h i 105°C och placerades i exsikator för att svalna. Det torkade provet vägdes och placerades sedan i glödugnen i 550°C i 1-2 h. Skålarna svalnade i exsikatorn och vägdes sedan varpå TS-halten och VS-halten hos substraten beräknades (ekvation 4 och 5).



Figur 6. Utrustning för analys av TS och VS. Indunstningsugn (t.v.), våg, exsikator samt glödugn (t.h.).

$$TS = \frac{(Vikt_{torkat\ prov} - Vikt_{tom\ skål})}{(Vikt_{vätt\ prov} - Vikt_{tom\ skål})} \quad (4)$$

$$VS = \frac{(Vikt_{torkat\ prov} - Vikt_{glöd\ gat\ prov})}{(Vikt_{torkat\ prov} - Vikt_{tom\ skål})} \quad (5)$$

Utifrån substratens TS- och VS-halt bestämdes mängderna för matningen den aktuella veckan, där volymen, proportionerna och den organiska belastningen hölls konstant (ekvation 6-8).

$$Substrat_{tot} = V_r \cdot ORL \quad (6)$$

$$Substrat_{VS} = \frac{(Substrat_{tot} \cdot Substrat_A)}{100} \quad (7)$$

$$Substrat = \frac{Substrat_{VS}}{(VS \cdot TS)} \quad (8)$$

Substrat_{tot} total mängd substrat som respektive röt-kammare matades med (g d⁻¹)

V_r aktiv volym i röt-kammaren (dm³)

ORL organisk belastning (g VS dm⁻³ d⁻¹)

Substrat_{VS} tillförd mängd av ett visst substrat (g VS d⁻¹)

Substrat_A bestämd andel av respektive substrat (Tabell 2)

Substrat mängd använd vid matning (cm³)

TS TS-halt för den givna veckan och respektive substrat

VS VS-halt för den givna veckan och respektive substrat

Densiteten för alla tre substraten antogs vara 1 g cm⁻³ (Sellgren, 2003) varvid mängderna vägdes istället för att mätas upp volymetriskt vid matningen. Utrustningen som fanns för vägning var noggrannare än den för volymetrisk uppmätning.

3.5.2 Beräkning av protein- och kolhydratinnehåll

Substratens sammansättning av protein, fett och kolhydrater kan användas för att förutbestämma deras biogaspotential (Tabell 1).

Substratens innehåll av protein beräknades utifrån deras innehåll av organiskt kväve och en proteinfaktor (ekvation 9) (Livsmedelsverket, 2013).

$$Protein = N_{org} \cdot F \quad (9)$$

N_{org} substratets innehåll av organiskt kväve (mg dm^{-3})

F proteinfaktor, vilken för organiskt material antogs vara 6,25 (Livsmedelsverket, 2013)

Substratens respektive innehåll av kolhydrat i procent beräknades som resterande innehåll (ekvation 10) (Malmros, 2011).

$$Kolhydrater = 100 - H_2O - glödrest - Fett - Protein_{\%} - NH_4 \quad (10)$$

H_2O substratets innehåll av vatten (allt utom andelen TS) (%)

$glödrest$ substratets innehåll av oorganiska ämnen och den del som finns kvar efter VS-analys (%)

$Fett$ substratets innehåll av fett (%)

$Protein_{\%}$ substratets innehåll av protein (%)

NH_4 substratets innehåll av ammoniumkväve (%)

3.5.3 Beräkning av C/N-kvoten för inmatad substratsammansättning

Utifrån information om substratens C/N-kvot och de aktuella matningsproportionerna beräknades C/N-kvoten för inkommande substratsammansättning (ekvation 11).

$$C/N_{in} = (C/N_P \cdot Substrat_P) + (C/N_B \cdot Substrat_B) + (C/N_A \cdot Substrat_A) \quad (11)$$

C/N_{in} inmatad C/N-kvot

C/N_P C/N-kvot för primärslammet

C/N_B C/N-kvot för landning av bioslam och kemsam

C/N_A C/N-kvot för mikroalger, användes vid beräkning för RK2

$Substrat_P$ andel primärslam för respektive röt-kammare

$Substrat_B$ andel av blandningen med bio- och kemsam för respektive röt-kammare

$Substrat_A$ andel mikroalger, användes vid beräkning för RK2

3.6 ANALYSER PÅ RÖTRESTERNA

Utöver de tidigare nämnda dagliga analyserna genomfördes även mer ingående veckovisa analyser på de uttagna rötresterna ur respektive röt-kammare (Tabell 4). Alla analyser på Kungsängsverket utfördes i triplikat om inget annat anges.

Tabell 4. Veckovisa analyser på rötrest utförda på Kungsängsverket i Västerås samt Vattenlaboratoriet, Uppsala

	Mälarenergi	Vattenlaboratoriet	Metod
TS ¹	X		SS 02 81 13
VS ¹	X		SS 02 81 13
FS	X		Hack Lange 365
Totalalkalinitet ²	X		enl. Jenkins m. fl.(1991)
Bikarbonatalkalinitet ²	X		enl. Jenkins m. fl. (1991)
COD	X		Hack Lange 214
CODs	X		Hack Lange 214
Kjeldahl-N		X	Foss Tecator AN 300
NH ₄ -N		X	Foss Tecator AN 300
N _{org} ³	X		

¹ TS och VS börjades tas först efter nästan hela första uppehållstiden

² Proverna på TA och BA gjordes enbart i ett replikat varje vecka på grund av begränsad mängd prov

³ Beräknad (ekvation 15)

3.6.1 Bestämning av TS, VS, flyktiga organiska syror samt COD och CODs

Bestämning av rötresternas TS- halt och VS-halt genomfördes på samma sätt som för substraten (ekvation 4 och 5). Halten flyktiga organiska syror analyserades med Hack Lange 365 snabbampulltest och visade den totala mängden FS. FS var en viktig parameter för att analysera processens stabilitet (Svenskt Vatten, 2010). COD- och CODs-analyser gjordes med Hack Lange 214 snabbampulltest. För CODs filtrerades dock först provet genom ett gravimetriskt filter och sedan genom ett filtermembran innan det tillsattes till ampullerna. COD- och CODs-analyserna gjordes för att ge ett mått på nedbrytbarheten och mängden kvarvarande organiskt material (Svenskt Vatten, 2010).

3.6.2 Analys av total- och bikarbonatalkalinitet samt beräkning av halten FS

Totalalkaliniteten (TA) och bikarbonatalkaliniteten (BA) analyserades med en tvåpunkts-titrering för att ge mått på rötrestens buffringskapacitet mot syror samt för beräkning av rötrestens innehåll av flyktiga organiska syror (Jenkins m. fl., 1991; Rybczynski, 1998; Grönholm, 2014, personlig kontakt). Provet centrifugerades i 7-14 minuter, 3500 – 5500 rpm, och 100 cm³ klarfas mättes upp med hjälp av ett 100 cm³ mätglas. Klarfasen tillfördes sedan en 250 cm³ e-kolv och hölls under omrörning med en magnetomrörare. Provet titrerades med en 1,8 M saltsyrelösning till pH 5,75 och till pH 4,00 med en kontinuerlig pH-mätning och omrörning (Figur 7).



Figur 7. Laborarieutrustning för alkalinitetsmätning. Dosimat för titrering vid bestämning av alkalinitet (t.v.), magnetomrörare, mätglas med klarfas och pH-meter (t.h.).

Bikarbonatalkaliniteten beräknades utifrån den tillsatta mängden saltsyra vid pH 5,75 och totalalkaliniteten utifrån den tillsatta mängden saltsyra vid pH 4,00 (ekvation 12, 13)

$$BA = V_{HCl_{5,75}} \cdot C_{HCl} \cdot 61 \cdot 10 \cdot 1,25 \quad (12)$$

$$TA = V_{HCl_{4,00}} \cdot C_{HCl} \cdot 61 \cdot 10 \cdot 1,25 \quad (13)$$

BA bikarbonatalkalinitet ($HCO_3 \text{ dm}^{-3}$)

$V_{HCl_{5,75}}$ motsvarar tillsatt volym HCl för att uppnå pH 5,75 (cm^3)

C_{HCl} koncentration på tillsatt saltsyra (M)

TA bikarbonatalkalinitet ($HCO_3 \text{ dm}^{-3}$)

$V_{HCl_{4,00}}$ motsvarar tillsatt volym HCl för att uppnå pH 4,00 (cm^3)

61, 10 och 1,25 omvandlingsparametrar där 10 är en utspädningsfaktor och 1,25 korrigeringsfaktor då enbart 80 % av salterna antas delta i reaktionen (Jenkins, m.fl., 1991; Rybczynski, 1998)

Utifrån bikarbonat- och totalalkaliniteten beräknades halten flyktiga syror (ekvation 14) (Svenskt Vatten, 2010).

$$FS = TA - BA \quad (14)$$

FS halten flyktiga syror ($\text{mg } HCO_3 \text{ dm}^{-3}$)

TA se ovan

BA se ovan

3.6.3 Beräkning av organiskt kväve och fri ammoniak

Bestämning av totalt Kjeldahlskväve (KjeldahlN) och dess innehåll av oorganiskt kväve (NH_4N) genomfördes av Vattenlaboratoriet, Uppsala Vatten och Avfall AB. Från resultaten beräknades innehållet av organiskt kväve (organisktN) (ekvation 15).

$$\text{OrganisktN} = \text{KjeldahlN} - \text{NH}_4\text{N} \quad (15)$$

Den fria halten ammoniak i rötresten bestämdes utifrån dess innehåll av ammonium samt pH-värdet och rötkammarens temperatur för respektive dag (ekvation 16) (Gallert & Winter, 1997).

$$\text{NH}_3\text{N} = \frac{\text{NH}_4^+\text{N} \cdot 10^{\text{pH}}}{e^{\left(\frac{6344}{273+T}\right)} + 10^{\text{pH}}} \quad (16)$$

NH_3N koncentration av fri ammoniak (mg dm^{-3})

NH_4^+N koncentration av ammonium (mg dm^{-3})

pH pH-värdet på slammet för respektive dag och rötkammare

T temperatur för respektive dag och rötkammare ($^{\circ}\text{C}$)

3.6.4 Analys av avvattningsegenskaper genom mätning av CST

För att undersöka hur det utrötade slammet påverkades av inblandning av alger undersöktes även rötresternas avvattningsegenskaper genom att mäta filtrerbarheten (CST) på slam från första periodens tredje uppehållstid (Figur 8). Analysen utfördes dels på rötrest från RK1 och RK2, dels på rötrest från Kungsängsverkets rötkammare 2. Samma polymerblandning som används på verket användes i försöket, Zetag 8127 (BASF, The Chemical Company, 2013). Hålltest utfördes med 100 cm^3 slam från den fullskaliga rötkammaren med portionsvis tillsats av polymer och inblandning genom att hälla över blandningen från en behållare till en annan och utvärdera flockningsegenskapen och flockens hållfasthet. En tillsats av $12 \text{ g polymer kgTS}^{-1}$ ansågs vara den minsta tillsatsen som uppvisade bra flockningsegenskaper, vilket var en betydligt högre tillsats än den på $6,8 \text{ g polymer kgTS}^{-1}$ som användes på verket vid tidpunkten för utförandet av analysen. Mängden polymer som tillsattes till rötresten från respektive rötkammare beräknades (ekvation 17).

$$V_p = \frac{\text{TS} \cdot C_p}{1000 \cdot C_{pv\%}} \cdot 8 \quad (17)$$

V_p mängd tillsatt polymer (cm^3 800 cm^3 rötrest)

TS TS-halt för respektive rötrest

C_p vald polymertillsats från hålltestet ($\text{g polymer kg TS}^{-1}$)

$C_{pv\%}$ koncentration av polymer; 0,22 (vikt-%)



Figur 8. CST-mätaren med tillhörande cylinder (t.v.) och flocculatorn som användes vid omrörning (t.h).

Den beräknade mängden polymer för respektive TS-halt tillsattes till 800 cm³ av respektive rötrest vars temperatur var 24 °C. Omblandning gjordes med en Flocculator 2000, Kemira Kemwater, enligt exempel ur Triton Electronics (1998) med omrörning först 10 s och mätning av CST i sex repetitioner, sedan omrörning i 30 s till och mätning av CST i sex repetitioner och slutligen omrörning i 60 s till och mätning av CST i sex repetitioner (Figur 8). Vid mätning av CST för RK1 gjordes dock 4 mätningar efter 10 s omrörning och 5 efter 100 s omrörning på grund av brist på filterpapper. Ytterligare en analys utfördes på rötresten från RK2 där mängden tillsatt polymer minskades till 6,5 g kgTS⁻¹ och där polymeren blandades med 100 cm³ slam. Försöken utfördes på samma sätt med omrörning på totalt 10 s, 40 s och 100 s men enbart 3 repetitioner gjordes för varje ny omrörning på grund av brist på filterpapper. En cylinder med 1,8 cm diameter användes samt filterpapper Whatman No 17 till alla försök.

4 RESULTAT

Resultaten har delats upp efter substrat, gasproduktion och rötrest. Period ett och period två redovisas var för sig men i jämförande tabeller.

4.1 SUBSTRAT

TS- och VS-halten för primärslam och för blandningen av bio- och kemsлам var jämförbara medan TS-halten för algerna var högre än den för slammen och dess VS-halt lägre än den för slammen (Tabell 5). Mikroalgerna hade en högre andel lösligt COD än de två andra substraten men lägre andel total COD. Dock är det en relativt osäker metod att mäta COD och CODs med Hack Lange och resulterar ofta i stora standardavvikelser vilket är fallet även här.

Tabell 5. Resultat av analyser av COD, CODs samt TS och VS

Parameter	Enhet	Primärslam	Bio- och kemsлам	Mikroalger
TS	%	5,39 ±0,55	5,26 ±0,34	8,43 ±0,31
VS	% av TS	76,69 ±3,90	73,11 ±3,56	59,16 ±0,92
COD	mg dm ⁻³	45 300 ±3 700	48 800 ±26 800	26 100 ±4 500
CODs	mg dm ⁻³	6 700 ±4 800	4 510 ±600	13 600 ±3 500

Innehållet i substraten bestämdes vilket resulterade i information kring substratens sammansättning och näringsinnehåll (Tabell 6 och Tabell 7). Resultaten visar att sammansättningen mellan primärslam och blandningen av biosлам och kemsлам samt mikroalger skiljde sig åt framförallt när det gällde innehåll av protein, fett och kolhydrater där mikroalgerna hade ett betydligt lägre innehåll av både protein, fett och kolhydrater. Vissa av metallerna skiljde sig väsentligt med övervägande högre halter hos mikroalgerna. Halterna av kalium, natrium, zink, kobolt, koppar, nickel, molybden, bly, kvicksilver och kadmium var högre hos mikroalgerna än hos primärslammet och blandningen av biosлам och kemsлам.

Tabell 6. Substratens innehåll av näringsämnen fosfor, kväve samt kol och substratens innehåll av fett, kolhydrater, protein, lignin, organiska syror samt substratens pH

Parameter	Enhet	Primärslam	Bio-, och kemsлам	Mikroalger
pH		6,58	7,43	6,69
Protein	mg dm ⁻³	10 630	22 500	3 750
Fett	mg dm ⁻³	5 350	2 770	330
Kolhydrater ¹	mg dm ⁻³	27 490	9 230	3 710
Total-P	mg dm ⁻³	550	1 000	50
Total-N	mg dm ⁻³	1 800	3 900	700
Total-C	mg dm ⁻³	23 000	18 200	4 200
C/N		12,5	4,7	6,3
NH ₄ -N	mg dm ⁻³	100	300	100
N _{org}	mg dm ⁻³	1 700	3 600	600
Lignin ²	% av TS	22,5 ±2,5 %	18,2 ±2,5 %	27,5 ±2,5 %
<i>Organiska syror</i>				
FS	mg dm ⁻³	500	220	490
Acetat	mg dm ⁻³	330	220	210
Propionat	mg dm ⁻³	170	<100	280
i-butytrat	mg dm ⁻³	<100	<100	-
butytrat	mg dm ⁻³	<100	<100	<100

¹ Beräknad (ekvation 10)

² Resultat med mätosäkerhet angiven

Analys av substratens innehåll av makro- och mikronäringsämnen samt övriga metaller visade att halterna av ämnen som kan verka hämmande för processen för nästan alla parametrar låg under gränsvärdena där halterna anses för höga (Tabell 7) (Metcalf & Eddy, 2003).

Tabell 7. Substratens innehåll av makro- och mikronäringsämnen samt övriga metaller

Parameter	Enhet	Primärslam	Bio- och kemsлам	Mikroalger	Gränsvärden ¹
<i>Makronäringsämnen</i>					
K	$mg\ dm^{-3}$	190	210	260	2500-4500
Mg	$mg\ dm^{-3}$	170	140	50	1000-1500
Ca	$mg\ dm^{-3}$	940	600	330	2500-4500
Na	$mg\ dm^{-3}$	80	60	140	3500-5500
S	$mg\ dm^{-31}$	250	100	320	200
<i>Mikronäringsämnen</i>					
Zn	$mg\ kg^{-1}\ TS^{-1}$	260	240	1 700	
Co	$mg\ kg^{-1}\ TS^{-1}$	3,7	5,4	7,4	
Cu	$mg\ kg^{-1}\ TS^{-1}$	150	250	330	
Ni	$mg\ kg^{-1}\ TS^{-1}$	12	16	40	
Mo	$mg\ kg^{-1}\ TS^{-1}$	2,2	4,6	6,8	
Se	$mg\ kg^{-1}\ TS^{-1}$	2,5	4,9	1,7	
<i>Övriga metaller</i>					
Pb	$mg\ kg^{-1}\ TS^{-1}$	8,4	9,1	15	
Hg	$mg\ kg^{-1}\ TS^{-1}$	0,26	0,18	0,76	
Cd	$mg\ kg^{-1}\ TS^{-1}$	0,35	0,61	15	

¹ Gränsvärden för måttligt hämmande effekt, angivna från Metcalf & Eddy (2003)

Innehållet av protein, fett och kolhydrater samt makro- och mikronäringsämnen i inkommande blandningar beräknades utifrån de olika substratens innehåll samt matningsproportionerna (Tabell 8).

Tabell 8. Innehåll av protein, fett och kolhydrater samt makro- och mikronäringsämnen beräknade utifrån innehåll i respektive substrat och matningsproportioner

Parameter	Enhet	RK1 _{in}	RK2 _{in}	Gränsvärden ¹
Protein	mg dm ⁻³	15 375	10 694	
Fett	mg dm ⁻³	4 316	2 924	
Kolhydrater ¹	mg dm ⁻³	20 185	14 672	
<i>Makronäringsämnen</i>				
K	mg dm ⁻³	198	220	2500-4500
Mg	mg dm ⁻³	158	119	1000-1500
Ca	mg dm ⁻³	804	640	2500-4500
Na	mg dm ⁻³	72	98	3500-5500
S	mg dm ⁻³¹	190	243	200
<i>Mikronäringsämnen</i>				
Zn	mg kg ⁻¹ TS ⁻¹	252	788	
Co	mg kg ⁻¹ TS ⁻¹	4,4	5,4	
Cu	mg kg ⁻¹ TS ⁻¹	190	239	
Ni	mg kg ⁻¹ TS ⁻¹	13,6	23,2	
Mo	mg kg ⁻¹ TS ⁻¹	3,2	4,4	
Se	mg kg ⁻¹ TS ⁻¹	3,5	2,7	
<i>Övriga metaller</i>				
Pb	mg kg ⁻¹ TS ⁻¹	8,7	11,0	
Hg	mg kg ⁻¹ TS ⁻¹	0,23	0,43	
Cd	mg kg ⁻¹ TS ⁻¹	0,45	5,8	

¹ Gränsvärden för måttligt hämmande effekt, angivna från Metcalf & Eddy (2003)

4.1.1 Inkommande C/N-kvot

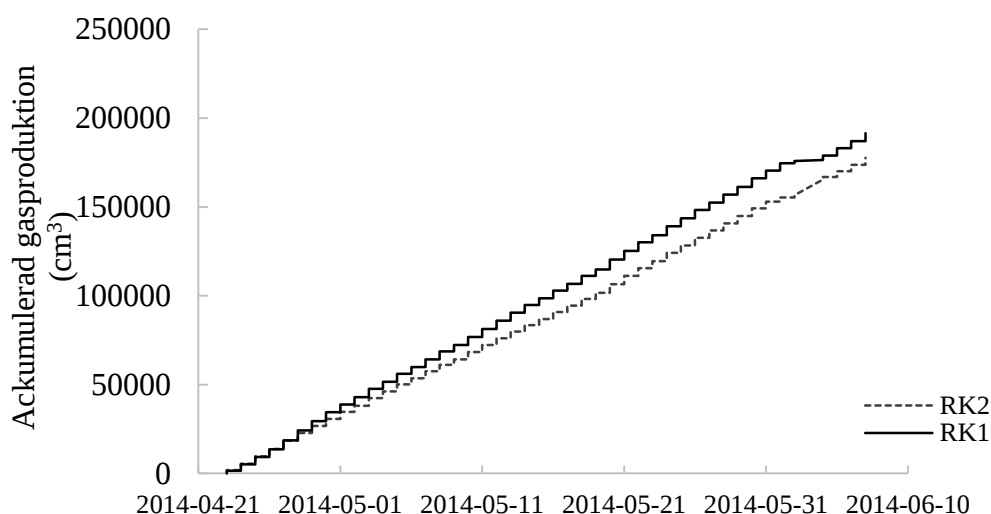
Omräkning av C/N-kvoten för inmatad substratsammansättning med hänsyn till matningsproportionerna (Tabell 2) och de olika substratens C/N-kvot (Tabell 6) gav C/N-kvoten för inkommande substrat för respektive rötkammare (Tabell 9) (ekvation 11). Den inkommande C/N-kvoten var lägre för RK2 än för RK1.

Tabell 9. Beräknad inkommande C/N-kvot för RK1 respektive RK2

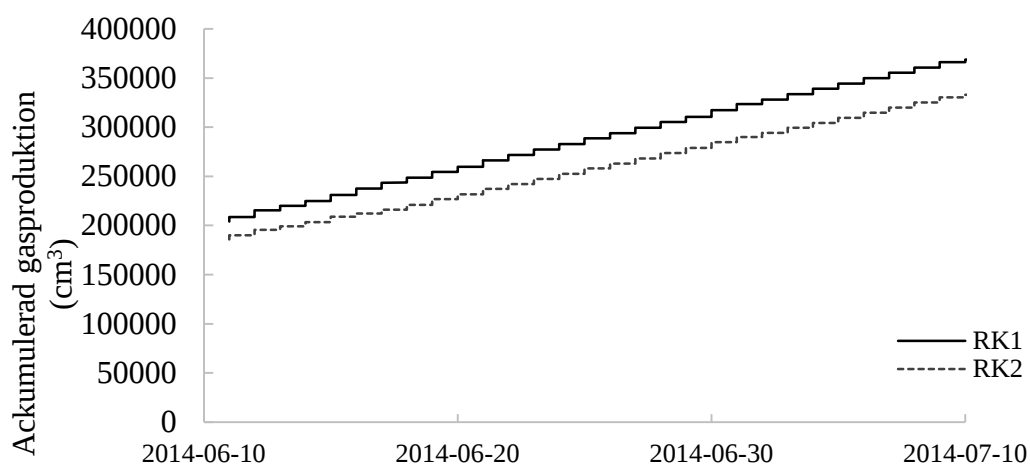
Parameter	RK1 in	RK2 in
C/N-kvot	9,38	8,49

4.2 GASPRODUKTION OCH GASSAMMANSÄTTNING

De kontinuerliga mätningarna av gasproduktionen som exporterades från DOLLY[®] visade att den ackumulerade gasmängden var högre i RK1 än i RK2 (Figur 9 och Figur 10). För dagar då driftproblem uppstod hos reaktorerna har data tagits bort och visas inte i resultatet, för de flesta av dagarna behövdes endast tiderna kring driftproblemet tas bort och inte hela dagen. De dagar som påverkats är 27-28 april, 3 maj, 5-6 maj, 8 maj, 12 maj, 16 maj, 20-21 maj, 26 maj, 30 maj, 2-4 juni, 8 juni, 14 juni, 16 juni, 29 juni samt 6 och 8 juli. Mätningarna av svavelväte under period ett och period två visade på halter mellan 2 och 4 ppm för båda rötkamrarna vilket anses lågt och inte bör verka hämmande för processen.



Figur 9. Ackumulerad gasproduktion för RK1 och RK2 under period ett. Värden tagna från kontinuerlig mätning varannan minut via DOLLY[®].



Figur 10. Ackumulerad gasproduktion för RK1 och RK2 under period två. Värden tagna från kontinuerlig mätning varannan minut via DOLLY®.

Gasproduktionen var lägre i RK2 än i RK1 och även metangashalten och metanproduktionen var lägre för RK2 än för RK1 (Tabell 10). Från de dagliga avläsningarna beräknades mängden producerad gas ($\text{cm}^3 \text{d}^{-1} \text{gVS}_{\text{in}}^{-1}$), där inkommande VS-halt i sin tur beräknades från känd TS- och VS-halt för substraten och känd matningsvolym (Tabell 10) (se BILAGA A – GASPRODUKTION). Från uppmätt metanhalt och beräknad normaliserad gasproduktion från de dagliga avläsningarna beräknades den normaliserade metangasproduktionen per inmatad VS och dag (Tabell 10) (se BILAGA A – GASPRODUKTION). Resultatet från de gasproverna som togs manuellt en gång i veckan och analyserades på externt laboratorium hade en väldigt stor spridning. Metanhalterna från de manuella mätningarna användes därför inte för kalibrering av utrustningen (för resultat av de manuella metanmätningarna se BILAGA B – MANUELLA METANGASPROV).

Tabell 10. Jämförelse av normaliserad gasproduktion och metangasproduktion per inmatad VS-mängd och dag samt normaliserad metanhalt för RK1 och RK2 under period ett och period två. Värden från de dagliga avläsningarna har använts och är angivna med standardavvikelse

	Gasproduktion	Metangasproduktion	Metanhalt
	$Ncm^3 gVS_{in}^{-1}$	$Ncm^3 gVS_{in}^{-1}$	%
RK1			
Period ett	314,1 ±47,0	200,2 ±33,1	63,74 ±2,01
Period två	280,1 ±33,8	176,5 ±21,4	63,10 ±0,67
RK2			
Period ett	288,3 ±42,1	172,1 ±26,2	59,66 ±1,24
Period två	256,4 ±23,5	157,9 ±15,2	61,58 ±0,79

VS-halten ut ur RK2 var högre än VS-halten ut ur RK1 medan VS-halten in till båda rötkamrarna var ungefär lika stor. Det resulterade i att mindre organiskt material bröts ner (reducerades) i RK2 under processen än i RK1. COD-halten i RK1 var under båda perioderna lägre än i RK2 (Tabell 11 och Tabell 12). Även mängden löst COD var lägre i RK1 under båda perioderna än i RK2. Enligt Metcalf & Eddy (2003) indikerar en COD-halt över 2 000 mg dm⁻³ att det finns tillräckligt mycket organiskt material för metangasproduktion. I båda rötkamrarna var halten COD över 2 000 mg dm⁻³ under båda perioderna. Även den beräknade utrötningsgraden visade att RK2 hade en lägre utrötningsgrad än RK1. Utrötningsgraden under period ett i RK1 låg kring 50 % vilket anses normalt (Svenskt Vatten, 2010) (Tabell 11). För period ett var utrötningsgraden för RK2 något högre än för period två. Utrötningsgraden för RK1 var lägre för period två jämfört med period ett. För period två var utrötningsgraden i båda rötkamrarna under 50 % vilket anses lägre än normalt (Svenskt Vatten, 2010) (Tabell 12).

Tabell 11. Kvarvarande organiskt material. Värdena är medelvärden för period ett och angivna med standardavvikelse. Noggrannheten för respektive parameter beror av noggrannheten hos respektive mätinstrument

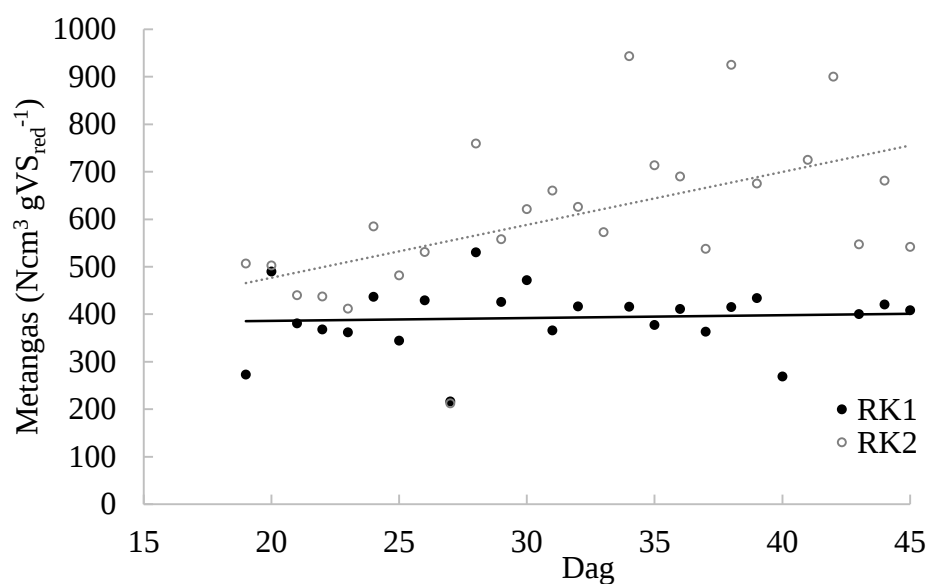
Parameter	Enhet	RK1	RK2
COD	mg dm ⁻³	25 800 ±9 600	32 300 ±13 600
CODs	mg dm ⁻³	4 270 ±2 900	6 050 ±3 60
TS	%	2,91 ±0,08	4,35 ±0,37
VS	% av TS	62,9 ±3,9	57,8 ±2,3
Utrötningsgrad	%	50,5 ±6,4	30,8 ±7,6

Tabell 12. Kvarvarande organiskt material. Värdena är medelvärden för period två och angivna med standardavvikelse. Noggrannheten för respektive parameter beror av noggrannheten hos respektive mätinstrument

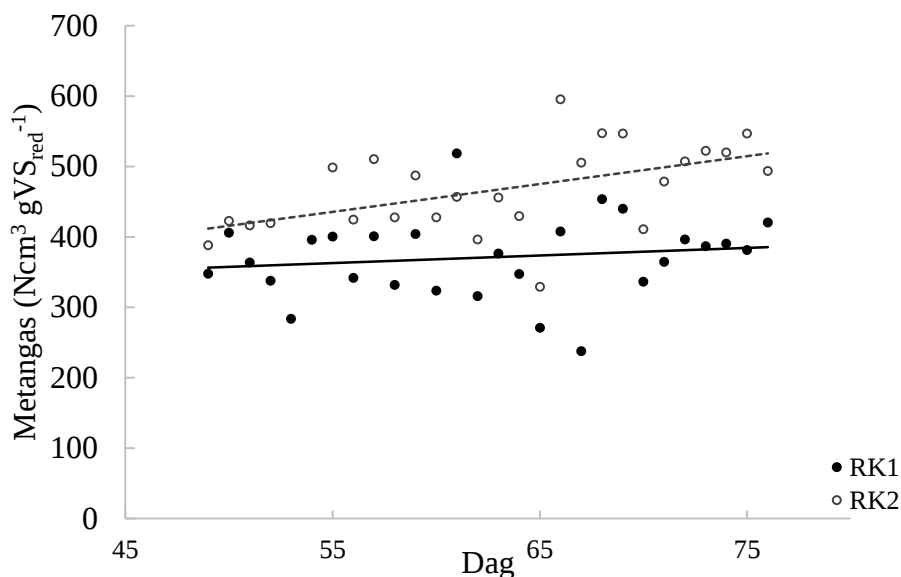
Parameter	Enhet	RK1	RK2
COD	$mg\ dm^{-3}$	$32\ 800 \pm 5\ 300$	$36\ 500 \pm 8\ 200$
CODs	$mg\ dm^{-3}$	$10\ 100 \pm 3\ 800$	$10\ 800 \pm 5\ 10$
TS	%	$2,99 \pm 0,11$	$4,04 \pm 0,14$
VS	% av TS	$63,7 \pm 1,5$	$58,1 \pm 1,3$
Utrötningsgrad	%	$48,3 \pm 4,4$	$34,7 \pm 4,1$

Då den reducerade mängden VS var mindre för RK2 än RK1 på grund av en lägre utrötningsgrad blev mängden producerad metangas per reducerad g VS större för RK2 än för RK1 (Figur 11-

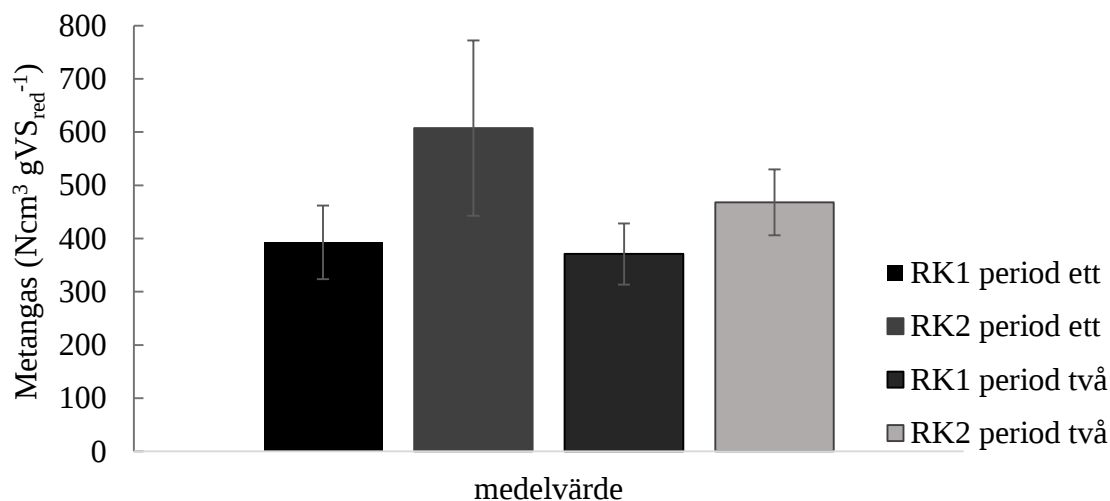
Figur 13). Från beräkningarna av producerad mängd metangas beräknades metangasproduktionen per reducerad VS-mängd. VS-mängden beräknades från känd TS-halt och VS-halt från rötresterna samt kända uttagningsvolymen.



Figur 11. Producerad normaliserad metangas per reducerad g VS för period ett med linjär trendlinje.



Figur 12. Producerad normaliserad metangas per reducerad g VS för period två med linjär trendlinje.



Figur 13. Medelvärde för normaliserad metangas per g VS reducerad för period ett och två. Angiven med standardavvikelse

4.3 STABILITET I PROCESSEN

Analys av stabilitetsparametrar visade att processen i både RK1 och RK2 var stabil under de tre uppehållstiderna under både period ett och två (Tabell 13 och Tabell 14). pH-värdet var stabilt pH konduktivitet jämn vilket var önskvärt för en stabil process (Metcalf & Eddy, 2003; Svenskt Vatten, 2010). FS-halten och kvoten FS/TA tyder på stabila förhållanden (Svenskt Vatten, 2010). Halterna ammonium och fri ammoniak var normala då de låg under de övre gränsvärdena på 1500 mg dm^{-3} respektive 100 mg dm^{-3} (Metcalf & Eddy, 2003). Total- och bikarbonatalkalinitet var hög då värdena låg över det rekommenderade undre gränsvärdet $3\,000 \text{ mg HCO}_3 \text{ dm}^{-3}$ (Metcalf & Eddy, 2003; Svenskt Vatten, 2010).

Tabell 13. Stabilitetsparametrar för period ett angivna som medelvärde med standardavvikelse. Noggrannheten för respektive parameter är angiven efter noggrannheten hos respektive mätinstrumentet (Tabell 3)

Parameter	Enhet	RK1	RK2
NH ₄ -N	mg dm ⁻³	760 ±60	690 ±40
Kjeldahl-N	mg dm ⁻³	1 970 ±120	2 170 ±110
Organiskt-N	mg dm ⁻³	1 210 ±150	1 480 ±150
NH ₃ -N	mg dm ⁻³	37 ±10	30 ±6
pH		7,51 ±0,30	7,51 ±0,06
Konduktivitet	mS	6,9 ±0,4	6,6 ±0,6
TA	mg HCO ₃ dm ⁻³	5 31 ±32	4 83 ±25
BA	mg HCO ₃ dm ⁻³	4 840 ±390	4 410 ±110
FS	mg dm ⁻³	190 ±70	140 ±30
FS/TA ¹		0,09 ±0,05	0,09±0,04

¹ Beräknad utifrån alkaliniteten (Svenskt Vatten, 2010)

Tabell 14. Stabilitetsparametrar för period två angivna som medelvärde med standardavvikelse. Noggrannheten för respektive parameter är angiven efter noggrannheten hos respektive mätinstrumentet (Tabell 3)

Parameter	Enhet	RK1	RK2
NH ₄ -N	mg dm ⁻³	790 ±130	730 ±40
Kjeldahl-N	mg dm ⁻³	2 200 ±100	2 140 ±90
N _{org}	mg dm ⁻³	1 400 ±180	1 410 ±100
NH ₃ -N	mg dm ⁻³	13 ±4	13 ±7
pH		7,14 ±0,22	7,04 ±0,27
Konduktivitet	mS	6,0 ±0,5	5,6 ±0,5
TA	mg HCO ₃ dm ⁻³	5 460 ±390	4 540 ±440
BA	mg HCO ₃ dm ⁻³	4 810 ±150	4 020 ±170
FS	mg dm ⁻³	150 ±30	120 ±10
FS/TA ¹		0,14 ±0,04	0,13 ±0,06

¹ Beräknad (Svenskt Vatten, 2010)

4.4 RÖTRESTER

Innehållet av metaller i rötresten undersöktes för period ett (Tabell 15). Halterna av de flesta metallerna var högre i RK2 än i RK1. En högre halt metaller i RK2 var väntad eftersom mikroalgerna som substrat innehöll högre metallhalter än slammet (Tabell 6 och Tabell 7). För bly, kadmium och zink överskrids gränsvärdena enligt Svensk författningssamling (SFS 1998:944) vilket betyder att slammet från RK2 inte får användas inom jordbruk.

Tabell 15. Metallinnehåll i rötrest för period ett. Värdena är ett medelvärde från samlingsprov under period ett. Analyser utförda av Alcontrol

Parameter	Enhet	RK1	RK2	Gränsvärde ³
Total-P	mg kgTS ⁻¹	22 000	15 000	
<i>Metaller i fast material¹</i>				
Pb	mg kgTS ⁻¹	15	140	100
Cd	mg kgTS ⁻¹	0,92	10,3	2
Ca	g kgTS ⁻¹	22	55	
K	g kgTS ⁻¹	6,4	5,8	
Co	mg kgTS ⁻¹	6,4	6,8	
Cu	mg kgTS ⁻¹	310	345	600
Cr	mg kgTS ⁻¹	22	46	100
Mg	g kgTS ⁻¹	4,2	4,8	
Mo	mg kgTS ⁻¹	4,5	5,5	
Na	mg kgTS ⁻¹	2 500	2 900	
Ni	mg kgTS ⁻¹	20	33	50
Zn	mg kgTS ⁻¹	420	1 350	800
TS	%	2,63	3,60	
<i>Metaller i vatten²</i>				
Se	mg kgTS ⁻¹	4,7	3,1	
<i>Övriga metaller</i>				
Hg	mg kgTS ⁻¹	0,33	0,70	2,5

¹ Metod: ICP/AES

² Metod: ICP/MS

³ Gränsvärden enligt Svensk författningssamling (SFS 1998:944)

4.4.1 Rötresternas avvattningsegenskaper

Analys av rötresternas avvattningsegenskaper genomfördes på slam från tredje uppehållstiden under period ett. CST-analysen visade att RK2 hade bättre avvattningsegenskaper än RK1 (Tabell 16). RK1 representerade en nerskalad version av Kungsängsverkets rötkammare och resultaten visade även att RK2 hade bättre avvattningsegenskaper än den fullskaliga (RK_f) som RK1 efterliknade. RK2 hade även bättre avvattningsegenskaper än RK_f då polymerdosen minskades från 12 g polymer per kg TS till 6,5 för RK2 (Tabell 16).

Tabell 16. Resultat av CST-analys vilken visar ett mått på slammets avvattningssegenskaper. Värdena är medelvärden från 3-6 körningar angivna med respektive standardavvikelse. RK_f representerar slam från fullskalig röt-kammare från Kungsängsverket

Provplats	Polymertillsatts	Omrörningstid			
		<i>g polymer kgTS⁻¹</i>	<i>10 s</i>	<i>40 s</i>	<i>100 s</i>
RK _f ¹	12		20 ±1	31 ±7	73 ± 22
RK1 ²	12		240 ± 190	12 ± 0,5	20 ±2
RK2 ²	12		32 ±7	12 ±1	12 ±2
RK2 ^{3,4}	6,5		67 ±45	19 ±2	16 ±2

¹ RK_f representerar slam från fullskalig röt-kammare från Kungsängsverket, Västerås, hämtat samma dag som analysen utfördes

² Samlingsprov på rötresten insamlade dagarna innan analysen användes för RK1 och RK2

³ Rötrest hämtad samma dag som analys utfördes

⁴ 100 ml slam användes

5 DISKUSSION

Resultaten visade att vald hydraulisk uppehållstid och organisk belastning gav lägre biogasproduktion vid samrötning än vid rötning av enbart slam. Dock finns det en potential till högre biogasproduktion vid samrötning med mikroalger om lika stor del av det organiska materialet skulle reduceras i den processen. Processen höll sig stabil under hela studien vilket tyder på att det är möjligt att genom mesofil anaerob samrötning av mikroalger och slam upprätthålla en stabil biogasproduktion. Processen behöver optimeras och vissa parametrar undersökas i vidare forskning för att metoden ska fungera i fullskala.

5.1 GASPRODUKTION OCH GASSAMMANSÄTTNING

Att det totalt sett producerades mindre gas i RK2 än i RK1 beror troligen på att utrotningsgraden i RK2 var lägre än i RK1. Det var mindre organiskt material som bröts ned av mikroorganismerna i RK2 än i RK1 under den valda uppehållstiden. Den lägre utrotningsgraden i RK2 jämfört med RK1 resulterade i sin tur i att gasproduktionen ($\text{Ncm}^3 \text{gVS}_{\text{red}}^{-1}$) var större för RK2 än för RK1. Metangasproduktionen ($\text{Ncm}^3 \text{gVS}_{\text{red}}^{-1}$) för period ett var 54,6 % högre i RK2 än i RK1 och 26,2 % högre i RK2 än i RK1 för period två. Det visar att det kan finnas en potential till högre metangasproduktion vid samrötning än vid rötning av enbart slam om processparametrarna optimeras. I den här studien var inte processparametrarna optimerade för samrötning med mikroalger och slam då den totala gasproduktionen var mindre och den bildade gasen hade ett lägre innehåll av metan i RK2 än i RK1.

Den lägre metanhalten i RK2 skiljer sig från andra liknande studier där samrötning av alger och slam resulterat i förhöjda metanhalter (Sialve m. fl., 2009; Wang m. fl., 2013). Anledningen till att det blev ett annat resultat här kan bero på att det rör sig om andra typer av mikroalger. Wang m. fl. (2013) använde enbart *Chlorella sp.* och Sialve m. fl. (2009) använde tidigare forskningsresultat om olika algar, både saltvattensalger och sötvattensalger samt mikro- och makroalger. Mussgnug m. fl. (2010) genomförde försök med flera olika sorters alger och drog slutsatsen att olika algar ger olika resultat. Det går inte utifrån studier om en art mikroalger förutsäga hur en annan art mikroalger kommer att fungera vid rötning (Mussgnug m. fl., 2010). För att teoretiskt kunna förbestämma en viss algarts biogaspotential behövs information om algernas sammansättning av ämnen, som tex kolhydrater, protein och fetter (Sialve m. fl., 2009). Algerna som användes i Sialves m. fl. (2009) studie hade ett medelinnehåll av protein, fett och kolhydrater på 6-52 %, 7-23 % respektive 5-23%. I den studie som nu genomförts var mikroalgernas innehåll av protein, fett och kolhydrater 48 %, 4 % respektive 48 % (Tabell 6). Innehållet av protein ligger inom intervallet som Sialve m. fl. (2009) uppger medan innehållet av fett är lägre och innehållet av kolhydrater betydligt högre. Skillnaden i sammansättning kan vara en av orsakerna till skillnader i resultat för gasproduktionen mellan den nu genomförda studien och tidigare studier utförda av Sialve m. fl. (2009), Mussgnug m. fl. (2010) och Wang m. fl. (2013). Kolhydrater ger teoretiskt sätt en lägre metanhalt än protein och fett och kolhydrater och protein ger upphov till mindre gas än vad substrat med stort innehåll av fett gör, dock beroende på vald uppehållstid (Tabell 1). Substraten som användes bestod till största del av kolhydrater vilket kan förklara den låga metanhalten. Både substratblandningen som tillfördes RK1 och den som tillfördes RK2 bestod till minst del av fett. Fett är dock det ämne som tar längst tid för mikroorganismerna att bryta ner och gasproduktionen från de ingående fetterna hade antagligen blivit större med en längre HRT. Då utrotningsgraden var så pass låg för RK2 kan det antas att mikroalgernas cellväggar var svårnedbrytbara för mikroorganismerna men också att de ingående fetterna i substratblandningen inte hann brytas ner och bidra till metangasproduktionen.

Minskningen av den hydrauliska uppehållstiden från period ett till period två resulterade i en mindre metangasproduktion ($\text{cm}^3 \text{ gVS}_{\text{red}}^{-1}$) i både RK1 och RK2 jämfört med period ett. Dock ökade gasens metaninnehåll något i båda rötkamrarna, men inte tillräckligt för att kompensera den minskade volymen (Tabell 10). Då den organiska belastningen samtidigt ökades från 2,4 till $3,5 \text{ g VS dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ går det dock inte att med säkerhet säga vilka skillnader i resultaten mellan period ett och period två som beror på vilken av förändringarna. Resultaten från period ett och period två visar att en hydraulisk uppehållstid på 10 dygn och en organisk belastning på $3,5 \text{ g VS dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ gav sämre förutsättningar för biogasprocessen eftersom metangasproduktionen minskade i både RK1 och RK2.

Det kan tänkas att en ökad HRT resulterar i en ökad produktion i RK2 eftersom det teoretiskt sett finns en större chans att mer av det organiska materialet då hinner brytas ned. En ökad HRT skulle kunna leda till att utrötningsgraden för RK2 ökas och att processen därmed blir mer effektiv. Resonemanget motsägs dock när utrötningsresultatet från period ett och två jämförs för RK2 (Tabell 11 och Tabell 12). Under period två ökade utrötningsgraden för RK2 från 30,8 % till 34,7 %. Det bör dock tilläggas att standardavvikelsen för period ett var betydligt större än för period två, 7,6 % respektive 4,1 % vilket gör att resultatet för period ett är relativt osäkert och gör det svårt att dra några absoluta slutsatser. För RK1 minskade utrötningsgraden från period ett till period två vilket tyder på att den minskade uppehållstiden i kombination med den ökade organiska belastningen inte var optimal. Mikroorganismerna hann inte bryta ner det organiska materialet tillräckligt under den kortare uppehållstiden under period två.

Den lägre biogasproduktionen i RK2 kan även bero på typen av mikroalger. Vissa alger har svårnedbrytbara cellväggar som eventuellt inte hinner brytas ner av mikroorganismerna under den valda uppehållstiden i period ett och två (Sialve m. fl., 2009). Det kan i vissa fall förebyggas genom att förbehandla algbiomassan och därmed göra näringsämnena mer lättillgängliga. Exempel på förbehandlingsmetoder är:

- värmebehandling av algerna till 100°C under 8 timmar vilket i tidigare studier ökat metangasproduktionen med 33 % (Sialve m. fl., 2009).
- kemisk behandling
- behandling med ultraljud

Mikroalgerna som användes i denna studie förbehandlades oavsiktligt genom frysning då det på grund av den långa transporten från Umeå till Västerås ansågs nödvändigt för att förhindra biologisk aktivitet.

Även externa metanprov togs och analyserades på externt lab, först tänkta för kalibrering av DOLLY[®]-systemets metanhaltsmätning. De manuella proverna uppvisade emellertid en stor variation och många av proverna visade helt andra värden än de som registrerades av DOLLY[®] (se BILAGA B – MANUELLA METANGASPROV). Den stora skillnaden beror mest troligt på felaktig provtagning av gasproverna. Den kan också ha berott på att temperaturen som gasen hade när de manuella proverna togs var samma som den i rötkamrarna, 37°C , medan gasen som registrerades av DOLLY[®] var nerkyld till okänd temperatur, vilken var antagen till rumstemperatur. På grund av den stora skillnaden mellan proverna från samma dag och samma rökammare för de manuellt tagna proverna kalibrerades inte DOLLY[®]-systemet efter dem.

5.2 SUBSTRATENS LÄMPLIGHET FÖR BIOGASPRODUKTION

Biogaspotentialen hos ett substrat är viktig att utvärdera för att teoretiskt kunna jämföra hur lämpliga olika substrat är. För att ett substrat ska vara lämpligt för biogasproduktion krävs det att

det innehåller lättnedbrytbara näringsämnen, spårämnen i rätt proportioner och rätt mängder för att gynna mikroorganismerna samt att det är lättåtkomligt i tillräckligt stora mängder (Nordberg, 2006).

5.2.1 Fett-, protein- och kolhydratinnehåll

Av substratens sammansättning av fett, protein och kolhydrater går det att se att primärslammet har högst innehåll av kolhydrater och fett av de tre substraten medan blandningen av bio- och kenslam har högst innehåll av protein (Tabell 6). Primärslammet består till största delen av kolhydrater (ca 63 %), blandningen av bio- och kenslam av protein (ca 65 %) och mikroalger av protein och kolhydrater (ca 48 % för respektive ämne). Metanpotentialen hos fett är högre än hos protein och kolhydrater och högre hos protein än hos kolhydrater. Samrötning med material som har en stor andel fett och protein bör därmed generera mest metangas. Dock ger substrat som har ett högt innehåll av fett en långsammare process då fetterna oftast är mer svårnedbrytbara och mindre lättillgängliga än proteiner och kolhydrater (Sialve m. fl., 2009). I tidigare studier har det visats att samrötning med alger och en blandning av primär-, bio- och kenslam har gett en synergieffekt med en högre metanproduktion än beräknat (Wang m. fl., 2013). Utifrån den generella biogaspotentialen hos fett, protein och kolhydrater, substratens proportioner av dem samt matningsproportionerna till respektive röt-kammare kan den teoretiska metangasproduktionen i RK1 och RK2 beräknas till 0,51 respektive 0,50 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 \text{ kgVS}_{\text{in}}^{-1}$. Den beräknade metangasproduktionen kan jämföras med resultatet från studien vilken gav en metangasproduktion på 0,2002 för RK1 respektive 0,1721 $\text{Nm}^3 \text{kgVS}_{\text{in}}^{-1}$ för RK2 för period ett och 0,1765 för RK1 respektive 0,1579 $\text{Nm}^3 \text{kgVS}_{\text{in}}^{-1}$ för RK2 för period två. I den här studien blev alltså den producerade mängden metangas lägre än den teoretiska. Det är ett normalt resultat då metangasproduktionen beror på fler faktorer än enbart ingående komponenter. Resultatet kan bero på den låga utröttningsgrad i båda kamrarna som för RK1 låg runt 50 % och för RK2 runt 30 %. Vid konventionell rötning och en fungerande stabiliseringsprocess bör utröttningsgraden uppnå åtminstone 50 % vilket inte var fallet för RK2 i denna studie (Svenskt Vatten, 2010). Det generellt beräknade teoretiska värdet tar inte heller hänsyn till de ingående substratens andra komponenter än just kolhydrater, protein och fett. Den beräknade metanpotentialen tar inte hänsyn till nedbrytbarheten vilket gör att metanpotentialen lätt överskattas vid beräkning utifrån ingående komponenter (Carlsson & Schnürer, 2011). Genom att öka den hydrauliska uppehållstiden bör även utröttningsgraden höjas.

5.2.2 C/N-kvot i respektive substrat samt i inkommande substratblandning

En korrekt C/N-kvot är av vikt för att upprätthålla en bra balans mellan näringsämnena i biogasprocessen (Sialve m. fl., 2009). En för låg kvot innebär att det är för lite kol i förhållande till kvävet och en för hög kvot att det är för lite kväve i förhållande till kolet. Mikroorganismerna som bryter ner det organiska materialet är som mest effektiva vid en viss balans mellan näringsämnena vilken bör stämma överens med organismernas egna näringsproportioner. I tidigare studier råder viss motsättning kring vilken kvot som är bäst för ändamålet vid anaerob rötning för produktion av biogas. Schwede m. fl. (2013) menar att en kvot mellan 15 och 20 är optimal, Sialve m. fl. (2009) rekommenderar en kvot högre än 20 för att undvika obalans medan Mata-Alvarez m. fl. (2011) skriver att en kvot mellan 20 och 70 är att föredra men att kvoter ner till 12-16 också ger en önskvärd balans mellan kol- och kväveinnehållet. Vid omräkning med hänsyn till proportionerna av de olika substraten gavs en C/N-kvot för substratsammansättningen till RK1 och RK2 på 9,38 respektive 8,49 (Tabell 9). I den här studien ökade inte kvoten vid inblandning av mikroalger med slam. Däremot gav inblandningen av mikroalger en ökad

biogasproduktion per reducerad mängd organiskt material. Då processen varit stabil under hela studien visar den låga C/N-kvoten inte på obalans i processen. Viktigt att poängtera är dock att C/N-kvoten är uträknad på totalt kolinnehåll och totalt kväveinnehåll. För mikroorganismerna är inte allt kol tillgängligt och det kolet tillför inget till processen utan finns bara med i bakgrunden. Alltför stor vikt ska därför inte läggas på huruvida C/N-kvoten uppnår ett visst värde om inte hänsyn tas till kolets tillgänglighet.

5.2.3 Metallhalter och deras påverkan på gasproduktion

För alla analyserade metaller, förutom Mg, Ca och Se, var metallhalten i mikroalgerna högre än i slammet (Tabell 7). När mikroalgerna växer tar de upp metaller ur sitt växtmedium och metallerna ackumuleras i biomassan, precis som hos de flesta andra levande organismer. Halterna i ingående substrat är i den här studien dock inte så höga att de bör verka hämmande för processen (Metcalf & Eddy, 2003). Däremot är halterna av svavel högre än gränsvärdet för måttligt hämmande halter i RK2. Resultaten visar inte på problem med svavelväte eller annan processtörning på grund av höga svavelhalter vilket till stor del antas bero på de höga järnhalterna i substraten. Då innehållet i ingående substrat påverkar innehållet av metaller i utgående rötrest ger en högre halt in även en högre halt ut.

Närvaro av metaller i viss mängd är dock nödvändig för biogasprocessen då metallerna fungerar som näringsämnen för mikroorganismerna. De metaller som behövs för en fullständig process är Ca, Mg, K, Fe, Na, Zn, Mn, Mo, Se, Co, Cu och Ni (Metcalf & Eddy, 2003). Närvaro av Na, Ca och Mg kan även bidra till ökad alkalinitet och minskad andel NH_3 (Sialve m. fl., 2009). Vid mesofil rötning kan närvaro av Ca, Mg och K också spela en viktig roll mot natriumtoxicitet (Sialve m. fl., 2009) vilket kan inträffa vid halter över 3500 mg l^{-1} (Schwede m. fl., 2013).

En anledning till att metallhalterna var så höga i algerna kan vara att de tagit upp metaller från rökgaserna som bubblats igenom vid odlingen. Metallinnehållet i rökgaserna som bubblades igenom växtmediet är okänt men vid höga halter i rökgaserna kan metallhalterna i algerna även de bli höga. Vid jämförelse av miljörapporterna för Umeås reningsverk och Västerås reningsverk ses det att det rötade slammet i Umeå har högre halter av Pb, Cd, Hg, Ni och Zn än vad Västerås har, medan Västerås har högre halter av Al och Cu (UMEVA, 2012; Mälarenergi, 2013). Halterna i det rötade slammet står i relation till halterna i inkommande vatten då mycket av metallerna hamnar i slammet. Mikroalgerna är odlade på spillvatten från 2013 medan uppgifterna om ingående metallhalter i slammet från Umeås reningsverk är från 2012. Den högre halten av många av metallerna i slammet från Umeås reningsverk kan vara en av förklaringarna till de höga halterna av metaller i mikroalgerna som odlades på avloppsvatten från Umeå. Om odling av mikroalger ska ske med genombubbling av gaser för att tillgodose algernas kolbehov bör gasernas innehåll av metaller undersökas och om möjligt bör tungmetallerna avskiljas innan gasen tillförs odlingsmediet. Mikroalgernas upptag av metaller kommer kunna skapa problem vid rötningen samt vid användning av rötresterna. Genom vidare studier kring hela livscykeln kan för- och nackdelar vägas mot varandra för att ta reda på om mikroalger är en lämplig lösning.

5.2.4 Felkällor vid val av substratandelar

I RK1 användes 60 % primärslam och 40 % av blandningen av bio- och kemsлам. Om det bortsågs från de 37 % mikroalgerna i RK2 var andelen primärslam 65 % och andelen bio- och kemsлам 35 %. Den ursprungliga tanken var att använda 65 % primärslam och 35 % primärslam i RK1 och också i RK2 av de resterande 63 %. När substratandelarna i RK1 ändrades utefter hur det såg ut på Kungsängsverket glömdes RK2 bort och därav har inte samma proportioner använts

i den. Det gör att resultaten inte är helt jämförbara eftersom inte samma förutsättningar har funnits i de båda kamrarna. Dock är skillnaden så pass liten om man ser till mängd tillfört substrat och då den tillförda mängden substrat ändå vägdes och beräkningarna är gjorda utifrån de uppvägsda mängderna så antas att det inte har påverkat resultaten nämnvärt.

5.3 STABILITET I PROCESSEN

Alla värden är medelvärden för respektive period om inget annat anges. Processen uppvisade stabilitet under både period ett och två för både RK1 och RK2.

5.3.1 pH och konduktivitet

pH var stabilt och neutralt under båda perioderna med ett något högre värde under period ett för båda rötkamrarna och högre i RK1 än i RK2 under båda perioderna. Sänkningen i pH mellan perioderna för RK1 och RK2, 7,51 till 7,14 respektive 7,51 till 7,04, skulle kunna tyda på en störning i processen. Då både totalalkaliniteten och bikarbonatalkaliniteten var fortsatt hög under period två är det dock inte en trolig förklaring till pH-sänkningen, vilken mer troligt beror på de förändrade förhållandena perioderna emellan. Ett pH-värde under 6,8 kan verka hämmande för metanogenernas aktivitet, dock var pH-värdet högre än så för båda perioderna och för både RK1 och RK2 (Metcalf & Eddy, 2003). Konduktiviteten var jämn under hela processen och ingen ökning registrerades. En ökning av konduktiviteten tyder på en ackumulering av organiskt material. Detta gick inte att se under försöket.

5.3.2 Totalalkalinitet och bikarbonatalkalinitet samt flyktiga organiska syror

Det är önskvärt med en hög alkalinitet för att bibehålla ett neutralt pH (Svenskt Vatten, 2010; Metcalf & Eddy, 2003). Totalalkaliniteten bör inte vara mindre än 2 000 mg $\text{HCO}_3^- \text{dm}^{-3}$ och får gärna vara högre än 5 000 mg $\text{HCO}_3^- \text{dm}^{-3}$ (Metcalf & Eddy, 2003). Bikarbonatalkaliniteten bör överstiga 3050 mg $\text{HCO}_3^- \text{l}^{-1}$ (Svenskt Vatten, 2010). Totalalkaliniteten för båda perioderna och båda rötkamrarna var högre än 2 000 mg $\text{HCO}_3^- \text{dm}^{-3}$ och bikarbonatalkaliniteten för båda perioderna och rötkamrarna låg över 3 050 mg $\text{HCO}_3^- \text{dm}^{-3}$. Det fanns inga problem med för låga alkalinitetshalter. Mikroalger hade ett högt innehåll av protein, 48 %. Högt proteininnehåll har en positiv effekt på alkaliniteten och har i tidigare studier beskrivits som den viktigaste orsaken till processstabilitet vid anaerob rötning av mikroalger. 99 % av den frigjorda ammoniaken från proteinet blir till ammonium och höjer bikarbonatalkaliniteten under mesofila förhållanden och vid ett neutralt pH-värde (Schwede m. fl., 2013).

I studier utförda av Schwede m. fl. (2013) där mikroalger samrötades med den energirika grödan majs gav en ökad organisk belastning minskad alkalinitet som resultat. Den ökade organiska belastningen ledde även till en ökad halt FS. Den minskade alkaliniteten och den ökade halten FS ledde i sin tur till en pH-sänkning och en minskad biogasproduktion samt en minskad metanhalt. I både Schwede m. fl. (2013) studie och den nu genomförda studien skedde en minskning i alkaliniteten och en sänkning av pH vilket i båda studierna gav resultatet att biogasproduktionen minskade. Dock ökade metangashalten i den nu genomförda studien.

Från den uppmätta alkaliniteten beräknades halten flyktiga organiska syror, FS, vilken dividerades med värdena för totalalkaliniteten. En sådan FS/TA-kvot bör ligga under 0,3 för rötkammare med normala driftförhållanden (Svenskt Vatten, 2010). Kvoten för period två var något högre än kvoten för period ett i båda rötkamrarna, dock låg de under 0,3 under hela försökets gång. Kvoterna för period ett var 0,09 för både RK1 och RK2 och för period två var de 0,14 respektive 0,13 vilket är mycket lägre än den övre gränsen på 0,3. Vid tidigare studier

utförda med mesofil samrötning av mikroalger och majs gav resultatet också att kvoten mellan de flyktiga syrorna och totalalkaliniteten höll sig under gränsen (Schwede m. fl., 2013). Även i den studien var kvoten fortsatt låg vid ökad organisk belastning. FS-halten som beräknades från värden på alkaliniteten användes enbart för vidare beräkning av FS/TA-kvoten.

Halten organiska flyktiga syror analyserades även med Hack Lange snabbampulltest. Halten organiska syror som uppmättes på det viset var låg för både RK1 och RK2 och för båda perioderna (period ett 189 respektive 138 mg dm⁻³ och period två 153 respektive 116 mg dm⁻³). FS-halter över 300 mg dm⁻³ är ett tecken på instabilitet (Svenskt Vatten, 2010). Resultatet visar att anaerob samrötning av mikroalger och slam från avloppsreningsverk ger lägre FS-halter än rötning med enbart slam. Tidigare studier har uppvisat betydligt högre FS-halter. Samson & Le Duy (1983), vilka gjorde samrötningsförsök med 50 % makroalger (viktprocent baserat på VS-innehåll) och 50 % slam (viktprocent baserat på VS-innehåll), uppmätte halter på 2 520 mg l⁻¹ trots att andra parametrar visade på en stabil process. Denna studie använde sig av makroalger vilket kan vara orsaken till den stora skillnaden jämfört med den studie som nu genomförts där mikroalger använts. För den nu genomförda studien var syftet med mätningarna av de organiska syrorna främst tänkt som ett mått på processens stabilitet. Halterna var konstant under 300 mg dm⁻³ och mer ingående analyser av de organiska syrorna ansågs inte nödvändigt. Resultatet visar att rötning med inblandning av mikroalger sänker halterna av de organiska syrorna vilket visar att det är en lämplig metod att fortsätta använda sig av. Minskningen av flyktiga organiska syror skulle även kunna bero på att samrötningen resulterade i mindre omsättning av material och lägre total gasproduktion.

De flesta av alkalinitetsmätningarna gjordes på Kungsängsverket i Västerås men några utfördes på Vattenlaboratoriet i Uppsala. Samma metod användes på båda ställena och en kontroll gjordes för att se om resultatet skiljde sig. Resultaten från kontrollen gav liknande värden för alkaliniteten och det bedömdes därför att värdena från de två laboratorierna kunde användas för att beräkna medelvärdet för alkaliniteten. Det går inte att bortse från att mätningarna inte utfördes av samma person och med samma utrustning varje gång vilket kan ha påverkat resultatet. Däremot borde en sådan relativt liten skillnad som uppmättes mellan laboratorierna ha mindre påverkan än variationen mellan veckorna. Då halterna var så pass höga som de var och det inte ansågs finnas någon risk för alltför låga värden på alkaliniteten antogs värdena ha en tillräckligt hög överensstämmelse.

5.3.3 Förekomst av ammonium och fri ammoniak

Ammoniumhalter kan vara toxiska vid koncentrationer på 1 500-3 000 mg dm⁻³ och vid pH högre eller lika med 7,4 eller vid ammoniumkoncentrationer över 3 000 mg dm⁻³ för även lägre pH än 7,4 (Metcalf & Eddy, 2003). Ammoniumhalterna var för båda perioderna och båda rötkamrarna under den toxiska koncentrationen (period ett 757 för RK1 respektive 688 mg dm⁻³ för RK2, period två 791 för RK1 respektive 730 mg dm⁻³ för RK2). Vid mesofil samrötning av 41 % mikroalger (viktprocent baserat på VS-innehåll) och 59 % bioslam (viktprocent baserat på VS-innehåll) fick Wang m.fl. (2013) ammoniumhalter på 477 mg dm⁻³ och vid rötning av enbart bioslam fick de 591 mg dm⁻³. Skillnaden mellan den här studien och studien utförd av Wang m. fl. (2013) beror till stor del på att olika substratblandningar använts. Wang m.fl. (2013) använde sig av mikroalger av andra arter samt bara bioslam. Substratet i den här studien var en blandning av andra mikroalger samt en representativ blandning av primär-, bio- och kemsam. Halten fri ammoniak som beräknades utifrån halten ammonium (ekvation 15) var för period ett och RK1 37 och för RK2 30 mg dm⁻³. För period två var halten 13 mg dm⁻³ för både RK1 och RK2.

Ammoniak kan ha en hämmande effekt på processen då det är giftigt för metangonerna redan vid halter över 100 mg dm⁻³ (Metcalf & Eddy, 2003). Både mikroalgerna och blandningen av bioslam och kemsam hade högt innehåll av protein vilket dock inte resulterade i förhöjda ammoniumhalter i det här försöket. Halterna var lägre än den hämmande nivån under hela försöket och i båda rötkamrarna. Under period ett ses att halterna i RK2 var lägre än de i RK1 vilket gav en indikation på att mesofil samrötning med mikroalger och slam kan vara en lämplig metod vid vissa hydrauliska uppehållstider och vid viss organisk belastning för att minska problem med ammonium och ammoniak.

5.4 FRAMTIDA ANVÄNDNING AV RÖTREST

För att fullt ut kunna jämföra nyttan mellan konventionell rötning och samrötning med mikroalger och slam behöver fler aspekter vägas in än enbart biogasproduktionen och processtabiliteten. När väl slammet har rötats och är stabiliserat behöver det omhändertas, förvaras och transporteras på lämpligt sätt (Svenskt Vatten, 2010). Slammet har ett högt näringsinnehåll då de näringsämnen som vattnet renats ifrån under reningsprocessen till stor del återfinns i slammet (Olsson m. fl., 2014b). För att det stabiliserade slammet ska vara lätthanterligt är en så liten volym som möjligt att föredra. Genom att använda slammet till nyttogörande ändamål ökar också energivinsten och den ekonomiska vinsten för avloppsreningsverket.

5.4.1 Avvattningsegenskaper hos rötresterna utifrån resultat av CST-analysen

CST-försöken visade att rötresten från RK2 hade bättre avvattningsegenskaper än både rötresten från RK1 och från RK_f. En god avvattningsegenskap gör det lättare att avskilja vattnet från slammet vilket gör att vattnet lättare kan återföras till reningsprocessen och det blir en mindre volym slam att förvara eller transportera. Den på Kungsängsverket använda polymerdosen visade sig inte vara den optimala vid hållförsöken. Till CST-analysen ökades därför dosen och det är utifrån den ökade dosen som resultatet har analyserats. Att polymerdosen behövde ökas så mycket kan bero på att det är olika förutsättningar på liten och fullstor skala, det kan också bero på att de i den fullskaliga processen inte har samma uppehållstid och organiska belastning och proportioner av slammen hela tiden vilket var fallet för rötkamrarna i försöket. En annan anledning skulle kunna vara att skillnaden i optimal dosering beror på skillnader i temperatur. I fullskaleprocessen har rötslammet en temperatur kring 37 °C medan det i hållförsöken var rumstempererat (24 °C). Den kanske mest troliga anledningen är att polymerdoseringen på Kungsängsverket inte är optimal utan att den bör ökas för bästa resultat.

Anledningen till de förbättrade avvattningsegenskaperna vid inblandning av mikroalger antas bero på att rötresten innehåller större partikulärt material på grund av den ingående algbiomassan och därför lättare bildar stora flockar.

De första CST-analyserna där 12 g polymer kgTS⁻¹ tillsattes visade på att CST ökade vid mer omrörning för RK_f och RK1 vilket indikerar på svaga flockar och att det inte är ett överskott av polymer (Triton Electronics Ltd., 1998). För RK2 minskade däremot CST med ökad omrörning vilket tyder på ett initialt överskott av polymer vilket sedan absorberas av rötresten med mer omrörning (Triton Electronics Ltd., 1998). Resultatet visade att inblandning av mikroalger gav bättre avvattningsegenskaper då mindre mängd polymer behövde tillsättas för samma resultat. Tidigare studier utförda av Wang m.fl. (2013) visade på ett liknande resultat vid samrötning av mikroalger och bioslam. Vid en inblandning av mikroalger på 4 % och 11 % (viktprocent baserat på VS-innehåll) förbättrades avvattningsegenskaperna. Samma studie visade att en inblandning av mikroalger med 41 % (viktprocent baserat på VS-innehåll) gav försämrade

avvattningssegenskaper vilket författarna tror berodde på den höga andelen löst material i den rötresten (Wang m. fl., 2013). Enligt Taylor & Elliot (2013) definieras den optimala polymerdosen som den minsta dos som resulterar i att medelvärdet av 6 mätningar ger en CST på 20 s med en maximal avvikelse på 15 %. För de båda försöken där rötrest från RK2 användes sågs det att CST, efter 40 s respektive 100 s, var under 20 s och med en standardavvikelse på 8 till 15 % vilket betyder att det gick att använda den lägre polymerdosen för rötrest med alginblandning lika väl som den högre. Ett sådant resultat styrker att fortsatta studier bör göras för att kunna optimera polymeranvändningen och förbättra rötresternas avvattningssegenskaper genom inblandning av mikroalger.

CST-analys bör utföras med 6 repetitioner för varje omrörning (Triton Electronics Ltd., 1998). Det var dock inte möjligt i det här fallet på grund av brist på filterpapper. Därför gjordes enbart tre repetitioner vid alla omrörningstiderna för CST-analysen med den minskade polymerdoseringen för RK2.

5.4.2 Rötresternas innehåll av tungmetaller och återföring till jordbruk

Stabiliserat slam innehåller stora mängder näring som kan användas som gödsel eller jordförbättrande material. I dagsläget används dock mycket av slammet som tipptäckning, bland annat på grund av höga metallhalter. Rötresterna från Kungsängsverket, Västerås, används idag som täckning av deponi men även en del till jordbruk (Mälarenergi, 2013). Rötresterna från RK2 innehöll mer metaller än rötresterna från RK1, undantaget selen och molybden (Tabell 15). Resultatet i sig var inte oväntat då mikroalgerna, som tidigare nämnt, innehöll betydligt högre halter av många metaller än vad primärslammet och blandningen av bio- och kemslam gjorde. Det resulterade i att inkommande material till RK2 innehöll högre halter av alla de analyserade metallerna förutom magnesium, kalcium och selen (Tabell 7). Ett dilemma uppstår därmed här. Å ena sidan ger odling av alger en naturlig rening av metaller och rötning med inblandning av mikroalger en ökad metangasproduktion, men å andra sidan gör inblandningen av mikroalgerna att rötresterna inte lika lätt kan återföras som näring till jordbruksmark på grund av de förhöjda metallhalterna.

Vid återföring av stabiliserat slam till åkermark är det önskvärt att slammet certifieras enligt Revaq där tungmetallinnehållet bedöms efter metall/fosfor-kvoter och hur stora mängder som tillförs per areal (REVAQ, 2012). Oftast brukar Cd/P-kvoten användas som ett mått på slammets metallinnehåll och riktlinjen är att den bör vara under 17 mg Cd per kg P (REVAQ, 2012). Kvoten kan jämföras med kvoterna för period ett från den här genomförda studien. För RK1 var Cd/P-kvoten 42 och för RK2 687 mg Cd kgP⁻¹. Metallhalterna var här mycket högre än riktvärdet och därmed var varken rötresten från RK1 eller RK2 lämpade som näringsämne för jordbruk. För att överhuvudtaget få använda rötrester från avloppsreningsverk krävs att halterna av metaller inte överskrider de gränsvärden som gäller enligt Svensk författningssamling (1998:944). Halterna av bly, kadmium och zink överskred gränsvärdena angivna i SFS 1998:944 (Tabell 15). Då mikroalgerna som substrat innehöll stora halter av metaller kan det dock tänkas att om odlingen av algerna sker på ett annat sätt där rökgaser och avloppsvatten renas från metallerna innan kontakt med mikroalgerna så kan resultatet bli annorlunda. För att minska metallhalterna i mikroalgerna skulle de kunna odlas med en annan kolkälla än rökgaser. Odlingen av mikroalger skulle till exempel kunna genombubblas med den CO₂ som avskiljs vid uppgradering av rötgas till fordonsgas. I den här utförda studien har ingen hänsyn till eventuell återföring av rötresterna tagits då syftet har varit att utvärdera gaspotentialen samt processtabiliteten. Dock är fortsatta studier om hanteringen av rötrester intressant för hela förloppet.

5.5 REKOMMENDATIONER FÖR FORTSATT FORSKNING

Fortsatt forskning kring synergieffekten vid samrötning av mikroalger och slam från avloppsreningsverk bör bedrivas då resultatet visar på en möjlig ökad biogaspotential vid rätt processoptimering samt stabila processförhållanden. Förslag på inriktningar är att framförallt undersöka hur olika uppehållstider i kombination med olika organiska belastningar påverkar biogasproduktionen och processtabiliteten för att på så sätt hitta optimala förhållanden. För att utvärdera hur lång en optimal uppehållstid bör vara föreslås fortsatta studier med varierande uppehållstider. Vid en förlängd uppehållstid måste hänsyn även tas till att rötkastrarna behöver ha större volym om samma organiska belastning ska användas. Även olika organiska belastningar kombinerat med olika uppehållstider bör undersökas för att fullt ut förstå hur de parametrarna påverkar processen vid anaerob samrötning av mikroalger och blandslam. Andra förslag är att undersöka de ingående organiska syrorna för att på så sätt skapa sig en bild av vilka steg som är begränsande och vilka som inte är det.

För att kunna använda samrötning i fullskala behöver hänsyn även tas till mikroalgernas och processens hela livscykel. Det är viktigt att undersöka om den energivinst och ekonomiska vinst som kommer av en ökad biogasproduktion täcks upp av den energiförbrukning och den kostnad som tillkommer vid odling och hantering av algerna samt hantering av de stabiliserade rötresterna. Innan det går att säga om det är lönsamt eller inte behövs mer studier och information kring energiåtgång och resursåtgång vid förbehandling. Mer studier och information behövs också kring hur biogasproduktionen påverkas om mikroalgerna har gått igenom en förbehandling innan det går att säga om förbehandling är lönsamt eller inte.

Om gasproduktionen inte vore huvudsyftet med det här examensarbetet skulle det kunna tänkas att använda mikroalger vid avloppsreningsverk för andra ändamål. Mikroalger kan införas för att rena spillvattnet från metaller. Då minskar möjligheten att röta mikroalgerna eftersom det föreligger en risk med halter av metaller som kan hämma processen och en risk att rötresterna inte kan användas för återföring av näring till jordbruk. I dagsläget finns det inga specifika lagar kring hur mycket tungmetaller som får släppas ut från avloppsreningsverk och därför finns oftast inte reningsutrustning som klarar av att rena vattnet från tungmetaller utan de följer med ut till recipient eller hamnar i rötresterna. Om mikroalger odlas på spillvatten kan de rena vattnet från tungmetaller. Då uppstår visserligen problem med hur mikroalgerna sedan ska hanteras efter skörd. Fortsatta studier i ämnet uppmuntras för att på så sätt kunna minska metallhalter som släpps ut i våra sjöar och vattendrag.

5.5.1 Översiktlig diskussion kring odling av mikroalger

För att utreda energivinsterna med samrötning av mikroalger och orötat avloppsslam behövs ett större perspektiv än enbart studier av biogasproduktionen. I ett framtida scenario kan algerna odlas på reningsverken och då vara en del av reningen av avloppsvattnet. På grund av den stora skillnaden i pris är det i dagens läge mest realistiskt med ett system som utnyttjar öppna dammar istället för slutna fotobioreaktorer. Viktiga parametrar för en energiberäkning är bassängernas storlek, som beror av inkommande vattenflöde, uppehållstid, ljusintensitet och temperatur. Inkommande vattenflöde och mikroalgernas uppehållstid påverkar mikroalgernas reningsgrad och deras tillväxthastighet. Ljusintensiteten och temperaturen påverkar vilka månader som odling är möjligt och de påverkar också mikroalgernas tillväxthastighet. En viktig parameter att ta hänsyn till vid energiberäkningar för odling av alger är även tillvägagångssättet vid skörd av biomassan vilken med dagens metoder är en kostsam procedur (Rusten & Sahu, 2011). I ett framtida

scenario skulle mikroalgerna kunna användas som alternativ till den kemiska- och biologiska reningen vid mindre verk och för behandling av rejektvatten vid större avloppsreningsverk.

Enligt Larsdotter (2006) bör ett uppehåll i odling av mikroalgerna mellan månaderna november och februari göras i södra Sverige och mellan oktober och mars i norra Sverige. Vid jämförelser av klimatdata med mellersta Sverige, och då främst Uppland, ges att ett temperaturmässigt lämpligt uppehåll borde vara mellan november och mars (SMHI, 2009a, b, c, d).

Försök gjorda av Avfall Sverige (2009) gav en biomassaproduktion som varierade mellan 0,1 och 0,3 g dm⁻³ d⁻¹ där variationen främst beror på flödet av avloppsvattnet genom systemet. Försök utförda av Brune m. fl. (2009) visade att ett system som producerar 20 g VS m⁻² dag⁻¹ skulle kräva bassänger i en storlek av 880 ha där även utrymme för åtkomst och hantering av algerna tillkommer. Brune m. fl. (2009) baserar sina försök på en algkultur med ett CO₂ upptag på 10 g C m⁻² dag⁻¹, i försöken har det dock räknats med en skördningseffektivitet på 100 % vilket inte är ett realistiskt scenario. Om algodlingarna ska pumpas igenom med gaser för tillförsel av kol bör innehållet i gaserna utvärderas för att om möjligt minska ackumuleringen av tungmetaller i algbiomassan. Försök utförda av Larsdotter (2006) visade att det för grunda bassänger (17 cm djupa) behövdes en bassängarea på 18 m² per m³ behandlat vatten och för lite djupare bassänger (33 cm) behövdes 9 m² per m³ behandlat vatten. Studier av Rusten och Sahu (2011) visade att odling av 1 kg alger (TS baserat) reducerar ungefär 1,9 kg CO₂, 66 g N och 13 g P från avloppsvattnet. Om rening med mikroalger ska ersätta den konventionella reningen på avloppsreningsverken bör fokus fortsätta att vara rening av vattnet och inte enbart produktion av biogas. Vid en ofullständig rening av vattnet spelar det ingen större roll om slammet producerar mer biogas eftersom reningsverken behöver hålla vissa utsläppskrav för att inte påverka recipienten med för höga halter av näringsämnen med mera.

De metoder som används för att skörda mikroalger är filtrering, sedimentering, flotation eller centrifugering (Rusten & Sahu, 2011). Ingen av dessa metoder är 100 % effektiv men vid tillsatts av polymer kan skörden bli så pass effektiv att 85-95 % av mikroalgerna fås med (Rusten & Sahu, 2011). Rusten och Sahu (2011) fann att både flockning och sedimentering var olönsamma och utan tillsats av kemikalier var även centrifugering olönsam. Själva skördeprocessen är den del som det hittills funnits störst tveksamhet kring vid odling av mikroalger då det ofta är en mycket energikrävande process. Därför är det viktigt för fortsatta studier och fortsatt utveckling av mikroalger som en naturlig del i rening av avloppsvatten att nya sätt för skörd av mikroalger undersöks.

6 SLUTSATS

Syftet med detta examensarbete har varit att undersöka hur biogasproduktionen och processtabiliteten påverkas vid samrötning av mikroalger och en representativ blandning av slam.

Slutsatserna som dras från resultaten är:

- Samrötning av mikroalger och blendslam gav en totalt sett mindre biogasproduktion och även en mindre biogasproduktion per inmatad g VS än rötning med enbart slam.
- Biogasen som producerades i rötkammaren med alginblandningen hade ett lägre metaninnehåll än biogasen som producerades i rötkammaren utan mikroalger.
- En högre biogasproduktion per reducerad g VS uppmättes vid samrötning av mikroalger och slam än vid rötning av enbart slam.
- Processen uppvisade en god stabilitet och dessutom lägre halter organiska syror och fri ammoniak för rötkammaren med inblandning av mikroalger.
- Processen var fortsatt stabil vid stressade förhållanden genom förkortad hydraulisk uppehållstid och ökad organisk belastning.
- Inblandningen av mikroalger förbättrade rötrestens avvattningsegenskaper.
- Inblandningen av mikroalger ökade rötresternas innehåll av tungmetaller på grund av algbiomassans höga metallinnehåll.

7 REFERENSER

Avfall Sverige Utveckling, 2009. *Rening av lakvatten, avloppsvatten och reduktion av koldioxid med hjälp av alger*. Avfall Sverige.

BASF, The Chemical Company, 2013. *Säkerhetsdatablad*. Göteborg: s.n.

Belach Bioteknik, 2010. *Operator's Manual DOLLY*. Stockholm: Belach Bioteknik AB.

Brune, D. E., Lundquist, T. J. & Benemann, J. R., 2009. Microalgal Biomass for Greenhouse Gas Reductions: Potential for Replacement of Fossil Fuels and Animal Feeds. *Journal of environmental engineering*, 1 November, 135(11), pp. 1136-1144.

Carlsson, M. & Schnürer, A., 2011. *Rapport U2011:12 - Handbok metanpotential*, Malmö: Avfall Sverige utveckling.

Cecchi, F., Pavan, P. & Mata-Alvarez, J., 1996. Anaerobic co-digestion of sewage sludge: application to the macroalgae from the Venice lagoon. *Resources, Conservation and Recycling*, Volume 17, pp. 57-66.

Duffy, J., Canuel, E. A., Adey, W. & Swaddle, J. P., 2009. *Biofuels: Algae*. s.l.:Science.

Edström, M., del Pilar Castillo, M., Ascue, J., Andersson, J., Rogstrand, G., Nordberg, Å., Schnürer, A., 2013. *Strategier för att effektivisera rötning av substrat med högt innehåll av lignocellulosa och kväve*, Borås: SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut.

Gallert, C. & Winter, J., 1997. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic wastes: effect of ammonia on glucose degradation and methane production. *Applied Microbiology and Biotechnology*, Volym 48, pp. 405-410.

IPPC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge: Cambridge University Press.

Jenkins, S. R., Morgan, J. M. & Zhang, X., 1991. Measuring the usable carbonate alkalinity of operating anaerobic digesters. *Research Journal WPCF*, 63(1), pp. 28-29.

Kjerstadius, H. et al., 2012. *Rötning av avloppsslam vid 35, 55 och 60 grader C*, Stockholm: Svenskt Vatten AB.

Larsdotter, K., 2006. *Microalgae for phosphorus removal from wastewater in a Nordic climate. A doctoral thesis from the School of Biotechnology, Royal Institute of Technology*. Stockholm.

Livsmedelsverket, 2013. *Protein*. [Online]

Tillgänglig på: <http://www.slv.se/sv/grupp1/mat-och-naring/Vad-innehaller-maten/Livsmedelsdatabasen-/Naringsamnen-och-varden/protein/>
[Använd 7 juli 2014].

Länsstyrelsen Stockholms län, 2011. *Hur kan vi få fler landsbygdsföretag att satsa på biogasproduktion i Uppsala och Stockholms län? - kartläggning, ekonomisk analys och handlingsplan*, Stockholm: Länsstyrelsen Stockholms län.

Malmros, P., 2011. *Biogaspotential hos rejektfraktionen från biogasanläggningen Kungsängens gård*, examensarbete från civilingenjörsprogrammet miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet, Uppsala.

- Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Macé, S. & Astals, S., 2011. Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. *Critical Reviews in Biotechnology*, 31(2), pp. 99-111.
- Mata, T. M., Martins, A. A. & Caetano, N. S., 2010. Microalgae for biodiesel production and other applications: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volym 14, pp. 217-232.
- Metcalf & Eddy, 2003. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. 4:e red. New York: McGraw-Hill.
- Muñoz, R. & Guieysse, B., 2006. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. *Water Research*, Volym 40, pp. 2799-2815.
- Mussnug, J. H., Klassen, V., Schlüter, A. & Kruse, O., 2010. Microalgae as substrates for fermentative biogas production in a combined biorefinery concept. *Journal of Biotechnology* 150, pp. 51-56.
- Mälarenergi, 2010. *Så här fungerar Kungsängens avloppsreningsverk*. Västerås: Mälarenergi.
- Mälarenergi, 2013. *Miljörapport. Kungsängens reningsverk 2013.*, Västerås: Mälarenergi AB.
- Naturvårdsverket, 2011. *Biogasproduktion för miljö och ekonomi*, Bromma: CM Gruppen AB.
- Nordberg, U., 2006. *Biogas - Nuläge och framtida potential*, Stockholm: Värmeforsk.
- Odlare, M., Nehrenheim, E., Ribé V., Thorin, E., Gavare, M., Grube, M., 2011. Cultivation of algae with indigenous species - Potentials for regional biofuel production. *Applied Energy*, Volym 88, pp. 3280-3285.
- Olsson, J., Feng, X., Ascue, J., Gentili, F., Shabiimam, M. A., Nehrenheim, E., Thorin, E., 2014a. Co-digestion of cultivated microalgae and sewage sludge from municipal waste water treatment. *Bioresource Technology*. Volym 171, pp. 203-210.
- Olsson, J., Philipson, M., Holmström, H. & Cato, E., 2014b. *Pilotstudie - Termofil efterrötning för hygienisering och minskad slamproduktion*, Bromma: Svenskt Vatten AB.
- REVAQ, 2012. *Årsrapport 2012*, Stockholm: Svenskt Vatten.
- Rusten, B. & Sahu, A. K., 2011. Microalgae growth for nutrient recovery from sludge liquor and production of renewable bioenergy. *Water Science & Technology*, 64(6).
- Rybczynski, H., 1998. *Analys av alkalinitet BA och TA mg HCO₃/l - praktiskt utförande*. Kalmar: Kalmar avloppsreningsverk.
- Sahu, A. K., Siljudalen, J., Trydal, T. & Rusten, B., 2013. Utilisation of wastewater nutrients for microalgae growth for anaerobic co-digestion. *Journal of Environmental Management*, Volym 122, pp. 113-120.
- Samson, R. & LeDuy, A., 1983. Improved Performance of Anaerobic Digestion of *Spirulina maxima* Algal Biomass by Addition of Carbon-rich Wastes. *Biotechnology Letters*, 5(10), pp. 677-682.
- Schwede, S., Kowalczyk, A., Gerber, M. & Span, R., 2013. Anaerobic co-digestion of the marine microalga *Nannochloropsis salina* with energy crops. *Bioresource Technology*, Volym 148, pp. 428-435.

- Sellgren, A., 2003. *Effektiv rörtransport av avvattnat avloppsslam*, Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- Shi, J., Podola, B. & Melkonian, M., 2007. Removal of nitrogen and phosphorus from wastewater using microalgae immobilized on twin layers: an experimental study. *Journal of Applied Phycology*, Volym 19, pp. 417-423.
- Sialve, B., Bernet, N. & Bernard, O., 2009. Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal. *Biotechnology Advances*, Issue 27, pp. 409-416.
- SMHI, 2009a. *Normal medeltemperatur för februari*. [Online]
Tillgänglig på: <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/temperatur/1.3979>
[Använd 7 Maj 2014].
- SMHI, 2009b. *Normal medeltemperatur för mars*. [Online]
Tillgänglig på: <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/temperatur/1.3982>
[Använd 7 Maj 2014].
- SMHI, 2009c. *Normal medeltemperatur för oktober*. [Online]
Tillgänglig på: <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/temperatur/1.3997>
[Använd 7 Maj 2014].
- SMHI, 2009d. *Normal medeltemperatur för november*. [Online]
Tillgänglig på: <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/temperatur/1.3999>
[Använd 7 Maj 2014].
- Svenskt gastekniskt center, 2009. *Substrathandbok för biogasproduktion*, SGC.
- Svenskt gastekniskt center, 2012. *Basdata om biogas*, Lund: Serviceförvaltningen Lunds kommun.
- Svenskt Vatten, 2010. *Publikation U3 - Avloppsteknik 3, Slamhantering*, Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- Taylor, M. & Elliot, H. A., 2013. Influence of water treatment residuals on dewaterability of wastewater biosolids. *Water Science & Technology*, 67(1), pp. 180-184.
- Triton Electronics Ltd., 1998. *CST Equipment*. Essex: Triton Electronics.
- UMEVA, 2012. *Miljörapport - Öns avloppsreningsverk 2012*, Umeå: Umeå Vatten och Avfall AB.
- Uppsala Vatten och Avfall AB, 2012. *Miljörapport 2012 Kungsängsverket*, Uppsala: Uppsala Vatten och Avfall AB.
- Wang, M., Sahu, A. K., Rusten, B. & Park, C., 2013. Anaerobic co-digestion of microalgae *Chlorella* sp. and waste activated sludge. *Bioresource Technology*, Volym 142, pp. 585-590.
- Verein Deutscher Ingenieure, 2006. *VDI - Richtlinien*, Düsseldorf: Verein Deutscher Ingenieure.
- Yen, H.-W. & Brune, D. E., 2007. Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. *Bioresource Technology*, Volym 98, pp. 130-134.

7.1 PERSONLIGA KONTAKTER

Gentili, Francesco, 2014. Forskare. SLU, Umeå.

Grönholm, Staffan, 2014. Laboratorieingenjör. Uppsala Vatten och Avfall AB, Uppsala.

Juszkiewicz, Agnieszka, 2014. Processtekniker. AO Vatten/Kungsängsverket, Mälarenergi AB, Västerås.

Nilsson, Andreas, 2014. Utredningsingenjör. Kungsängsverket, Mälarenergi AB, Västerås.

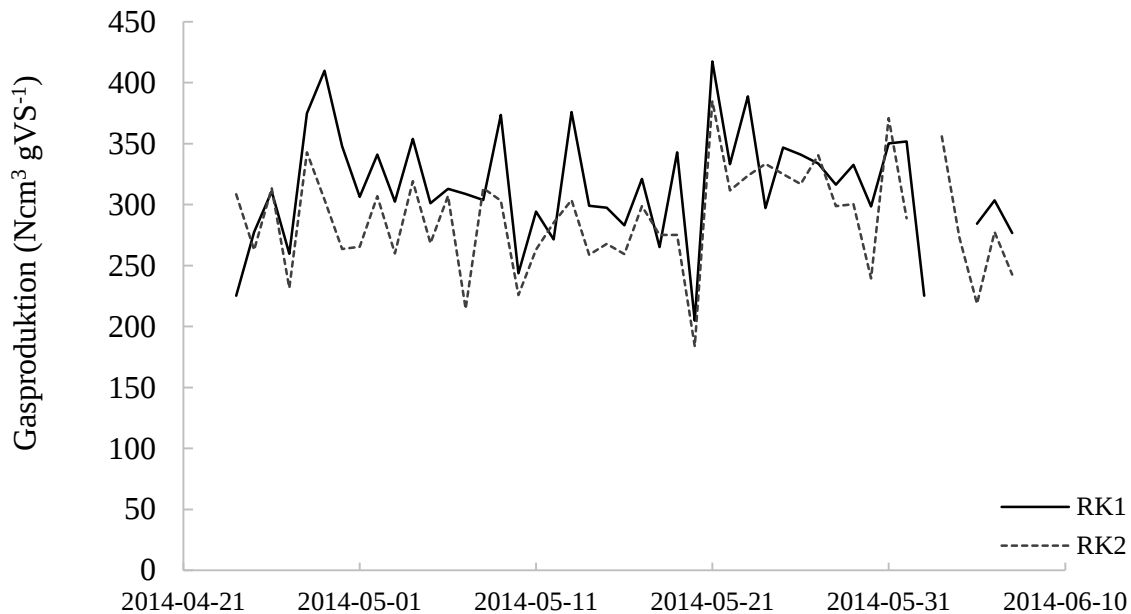
Nordberg, Åke, 2014. Forskare. SLU, Uppsala.

Olsson, Jesper, 2014. Doktorand. Mälardalens Högskola, Västerås.

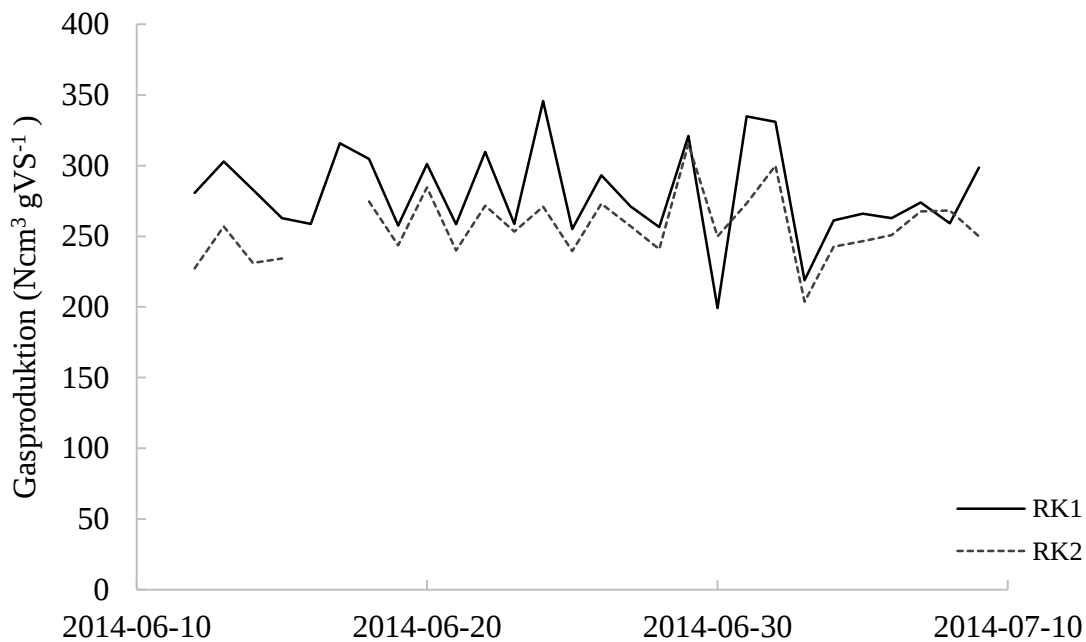
Swedling, Ernst-Olof, 2014. Utredningsingenjör. Kungsängsverket, Uppsala Vatten och Avfall AB, Uppsala.

BILAGA A – GASPRODUKTION

Utifrån de dagligen avlästa värdena på ackumulerad gasproduktion beräknades den normaliserade gasproduktionen per dag (ekvation 2). Gasproduktionen varierade stort under båda perioderna och för båda rötkamrarna (figur A.1 och A.2). Medelvärdet för gasproduktionen för respektive rötkammare och period är presenterat i resultatet (Tabell 10).



Figur A.1. Normaliserad gasproduktion per g inmatad VS för period ett.



Figur A.2. Normaliserad gasproduktion per g inmatad VS för period två.

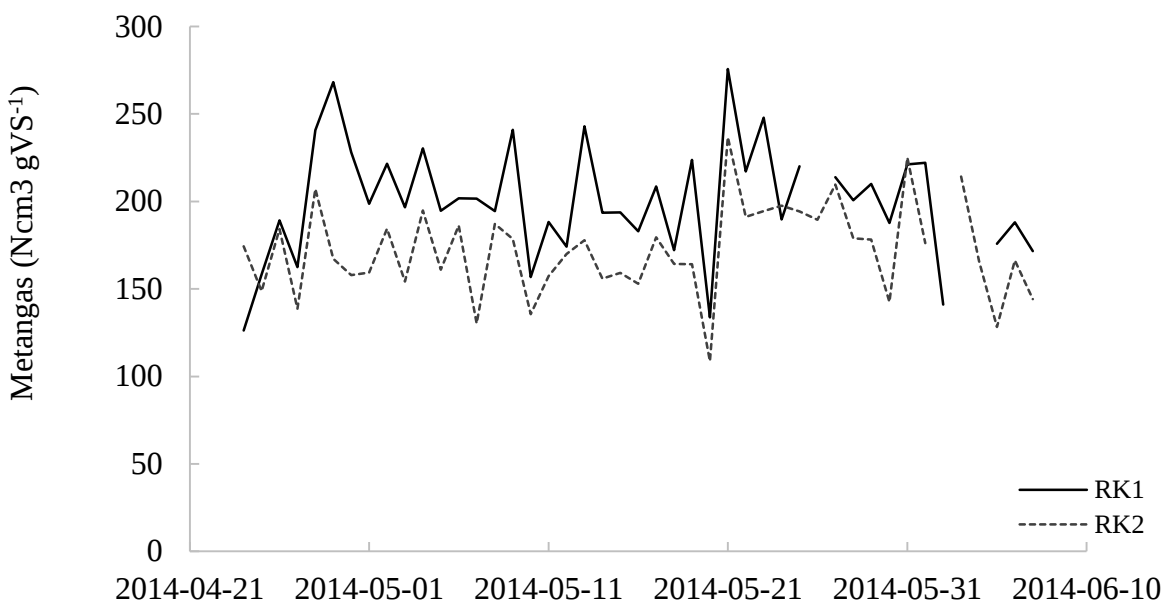
Utifrån de dagligen avlästa metanhalterna i respektive rötkammare beräknades den normaliserade metanhalt (ekvation 3). Utifrån den normaliserade metanhalt och den normaliserade gasproduktionen beräknades så den normaliserade metangasproduktionen (ekvation 17). Metangasproduktionen varierade stort under båda perioderna och för båda rötkamrarna (figur A.3 och A.4). Medelvärde för gasproduktionen för respektive rötkammare och period är presenterat i resultatet (Tabell 10).

$$V_{CH_4}^{st} = \frac{V_0^{st, CH_4}^{st}}{100} \quad (17)$$

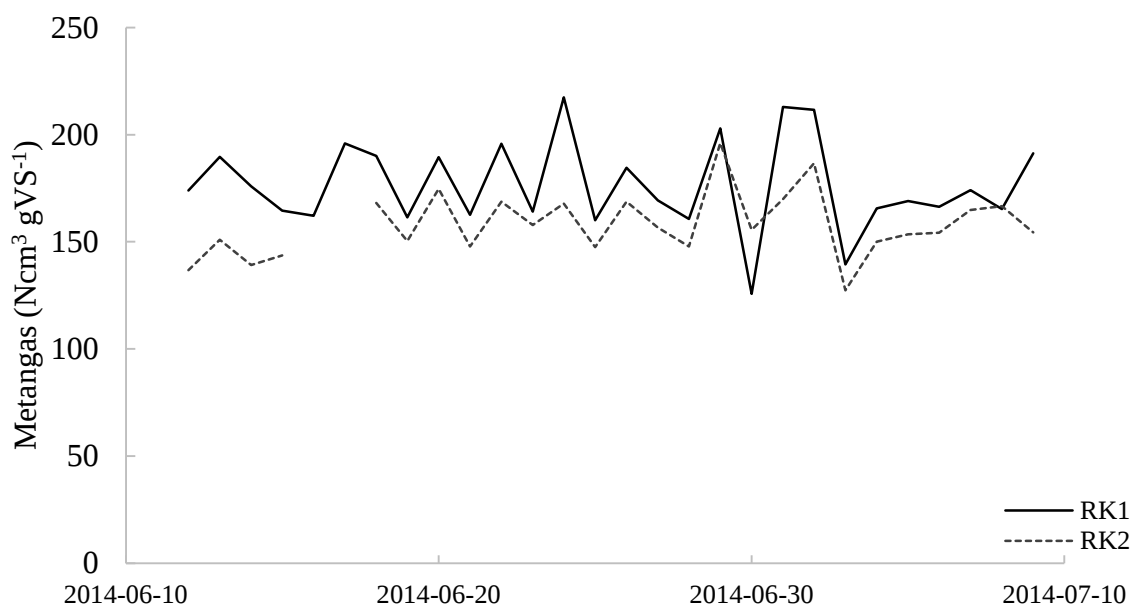
$V_{CH_4}^{st}$ normaliserad metangasproduktion (Ncm³ d⁻¹)

V_0^{st} normaliserad gasproduktion (Ncm³ d⁻¹)

CH_4^{st} normaliserad metanhalt (%)



Figur A.3. Normaliserad metangasproduktion per g inmatad VS för period ett.



Figur A.4. Normaliserad metangasproduktion per g inmatad VS för period två.

BILAGA B – MANUELLA METANGASPROV

Tabell B.1. Resultat från manuell metangasprov analyserade av externt laboratorium (JTI)

Provdatum	CH4%						Medel		STD	
	RK. 1	RK. 1	RK. 1	RK. 2	RK. 2	RK. 2	RK.1	RK.2	RK.1	RK.2
2014-04-09	17,43	27,00		11,54	21,24		22,21	16,39	6,77	6,86
2014-04-11	11,82	28,69		7,95	17,62		20,26	12,78	11,94	6,84
2014-04-11	38,75	28,04		12,68	21,88		33,40	17,28	7,57	6,50
2014-04-12	26,62	37,56		31,45	34,53		32,09	32,99	7,74	2,18
2014-04-13	35,55	51,30		51,97	44,61		43,43	48,29	11,14	5,20
2014-04-14	37,28	38,89		40,17	45,85		38,09	43,01	1,14	4,02
2014-04-23	37,08	15,40		28,87	22,75		26,24	25,81	15,33	4,33
2014-04-24	28,94	33,59		-1,26	20,57		31,27	9,65	3,29	15,44
2014-04-25		20,47		38,02	43,91		20,47	40,96	0,00	4,17
2014-04-28	65,80	64,69	62,50	59,56	60,82	59,80	64,33	60,06	1,68	0,67
2014-05-12	62,96	53,73		59,55			58,35	59,55	6,52	0,00
2014-05-14	63,00	61,74	61,63	59,83	59,84	60,46	62,12	60,04	0,76	0,36
2014-05-20	48,09	48,86	58,95	47,83	50,53	44,83	51,97	47,73	6,06	2,85
2014-05-27	62,21	50,64	48,29	48,15	45,93	46,94	53,71	47,01	7,45	1,11
2014-06-04	62,01	61,93	62,42	59,90	58,50	53,77	62,12	57,39	0,26	3,21
2014-06-11	64,2	60,2	61,41	60,31	58,75	60,78	61,94	59,95	2,05	1,06
2014-06-25	54,8	60,85	60,62	59,12	58,33	58,7	58,76	58,72	3,43	0,40
2014-07-02	59,31	58,38	57,63	55,63	55,79	53,48	58,44	54,97	0,84	1,29
2014-07-09	62,07	61,36	59,72	56,21	57,95	55,76	61,05	56,64	1,20	1,16

