



Process för ökad biogasproduktion och energieffektiv hygienisering av slam

(Process for increased biogas production and energy efficient hygienisation of sludge)

Gustav Rogstrand, Henrik Olsson, Chan Anneli Andersson, Niklas Johansson, Mats Edström

*"Catalyzing energygas development
for sustainable solutions"*

Svenskt Gastekniskt Center AB, SGC

Om SGC

SGC är ett spjutspetsföretag inom hållbar utveckling med ett nationellt uppdrag. Vi arbetar under devisen "*Catalyzing energygas development for sustainable solutions*". Vi samordnar branschgemensam utveckling kring framställning, distribution och användning av energigaser och sprider kunskap om energigaser. Fokus ligger på förnybara gaser från rötning och förgasning. Tillsammans med företag och med Energimyndigheten och dess kollektivforskningsprogram *Energigastekniskt utvecklingsprogram* utvecklar vi nya möjligheter för energigaserna att bidra till ett hållbart samhälle. Tillsammans med våra programråd inom *Rötning, Förgasning och bränslesyntes, Distribution och lagring, Kraft/Värme och Gasformiga drivmedel* identifierar vi frågeställningar av branschgemensamt intresse att genomföra forsknings-, utvecklings och/eller demonstrationsprojekt kring. Beslut om eventuell statlig medfinansiering från Energimyndigheten fattas av den externa Beslutsnämnden inom ramen för kollektivforskningsprogrammet som f.n. löper under tiden 090401–130331.

Resultaten från projekt drivna av SGC publiceras i en särskild rapportserie – *SGC Rapport*. Rapporterna kan laddas ned från hemsidan – www.sgc.se. Det är också möjligt att prenumerera på de tryckta rapporterna. SGC svarar för utgivningen av rapporterna medan rapportförfattarna svarar för rapporternas innehåll.

SGC ger också ut faktabroschyrer kring olika aspekter av energigasers framställning, distribution och användning. Broschyrer kan köpas via SGC:s kansli.

SGC har sedan starten 1990 sitt säte i Malmö. Vi ägs av Eon Gas Sverige AB, Energigas Sverige, Swedegas AB, Göteborg Energi AB, Lunds Energikoncernen AB (publ) och Öresundskraft AB.

Finansiering av det här projektet

Det här projektet har finansierats av Växjö kommun, JTI-Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Svenskt Vatten Utveckling och SGC via Energimyndigheten.

Malmö 2012



Martin Ragnar
Verkställande direktör

Swedish Gas Technology Centre, SGC

About SGC

SGC is a leading-edge company within the field of sustainable development having a national Swedish assignment. We work under the vision of “*Catalyzing energygas development for sustainable solutions*”. We co-ordinate technical development including manufacture, distribution and utilization of energy gases and spread knowledge on energy gases. Focus is on renewable gases from anaerobic digestion and gasification. Together with private companies and the Swedish Energy Agency and its frame program *Development program for energy gas technology* we develop new solutions where the energygases could provide benefits for a sustainable society. Together with our program committees within *Anaerobic digestion, Gasification and fuel synthesis, Distribution and storage, Power/Heat and Gaseous fuels* we identify issues of joint interest for the industry to build common research, development and/or demonstrations projects around. Decisions on any financial support from the Swedish Energy Agency are made by the external Beslutsnämnden within the frame program that currently runs 090401–130331.

Results from the SGC projects are published in a report series – *SGC Rapport*. The reports could be downloaded from our website – www.sgc.se. It is also possible to subscribe to the printed reports. SGC is responsible for the publishing of the reports, whereas the authors of the report are responsible for the content of the reports.

SGC also publishes fact brochures and the results from our research projects in the report series *SGC Rapport*. Brochures could be purchase from the webiste.

SGC is since the start in 1990 located to Malmö. We are owned by Eon Gas Sverige AB, Energigas Sverige, Swedegas AB, Göteborg Energi AB, Lunds Energikoncernen AB (publ) and Öresundskraft AB.

Financing of this project

This project has been financed by Växjö kommun, JTI, The Swedish water and wastewater association and SGC through the Swedish Energy Agency.

Malmö, Sweden 2012



Martin Ragnar
Chief Executive Officer



JTI:s Förord

Många avloppsreningsverk vill utöka sin biogasproduktion, men tillgången till lämpliga substrat är ofta begränsad. Det är därför önskvärt att utvinna så mycket biogas som möjligt ur existerande avloppsslam. Ökad utvinning av biogas skulle även innebära ett stabilare slam och minskad risk för oönskad metanavgång under slutavvattning, slutlagring, slamtransport och spridning. Dessutom finns ett intresse inom VA-branschen för energieffektiv hygienisering eftersom krav på hygienisering av avloppsslam har diskuterats i samband med framtida "slamdirektiv".

Mot bakgrund av de allmänna behov som beskrivs ovan utfördes omfattande pilotförsök vid avloppsreningsverket Sundet utanför Växjö under perioden juni 2011 till januari 2012. Arbetet har utförts i nära samarbete mellan Växjö kommun och JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik. De idéer och koncept som testats i försöken har tagits fram av JTI med hjälp av personal från Växjö kommun men resultaten, antingen i sin helhet eller i tillämpliga delar, är relevanta för många avloppsreningsverk runt om i landet. Projektet har finansierats av Växjö kommun, Svenskt Gastekniskt Center, JTI och Svenskt Vatten Utveckling.

För att säkerställa en mer allmän branschrelevans har projektet haft mycket god hjälp av en engagerad referensgrupp. Förutom personal från Växjö kommun inkluderade referensgruppen även representanter från VA SYD, Uppsala Vatten och Avfall och Gryaab samt SGC och SVU.

JTI vill tacka Växjö kommun, referensgruppen och projektets finansierare för ett mycket gott samarbete. Speciellt vill vi från Växjö kommun lyfta fram Niklas Johansson, Anneli Andersson Chan, Bernard Karlsson, Steve Karlsson och Jeanette Lindberg med flera på Sundets lab. Utan er hjälp hade projektet naturligtvis aldrig kunna genomföras. Ert hårda arbete, resultatenriktning och "javisst attityd" gjorde arbetet lätt för oss på JTI och gav ett markant mervärde till projektet. Vi vill även tacka Liselotte Stålhandske, VASYD, Susanne Tumlin och Ola Fredriksson, GRYAAB, samt Jesper Olsson, Uppsala Vatten och Avfall, för ert engagemang i referensgruppen. Dessutom vill vi tacka Anneli Petersson och Tobias Perssons, SGC, för hjälp med att spetsa till både ansökan och rapporten.

Resultaten från studien har använts av Växjö kommun som beslutstöd och orienterande designunderlag vid conceptualisering och upphandling av de om- och tillbyggnader som planeras för rötningsprocessen på avloppsreningsverket.



Extended Summary

In Sweden there is a need to increase biogas production to meet the rising demand for biomethane as vehicle fuel but the amount of domestically available biomass to digest is limited. One way to help meet current and future demand for methane is to enhance the digestion of the substrates that are currently utilized. Växjö municipality in southern Sweden is in the process of upgrading their facilities for biogas production at the Sundet waste water treatment plant. Their aim is to produce more biogas in order to meet the demand from an increasing methane-based local transit fleet. This is the backdrop to a joint project between JTI and Växjö municipality where JTI's mobile pilot plant was used to study the possibility of extracting more biogas from the existing sewage sludge. In the future, Växjö municipality also plans to co-digest source separated municipal organics with the sewage sludge, which will likely result in stricter demands in terms of hygienization of all utilized substrates. The goal of the project at hand was to demonstrate the possibility to produce more than enough additional biogas from existing sewage sludge to yield a net energy profit even with the added energy demand of ensuring the hygienic quality of the digestate through conventional pasteurization. Although the project was focused on the conditions at Sundet waste water treatment plant, the issues dealt with are general and the results are relevant to many waste water treatment plants in Sweden.

The research, conducted between June 2011 and January 2012 were divided into two trials. The two trials, described schematically in Figure 1, represented two possible process configurations designed to reach the goal stated above. The key component of both process configurations is the addition of a post-digestion step to the existing single-step digestion process. In trial 1 the additional feature of dewatering between the two digestion steps served to reduce energy demand for pasteurization and increase the organic loading rate of the post-digester.

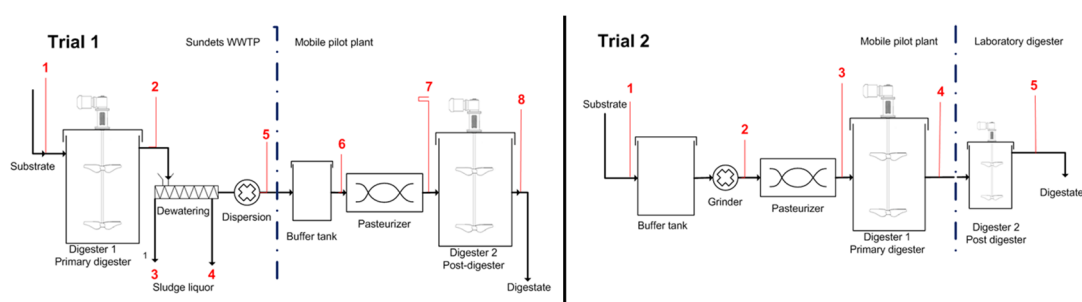


Figure 1. The differing process configurations of trial 1 and 2. In trial 1 the primary digester was represented by existing 3400 m³ full scale digester capacity at Sundet while the post-digester was represented by JTI's 5 m³ mobile pilot plant. In trial 2 the primary digester was represented by JTI's 5 m³ mobile pilot plant while the post-digester was represented by a 35 L laboratory digester. The number in red indicate sampling points for analyzing the development of physical, chemical and biological characteristics of the sludge at respective process step throughout the trials.



Both trials were evaluated for process stability, methane production, practical experience and digestate quality. By using a mobile pilot plant all experiments could be performed on site at the waste water treatment plant, which ensures that the results incorporate the dimension of natural variations in sewage quality over time. Table 1 show the substrate and digestate characteristics (mean for the last retention time of 22 days) with respective system at steady state production. The substrate consisted of approximately 70 % sewage sludge and 30 % septic tank sludge. The dewatering unit between the two digestion steps in trial 1 increased the dry matter (DM) content of the primary digester digestate from approximately 3 % to 9 % without undue loss of organic substance (VS) in the sludge liquor. In both trials the addition of a post digestion step furthered the mineralization of nitrogen which increased the concentration of ammonium nitrogen in the digestate significantly. Post digestion also resulted in a more complete realization of the methane formation potential of the substrate and further reduced VS in the sludge which is positive from a sludge management perspective.

Table 1. Substrate and digestate characteristics during trial 1 and 2. SP means sampling point and refers to the sampling points that are defined in Figure 1.

	Primary digester		Post digester	
Trial 1	Substrate (SP 1)	Digestate (SP 2)	Substrate** (SP 7)	Digestate (SP 8)
DM (% of wet waight)	4,9	3,1	8,8	8,1
VS (% of DM)	76,6	63,8	62,4	59,8
NH ₄ -N (g/kg)	0,5	1,4	1,8	2,2
C/N-ratio*	9,1	4,0	6,5	5,6
Max methane potential B ₀ (Nm ³ _{CH₄} /ton VS)	357	131	148	52
Trial 2	Substrate (SP 1)	Substrate*** (SP 3)	Digestate/ Substrate (SP 4)	Digestate (SP 5)
DM (% of wet waight)	4,3	3,9	3,1	3,0
VS (% of DM)	74	71	62	61
NH ₄ -N (g/kg)	0,3	0,9	1,7	1,9
C/N-ratio*	8,1	5,9	3,7	3,5
Max methane potential B ₀ (Nm ³ _{CH₄} /ton VS)	329	233	89	41

* C/N-ratio based on total-C and total-N

*** Substrate after buffer storage, dispersion, dewatering and pasteurization

**** Substrate after buffer storage, grinding and pasteurization

The results presented in Table 2 indicate that it is possible to extract an additional 115 Nm³_{CH₄}/kg VS from the sludge that used to be regarded as fully digested by adding a post digestion step. The key to enable this additional biogas extraction is to ensure a productive organic loading rate of the post digester through dewatering between the digestion steps. The post digestion process was biologically and chemically very stable and yielded biogas of high quality. The high DM content during post digestion in trial 1 did not result in any problem with respect to ensuring complete



mixing of the digester, although it did consume about three times as much energy as mixing the post digester in trial 2.

Table 2. Key results from trial 1 and 2. Digester 1 is the primary digester and Digester 2 is the post digester in each of the trials.

	Sludge volume specific biogas yield	VS specific methane yield	Organic loading rate	Methane concentration in biogas	Degree of digestion
	Nm ³ /m ³ , d	Nm ³ _{CH₄} / ton VS	kg VS/m ³ , d	%	% of VS _{in}
Trial 1					
Digester 1	0,53	265	1,3	63	47
Digester 2	0,38	115	1,4	74	21*
Trial 2					
Digester 1	0,49	290	1,2	73	44*
Digester 2	0,05	50	0,7	73	5-7**

* The figure for degree of digestion includes spontaneous hydrolysis in the buffer tank

** A range is presented due to uncertainties related to mechanical problems with the digester

Based on the full scale sewage sludge flow rate of Sundet, the key results presented in Table 2 and the DM-contents measured at all sampling points presented in Figure 1, a mass balance was performed and extrapolated to theoretical full scale results for trial 1 and 2. An energy balance was conducted taking into account the energy content of the additional methane and the added energy requirement for pasteurization and mixing.

As trial 1 resulted in superior energy efficiency the following conclusions are based on that process configuration. Extrapolated to full scale, the results indicate a potential to increase total methane production at Sundet by 16%, yielding a net energy profit corresponding to 1/3 of the energy content in the additional methane. The overall degree of digestion increased to 68 % compared to the existing process, which on average in 2011 rendered a degree of digestion of 48 %. Provided that the post-digested digestate can be dewatered to the same extent as it is today, the increased degree of digestion could reduce the amount of dewatered sewage sludge that must be handled annually by more than 20 %. However, there is a risk that the process configuration of trial 1 results in a sludge that is difficult to dewater and that the cadmium / phosphorus ratio will supersede the threshold stated in the Swedish REVAQ certification program for digested sewage sludge quality. Finally, the increased degree of digestion also leads to a reduction of the sludge's intrinsic driving force for unwanted methane emissions (maximum methane potential, or B₀) during downstream storage and handling by approximately 70 %



Sammanfattning

Behovet av ökad biogasproduktion för att kunna tillgodose den efterfrågan som skapats är stort samtidigt som mängden tillgängligt material att röta är begränsat. Ett sätt att tillgodose framtida behov av biogas är att effektivisera rötningen av dagens substrat. Växjö kommun vill källsortera och röta matavfall tillsammans med avloppsslam vid avloppsreningsverket Sundet för att producera biogas till lokalbussar. Reningsverkets rötningssystem, som idag består av mesofil enstegsrötning, måste därför byggas ut och anpassas till nya förutsättningar. Bland annat måste frågan om hygienisering lösas. Detta är bakgrunden till ett gemensamt projekt mellan JTI och Växjö kommun. Syftet med projektet var att demonstrera att det går att få ut så pass mycket mer biogas ur avloppsslam att det ger en nettoenergivinst även om ett energikrävande hygieniseringssteg läggs till i processen. Projektresultaten är relevanta för många svenska avloppsreningsverk trots att de baseras på förhållanden i Växjö.

Projektet, som genomfördes under perioden juni 2011 till januari 2012 delades upp i två försök. Båda försöken har det gemensamt att ett efterrötningssteg och pastörisering läggs till existerande process. Försök 1 inkluderade, förutom efterrötningssteget, förtjockning, dispergering och pastörisering mellan den existerande huvudrötkammaren och efterrötkammaren. I försök 2 placerades pastöriseringssteget före huvudrötkammaren utan föregående förtjockning och efterrötkammaren kom direkt efter huvudrötkammaren utan mellanliggande behandlingssteg. De båda försöksleden utvärderades med avseende på processstabilitet, metanproduktion, praktiska erfarenheter och rötslamkvalitet. Genom att använda en mobil pilotanläggning kunde försöken utföras på plats vid Sundets reningsverk vilket medför att resultaten baseras på verkliga variationer vad gäller slamkvalitet och flöden. För att kunna jämföra resultaten med existerande biogasproduktion vid Sundet rötades endast avloppsslamfraktionen i försöken.

Eftersom försök 1 gav den bästa energieffektivitet bygger följande slutsatser på den processkonfigurationen. Om resultaten extrapoleras till fullskala indikerar de en potential att öka den totala metanproduktionen vid Sundet med 16 %, vilket ger en nettoenergivinst efter pastörisering motsvarande 1/3 av energiinnehållet i den nytillkomna mängden metan.

Den totala graden av nedbrytning ökade till 68 % jämfört med utrötningsgraden i den befintliga processen, som i genomsnitt under 2011 låg på 48 %. Förutsatt att rötresten från efterrötkammaren kan avvattnas i samma utsträckning som dagens rötslam bör mängden slutavvattnat rötslam som måste hanteras kunna minskas med mer än 20 %.

Det gick bra att förtjocka rötslammet mellan huvud- och efterrötning till en TS-halt på > 9 % med god rejektivattenkvalitet. Även omrörningen av efterrötkammaren fungerade väl trots en TS-halt inne i rötkammaren på strax över 8 %. Det finns dock en risk att processkonfigurationen som föreslås i försök 1 ger ett rötslam som är svåravvattnat och att kadmium/fosfor-kvoten hamnar över REVAQ:s gränsvärde efter slutavvattning. Slutligen skulle den ökade utrötningsgrad som uppmätts i försöken leda till en minskning av slammets inneboende drivkraft för oönskade metanutsläpp (B_0) med ungefär 70 %.





Innehåll

1. Bakgrund	11
1.1 Syfte	13
1.2 Mål	13
2. Material och metoder	14
2.1 Genomförande	14
2.2 Avgränsningar, begränsningar och svagheter.....	14
2.3 Försöksuppställningar – beskrivning av försöksled 1 och 2	16
2.4 Provtagning och analyser.....	21
2.5 Massbalansberäkningar	23
2.6 Satsvisa utrötningsförsök.....	25
2.7 Beräkning av risk för maximal metanslip.....	25
2.8 Värmeväxlarberäkningar	25
2.9 Luktreduceringsförsök.....	26
2.10 Avvattningsförsök	27
3. Resultat.....	28
3.1 Försöksled 1	28
3.2 Försöksled 2	32
3.3 Jämförelse försöksled 1 och 2	36
3.4 Praktiska erfarenheter.....	44
4. Diskussioner och slutsatser	48
4.1 Ökad nedbrytning av Sundets rötslam reducerar drivkraften för metanslip och minskar mängden rötrest att hantera.....	48
4.2 Ökning av metanproduktion i relation till energiåtgång vid pastörisering, omrörning och dispergering	51
4.3 Processtabilitet och gaskvalitet	52
4.4 Rötrest- och rejektkvalitet.....	53
4.5 Lukt och slutavvattning.....	55
5. Sammanfattande slutsatser och analys av måluppfyllelse.....	57
6. Referenser	59
6.1 Publicerade referenser.....	59
6.2 Personliga meddelanden	60
7. Bilaga 1. Gasdata	61
Bilaga 2. Utrötningsförsök	66
Bilaga 3. VFA, alkalinitet och pH.....	69
Bilaga 4. Växtnäring	71





1. Bakgrund

Biogas uppmärksammas alltmer för att den kan bidra till att möta/lösa flera av de miljö- och energiutmaningar som samhället står inför. Få andra bränslen är lika miljövänliga som biogas och minst tio av Sveriges sexton nationella miljömål kan uppnås på samma gång med hjälp av biogas (Ahrne, 2011). Under 2011 ökade försäljningen av biogas till fordon med 33 % jämfört med 2010 och hela 132 % sedan 2009 (SCB, 2012). En viktig förutsättning för att den positiva utvecklingen skall fortsätta är dock att gasbranschen kan möta den efterfrågan på biogas för fordonsdrift som skapats (Energimyndigheten, 2010). Behovet av ökad biogasproduktion för att kunna tillgodose det förväntade framtida behovet är stort samtidigt som mängden tillgängligt material att röta är begränsat. Ett sätt att tillgodose framtida behov av biogas och samtidigt maximera utvinningen av högvärdig energi och växtnäring som möjligt ur organiskt avfall är att effektivisera rötningen av dagens material.

Av den totala röt-kammarvolymen som finns tillgänglig i Sverige återfinns ca 65 % vid kommunala avloppsreningsverk (Energimyndigheten 2012). Från ett produktionsperspektiv står däremot Sveriges avloppsreningsverk för en betydligt lägre andel landets totala biogasproduktion, nämligen (Energimyndigheten 2012). Från dessa siffror går det att dra slutsatsen att utnyttjandet av röt-kammarvolymen vid ARV är relativt låg. Medeluppehållstiden för slammet i röt-kammare vid ARV är ca 17 dagar och den beräknade medelproduktion är ca 0,8 m³ biogas/m³ reaktor, d (beräknat från Energimyndigheten, 2012). Detta kan jämföras med biogasproduktion från flytgödselrötning på ca 1 m³ biogas/m³ reaktor, d och upp till 2-4 m³ biogas/m³ reaktor, d från energitäta lättomsättbara substrat som slakteriavfall, energigrödor och matavfall (Edström, 1996; Nordberg m.fl., 1997).

Det finns anledning att anta att rötat slam från ARV ofta har stora mängder energi kvar efter rötning. Ett exempel på detta är utröttningsförsök som visar på potential att uppnå en specifik metanproduktion på ca 450 liter metan/kg VS för avloppsslam från ett reningsverk där den faktiska metanproduktionen är beräknad till 305 liter metan/kg VS (Uldal & Olsson, 2009a och 2009b). Detta fall bedöms vara representativt för situationen vid många ARV runt om i Sverige.

Det höga vatteninnehållet i avloppsslam ökar dessutom energibehovet vid hygienisering och alla andra processteg relaterade till rötning och slamhantering. Om avloppsslammet avvattnas innan hygienisering borde stora besparingar kunna göras i och med minskad investering och lägre energikostnader.

Nordberg & Edström (2004) har visat att en förhöjd TS-halt, och därmed också förlängd uppehållstid är en bra strategi för att effektivisera våta röttningsprocesser. I samma studie visar de också att det är tekniskt möjligt att totalomblanda röt-kammare vid TS-halter inne i röt-kammaren på 10 % när energigrödor samrötas med matavfall. Utgående från detta bedöms det vara både tekniskt och biologiskt möjligt att effektivisera röttningsprocesser vid ARV genom att höja TS-halten över vad som idag är vanligt.

En aktuell fråga i anslutning till rötning och biogasproduktion vid avloppsreningsverk är metanläckage från anläggningen. Vid en frivillig inventering av sex svenska reningsverksanläggningar registrerades metan-



läckage från 0,2 % till 7,9 % av producerad mängd metan i anläggningen, med ett medelvärde på 3,1 % och ett medianvärde på 2,1 % (Avfall Sverige Utveckling, 2009). Blandningstankar, avvattningsprocesser, rötammare och rötrestlager tillhör de specifika utsläppsobjekt där risken för metanläckage är förhöjd (Avfall Sverige Utveckling, 2007). Varje utsläppsobjekt har en emissionsfaktor (EF) som är specifik för de förhållanden som råder. Det som driver emissionsfaktorn, d.v.s. i det här fallet oönskad metanavgång, är bland annat den specifika metanbildningskapaciteten (B_0) i det slam som går igenom utsläppsobjektet. Den andra drivande faktorn är en situationsspecifik metankonverteringsfaktor (MCF) som bestämmer hur stor andel av metanbildningskapaciteten som faktiskt blir en emission.

$$EF = B_0 * MCF$$

Där:

EF = emissionsfaktor i kg CH_4 /kg VS

B_0 = maximal metanbildningskapacitet i kg CH_4 /kg VS

MCF = realiseringsfaktor för metanbildning (fraktion)

(Modifierat från IPCC, 2006)

Om uppehållstiden kan höjas genom att slammet avvattnas till en högre TS-halt och detta i sin tur leder till ökad utrötningsgrad för slammet kommer den kvarvarande metanbildningskapaciteten B_0 reduceras. Detta bör förbättra de biokemiska förutsättningarna för att minska metanläckaget från processteg som ligger mellan och efter rötammarna.

Sammanfattningsvis behöver Sverige producera mer biogas för att möta existerande och framtida behov, speciellt behovet av fordonsgas. Avloppsreningsverken bidrar med en stor del av den biogas som produceras i Sverige men skulle kunna bidra med mer om en större andel av avloppsslamets biogaspotential utvanns. Ett sätt att åstadkomma detta är att öka den biologiska belastningen och uppehållstiden i existerande rötammare genom avvattning och rötning vid något högre TS-halt. En mindre mängd vatten i det avloppsslam som skall rötas skulle även ge bättre förutsättningar för energieffektiv hygienisering. Dessutom skulle en ökad uppehållstid ge bättre förutsättningar för högre utrötningsgrad och därmed minskad risk för oönskad metanavgång i efterföljande processteg.

Denna bakgrund, som är allmängiltig för en stor del av de avloppsreningsverk som idag producerar biogas, är upprinnelsen till ett gemensamt projekt mellan JTI och Växjö kommun. I projektet har JTI:s mobila pilotanläggning använts för att studera möjligheterna att utvinna mer biogas ur det avloppsslam som rötas på avloppsreningsverket Sundet utanför Växjö. Syftet med projektet är att demonstrera att det går att få ut så pass mycket mer biogas ur avloppsslam att det med råge energimässigt betalar för hygienisering av rötslammet. Även om projektet fokuserar på de förhållanden som råder vid Sundet är resultaten relevanta för många avloppsreningsverk runt om i landet.



1.1 Syfte

Att i ett pilotförsök visa på hur rötat slam från kommunalt avloppsreningsverk kan efterbehandlas via kompletterande slambehandlingssteg för att:

- öka nedbrytningsgraden av avloppsslam och därmed producera mer biogas och minska risken för oönskade metanemissioner från rötslammet
- tillmötesgå framtida hygieniseringskrav för spridning på åkermark
- nå hög energieffektivitet
- minska mängden slam till sluthantering.

1.2 Mål

Projektets mål är att visa att:

- det går att öka biogasproduktionen vid ett vanligt kommunalt reningsverk med 15 % genom ökad nedbrytningsgrad av redan befintligt material
- den ökade biogasproduktionen blir dubbelt så stor i förhållande till det ökade behovet av processenergi
- det är tekniskt och biologiskt möjligt att röta slam med TS-halt på ca 10 %
- det genereras ett rötslam av tillräckligt hög kvalitet för användning som gödselmedel på åkermark.



2. Material och metoder

2.1 Genomförande

Projektet genomfördes vid Sundets ARV i Växjö under perioden juni 2011 till januari 2012. Försöken delades upp i två försöksled som representerade tvåstegsrötning med och utan mellanavvattning. Försöken har utifrån projektmålen utvärderats med avseende på produktion, teknik och rötrestskvalitet.

Utvärderingen med avseende på produktion tittar på processtabilitet och biogasutbyte. Processtabiliteten utvärderas utifrån parametrarna VFA, pH, alkalinitet, ammoniumhalter och gassammansättning. Biogasutbytet beräknas i volymspecifik gasproduktion samt VS-specifik gasproduktion och jämförs mellan de två försöksleden samt med ett nollscenario där det antas att ingen utbyggnad sker.

Ett viktigt motiv till att genomföra detta projekt i pilotskala och inte i laboratorieskala var att även kunna få med praktiska erfarenheter och tekniska slutsatser i utvärderingen. Driften av pilotutrustningen i projektet har skett med hjälp av Sundets egen personal understödd av JTI-personal. Det har gjort att slammets egenskaper vad gäller pumpning, omblandning, avvattning och sönderdelning har kunnat studeras på plats med samma dagliga substratvariation som i värdanläggningen.

Rötrestens kvalitet är av stor vikt för ett reningsverk som Sundet eftersom målet är att så mycket växtnäring som möjligt skall återföras till jordbruket. Därför har möjligheten till ett hygieniskt säkert slam beaktats i processutformningen. Vidare har tungmetallförekomst och växtnäringsinnehåll analyserats. Utformningen av försöken har även strävat efter att nå en hög utröttningsgrad av substratet för att därigenom minska potentialen för metanläckage från rötresten. Denna effekt har granskats genom att utförda utröttningsförsök på prov från alla processteg vilket möjliggjort att de olika processtegens effekt på metanpotentialen kunnat utvärderas.

2.2 Avgränsningar, begränsningar och svagheter

2.2.1 Omfattning

Försök och mätningar i projektet omfattar biogasproduktion och processparametrar för två rötkammare i serie vid reningsverket Sundet utanför Växjö. Inom projektet har det även gjorts satsvisa utröttningsförsök på slam från en rad processpunkter. Ur dessa försök fås värden på metanbildningskapaciteten för slammet i olika delar av processen. Utröttningsförsöken har gjorts för att få ett mått på var i processen som metanet bildas och vilka processteg som möjligen höjer biogaspotentialen hos slammet. Några regelrätta mätningar på metanförluster från de olika processtegen har dock inte utförts.

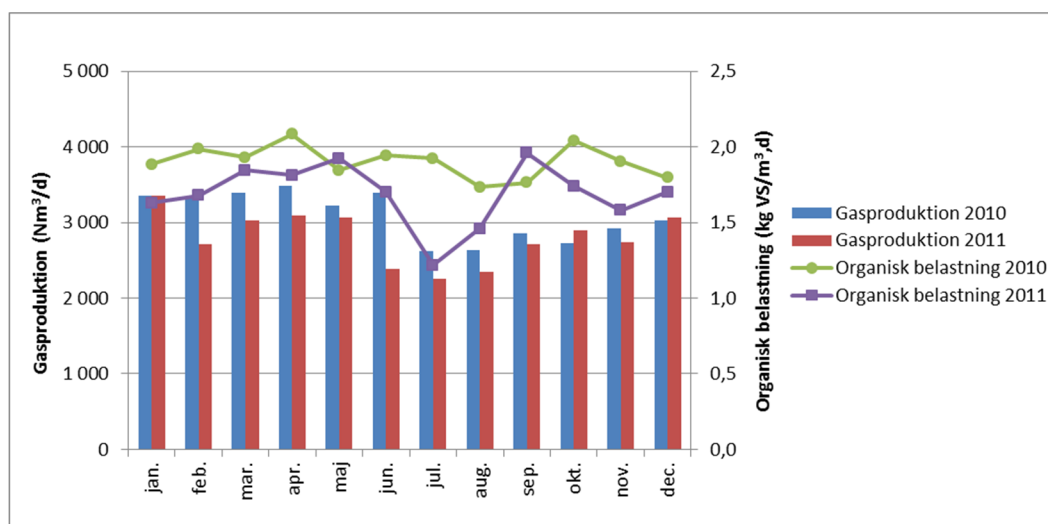
2.2.2 Substrat

På grund av praktiska omständigheter innefattar de försök som redovisas i denna rapport inte alla de substratströmmar som rötas vid Sundets ARV. Projektet inkluderar verkets internslam och allt trekammarbrunnsslam som rötas. Dessa två substratfraktioner representerar 91 procent av den substratvolym som hanteras i Sundets rötkammare och ca 90 % av den normala biogasproduktionen. Resterande 9 % av substratvolymen, som



hamnar utanför projektramen, utgörs framförallt av slam från kommunens mindre reningsverk som körs till Sundet men även av en viss mängd fettavskiljarslam och matavfall från storkök.

Sundets avloppsreningsverk fick under projektperioden in historiskt låga halter av nedbrytbar substans till rötning. De data som ligger till grund för föreliggande rapport inhämtades under perioden juni 2011 till januari 2012. Under sommarhalvåret är det normalt att koncentrationen av nedbrytbar substans går ner, men 2011 gick den ner betydligt mer än 2010 vilket kan utläsas från Figur 1 nedan.



Figur 1. Jämförelse av gasproduktion och biologisk belastning för Sundets rötkammare 2010 och 2011.

2.2.3 Uppskalning av resultat

För att kunna studera hela processkedjan med tvåstegsrötning, del-avvattning och pastörisering har det i detta projekt kombinerats data från Sundets fullstora rötkammare med data från den mobila pilotanläggningens rötkammare och även data hämtad från en 35 l laboratorierötkammare. Denna skillnad i skala har hanterats genom nyttjande av volym- och VS-specifika nyckeltal utifrån vilka systemet extrapolerats till fullskala. När denna rapport presenterar massbalanser för processen i fullskala baserar sig alltså dessa på extrapolering av data som tagits fram i mindre skala. Extrapoleringarna bygger dock på ett gediget dataunderlag framtaget i en pilotanläggning som bedöms representera en storskalig anläggning relativt väl.

2.2.4 Laboratorierötkammare i försöksled 2

Det uppstod flera tekniska driftstörningar på den laboratorierötkammare som användes som det andra rötningssteget i försöksled 2. Problem med uppvärmningssystemet och gasläckage vid omröraraxeln gjorde att det inte gick att få tillförlitliga data från efterrötningssteget i försöksled 2 förrän ungefär 3 veckor innan försöksslut. Därmed kan konstateras att efterrötningen i försöksled 2 drevs under en väsentligt kortare tid än vad som var planerat och att denna tid normalt vore alldeles för kort för att utvärdera en rötningsprocess. I det aktuella fallet har dock slammet i efterrötkammaren en mycket likartad kemisk sammansättning som



slammet i huvudrötkammaren. Dessutom tillförs efterrötkammaren kontinuerligt ”ymp” från huvudrötkammaren. Vår bedömning är därför att det inte behövs lika lång anpassningstid för denna efterrötning för att få användbar data. Den uppnådda gasproduktion överensstämmer dessutom väl med resultaten från de satsvisa utrötningarna av det slam som efterrötades.

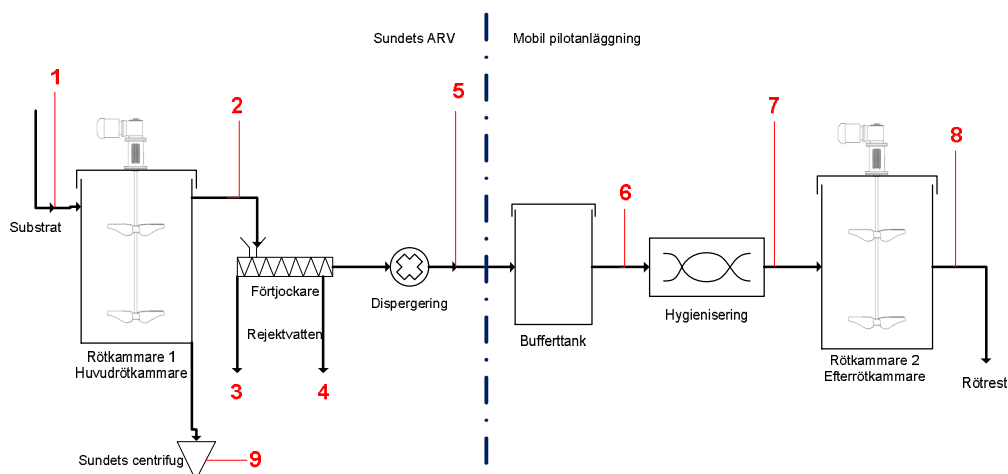
Det finns dock anledning att behandla de resultat som genererades vid efterrötningen i försöksled 2 med viss försiktighet beroende på den korta drifttiden. Dessutom beskickades efterrötkammaren 1 gång per dygn jämfört med pilotrötkammaren (huvudrötkammaren i försöksled 2) som beskickades 5 gånger per dygn vilket ytterligare förstärker motivet till försiktighet.

2.2.5 Lukt- och slamavvattningsförsök

De lukt- och slutavvattningsförsök som genomfördes i Växjö kommuns regi ingick inte inom ramen för föreliggande projekt. Resultaten från dessa försök redovisas ändå i denna rapport då vår bedömning är att det bidrar till helhetsbilden av de koncept som testats, trots att analysmetodiken är av orienterande snarare än vetenskaplig karaktär.

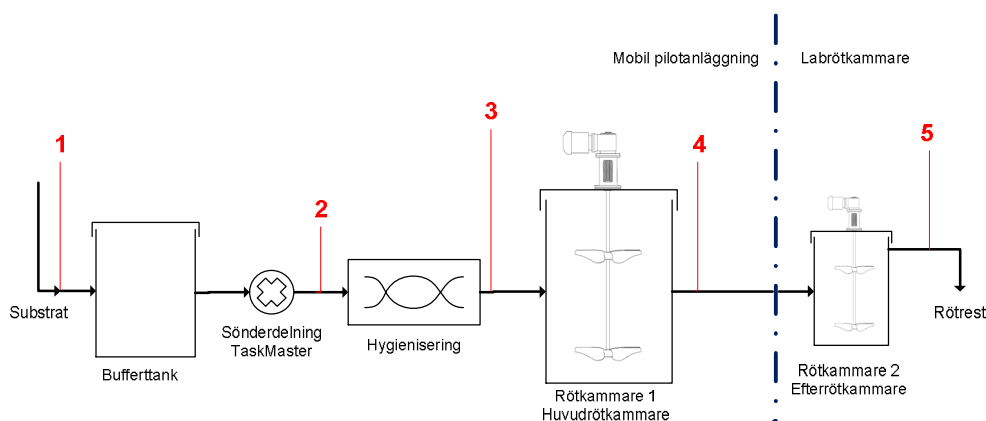
2.3 Försöksuppställningar – beskrivning av försöksled 1 och 2

Försöken var uppdelade i två försöksled. I Figur 2 och 3 presenteras respektive försöksled schematiskt. Under försöksled 1 utvärderades tvåstegsrötning med delavvattning, dispergering och hygienisering mellan de båda rötkammarna. Som en jämförelse utvärderades tvåstegsrötning med endast hygienisering innan det första röttningssteget i försöksled 2. Figur 2 visar en schematisk skiss över försöksuppställningen för försöksled 1 samt provpunkter (1-8) där slamprover inhämtats. Figur 3 visar en schematisk skiss över försöksuppställningen i försöksled 2 samt provpunkter (1-5). Tabell 2 i avsnitt 2.4.1. nedan redovisar vilka analyser som utförts på de prover som hämtats från respektive provpunkt.



Figur 2. Försöksuppställning vid försöksled 1 med numrerade provtagningspunkter.





Figur 3. Försöksuppställning vid försöksled 2 med numrerade provtagningspunkter.

Den hydrauliska uppehållstiden (HRT) i respektive rötkammare för de båda försöksleden redovisas i Tabell 1 nedan. Försökslängden anpassades till HRT i den mobila pilotanläggningens rötkammare vilken sattes till 22 dygn. Varaktigheten av försöksled 1 var tre uppehållstider.

Varaktigheten för försöksled 2 var också planerad till tre uppehållstider. Men på grund av tekniska problem med efterrötkammaren (35-liters laboratorierötkammare) fick försöksledet utökas med en ytterligare en uppehållstid om 22 dagar (se Tabell 2). Tyvärr inträffade den extra uppehållstiden över jul och nyår vilket fick till följd att dokumentationen för inkommande slam till huvudrötkammaren inte kunde utföras på en tillfredsställande nivå. Resultatredovisningen för detta försöksled blir således lite haltande i och med att vissa parametrar baseras på den tredje uppehållstiden medan andra grundar sig på data från den extrainsatta fjärde uppehållstiden.

Uppehållstiderna för rötningsstegen i respektive försöksled redovisas i Tabell 1. Tidangivelser för utförandet av försöksled 1 och 2 anges i Tabell 2. I resultatkapitlet redovisas ofta medelvärden för både sista uppehållstiden och sista veckan för respektive försöksled varför Tabell 2 även identifierar datumen för sista veckan.

Tabell 1. Uppehållstider (HRT) för respektive rötkammare under försöksled 1 och 2.

Försöksled	Rötkammare 1 (HRT dygn)	Rötkammare 2 (HRT dygn)
1	25	22
2	22	22

Vid förändringar på substratet som tillförs rötkammaren kommer miljön inne i rötkammaren att förändras. Det är därför viktigt att dess mikroorganismer får tid att anpassa sig till de nya förhållandena innan dimensionerade biologiska, kemiska och tekniska data fastställs. Därför får de första två uppehållstiderna för de båda försöksleden betraktas som "anpassningstid". Dimensionerande data för försöksledet fastställs således först under den 3:e och sista uppehållstiden (se Tabell 2).



Samtliga försöksrötkammare har vid uppstart ympats med rötkammarinnehåll från Sundets rötkammarare.

Tabell 2. Tidsangivelser för utförandet av försöksled 1 och 2.

Försöksled		Utförandeperiod
1	Anpassning (2 HRT)	22 jun – 1 aug 2011
	Sista uppehållstiden (1 HRT)	1 – 23 aug 2011
	Försöksledets sista vecka	16 – 23 aug 2011
2	Anpassning (2 HRT)	17 okt – 29 nov 2011
	Sista uppehållstiden - huvudrötk. (1 HRT)	29 nov – 20 dec 2011
	Sista uppehållstiden – efterrötk. (1 HRT)	27 dec 2011 – 19 jan 2012
	Försöksledets sista vecka – huvudrötk.	13 – 20 dec 2011
	Försöksledets sista vecka – efterrötk.	13 – 19 jan 2012

2.3.1 Pilotanläggningen

JTI:s mobila pilotanläggning användes i både försöksled 1 och 2. Pilotanläggningen består av en bufferttank på 1,2 m³, två pastöriseringstankar på 600 respektive 300 liter samt en rötkammare om 5 m³ effektiv slamvolym. Alla tankar har väl tilltagna frekvensstyrda omrörare och står på vågceller för att kunna följa volymflöden mellan anläggningens olika processteg. Substrat och slam förflyttas från bufferttank till pastöriseringstank och vidare till rötkammaren och till sist ut till rötrestutloppet med hjälp av tre frekvensstyrda excenterskruvpumpar.

Producerad gasvolym mäts med en fluidistor (Fluid Inventor GD-100) och kompenseras för tryck, temperatur och vatteninnehåll. Biogasen analyseras för innehåll av metan, koldioxid, syre och svavelväte (Biolyzer SSM 6000 Classic). Flödesmätaren kalibreras mot gasblåsa med känd volym och gasanalysatorn kalibreras mot luft och kalibreringsgaser med 60 respektive 90 % metanhalt samt genom saccarometerkontroll av koldioxid och jämförande mätning med bärbart gasanalysinstrument (GA2000). En fackla med gasolpilotlåga förbränner all biogas efter mätning.

Rötkammaren och pastöriseringstankarna är mantlade och värms från en elpanna med maxeffekt på 26 kW. Värmemediet består av propylen-glykol. Alla processmoment i pilotanläggningen är automatiserade via ett PLC-program och alla funktioner kan fjärrstyras över en 3G-uppkoppling. Alla drift och processparametrar loggas kontinuerligt i en fil som kan laddas hem över fjärranslutningen.

All utrustning är monterad på ett 7 x 3 m lastväxlarflak med en 2,7 m hög vinterisolerad överbyggnad med öppningsbara långsidor. Uppställningsplatsen behöver ha tillgång till el (63 A) och vara tillräckligt nära värdanläggningen för att kunna förse pilotanläggningen med substrat och ta tillbaka rötresten via slang. De två bilderna i Figur 4 nedan ger en uppfattning om pilotanläggningens storlek och utseende.





Figur 4. JTI:s mobila pilotanläggning som användes i försöken. Översiktsbild av pilotanläggningen och dess vinterisolerade överbyggnad till vänster och detaljbild på själva pilotrötkammaren till höger.

Pilotanläggningen ställdes upp invid reningsverkets värmeväxlarhall vilket gav ett avstånd på 8 m till närmaste byggnad för att uppfylla kraven i tillståndet för hantering av brandfarlig vara. Substrat tillfördes pilotanläggningen och rötrest återfördes till reningsverket via två armerade slamsugslangar med 100 respektive 50 mm diameter. Slangarna omlindades med värmekabel och vinterisolerades för att undvika bildning av isproppar i det slam som blir stående i slangarna mellan pumpningar. En bild på uppställningen visas i Figur 5 nedan.



Figur 5. Den mobila pilotanläggningen uppställd invid Sundets reningsverk.

2.3.2 Bandavvattningen

Avvattningsutrustningen, som visas i Figur 6, bestod av en Kicab K-500 bandförtjockare med 10 st plogar (uppställning 3-4-3) och silband av typen 6461 som drevs av en frekvensstyrd snäckväxelmotor på 0,75 kW. En paddelomrörare med snäckväxelmotor på 0,37 kW installerades i tanken för inkommande slam. Avvattningsutrustningen var också utrustad med en KSP 1400-180 skruvpres som drevs med hjälp av en frekvensstyrd kuggväxelmotor om 0,55 kW. Inkommande och utgående slam pumpades med två frekvensstyrda excenterskrupumpar och polymeren doserades med en Polymore 30–3,0 polymerupplösare för flytande polymer.



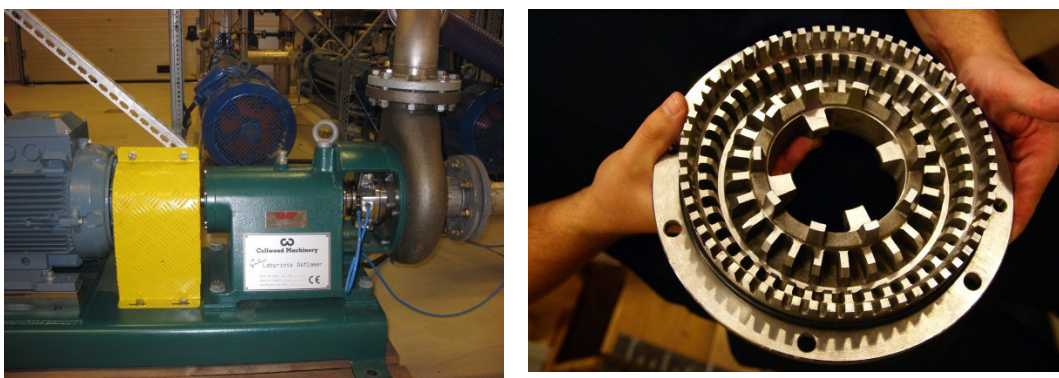


Figur 6. Kicab K-500 bandförtjockare med 10 plogar.

2.3.3 Dispergeringsutrustningen

Dispergeringsutrustningen som provades i försöksled 1 bestod av en Grubbens Labyrinta Deflaker GLD 200 tillverkad av Cellwood Machinery. Deflakern drevs till en början av en 15 kW motor men detta visade sig ge ett för svagt moment varför den byttes ut mot en ny motor med en maxeffekt på 22 kW

Dispergeringsmaskinen beskickades med ungefär 1 m³ förtjockat slam (ca 9 % TS) och kördes vid ett konstant varvtal på 1480 rpm. Bilder på Deflakern och dess skärskiva kan ses i Figur 7. Normalt var slamtrycket in i Deflakern 3 bar.



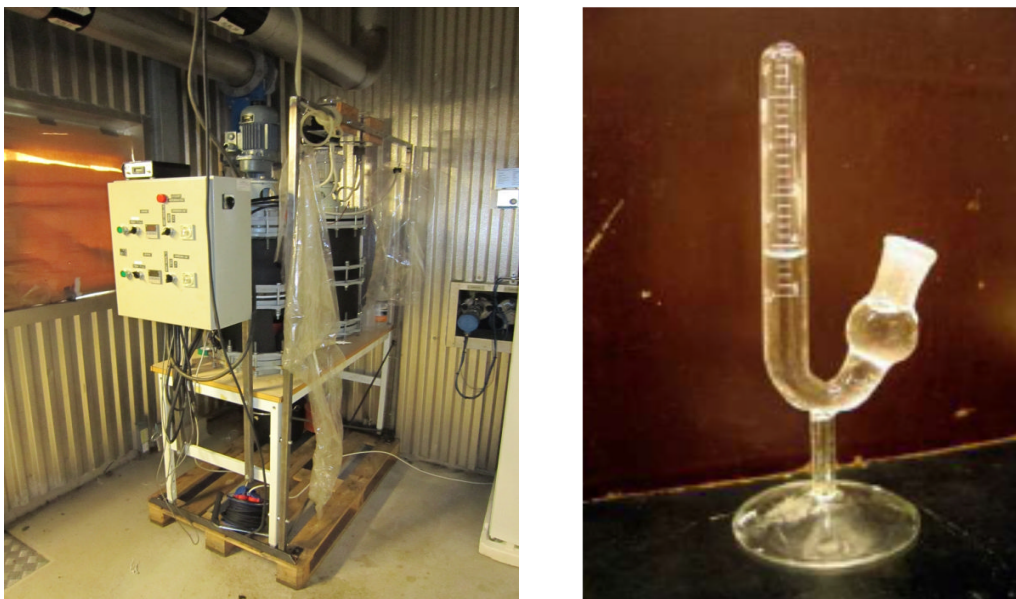
Figur 7. Grubbens Labyrinta Deflaker och dess skärskiva.

2.3.4 Labbrötkammare

Två 35 l laboratorierötkammare ställdes upp på Sundets ARV för att fungera som efterrötningssteg under försöksled 2. I Figur 8 visas en bild av laboratorierötkammaren och Figur 3 visar dess placering i försöksuppställningen. Endast en av de två laboratorierötkammarna användes i försöken. Rötkammaren har en toppmonterad skruvomrörare och ett enklare gashanteringssystem där gasvolymen mäts med hjälp av en vattenfylld bälgmätare innan den samlas upp i en gaspåse. Rötkammaren är eluppvärmd via en värmetejp som är fäst på utsidan av rötkammarens mantelyta. Koldioxidhalten analyserades regelbundet med hjälp av en s.k. Einhorn saccharometer där koldioxid löses i en stark lutlösning och



metanet (och eventuell övrig gas) bildar en mätbar gasbubbla i den slutna rörändan (se Figur 8). Stickprov av biogasen som producerades i laboratorierötkammaren analyserades även med GA2000.



Figur 8. Till vänster en bild på den 35 l laboratorierötkammare som fungerade som efterrötningssteg i försöksled 2 samt till höger en bild på Einhorn saccharometer för bestämning av koldioxidhalt i biogas.

2.4 Provtagning och analyser

Provtagning skedde två gånger i veckan från alla provtagningspunkter beskrivna i Figur 2 och 3. Under de båda försöksledens tre sista veckor intensifierades provtagningen från alla provpunkter till att omfatta måndag till fredag. En del av dagsprov mängden under den intensiva provtagningsperioden aggregerades till tre veckovisa samlingsprov per försöksled. Resterande provmängd analyserades som dagsprov fyra dagar i veckan. Alla prov har lagrats vid 4 °C från provtagning till analys och i den mån biltransporter av prover har skett har dessa transporterats i kyllda lådor. Prover som togs ut för analys av lösliga fettsyror frystes ner och transporterades och lagrades i frusen form fram till dess att de analyserades. Ett metodiskt arbetssätt har tillämpats för att uppnå rena och representativa prov.

2.4.1 Analyser

De prover som tagits ut under projektet har systematiskt analyserats på en lång rad parametrar för att följa utvecklingen under försöket i de olika processtegen. I Tabell 3 redovisas vilka parametrar som analyserats samt vilken metod som använts. De processpunkter från vilka prov hämtats presenteras i Figur 2 och 3.



Tabell 3. Redovisning av de parametrar som analyserats samt var i processen och hur ofta de analyserade proverna tagits. De processpunkter från vilka prov hämtats presenteras i Figur 2 och 3. F1=försöksled 1 och F2=försöksled 2.

Parameter	Processpunkt som analyserats	Högsta analysfrekvens	Metod
TS	Alla	4 ggr/vecka	SS 02 81 13
VS	Alla	4 ggr/vecka	SS 02 81 13
pH	8 F1 2, 3 och 4 F2	1 ggr/vecka	SS 02 81 22
Alkalinitet	4 och 9 F1 2, 3 och 4 F2	1 ggr/vecka	SS-EN ISO 9963-2
Total-C	Alla	1 ggr/vecka	SS-ISO 10694
Total-N	Alla	1 ggr/vecka	SS-ISO 13878 FIA-AN 5202
NH ₄ -N	Alla	1 ggr/vecka	SS ISO 11732 SIS 02 81 34 FIA-AN 5220
PO ₄ ³⁻	Alla	1 ggr/vecka	HACH-Lange LCK 349
Total-P	Alla	1 ggr/vecka	SS 28311 SS-EN ISO 6878:2005 mod
Total-K	Alla	1 ggr/vecka	SS 28311
Spårämnen (Mg, Ca, Na, S)	2, 4 och 8 F1 1, 4 och 5 F2	1ggr/vecka	SS 28311
VFA (till C-7)	4, 8 och 9 F1 4 och 5 F2	1 ggr/vecka	HPLC - refractive index detector HACH-Lange LCK 365
TSS	4 och 9 F1	4 ggr/vecka	SS EN 872:2005 Whatman GF/A 47mm
Fett	1, 2, 6, 7 och 8 F1 2, 3, 4 och 5 F2	1 ggr/försöksled	Determination of fat EG-Tecator, SLU dep animal nutrition and management. Version: 2/2012-09-06
Kolhydrat	1, 2, 6, 7 och 8 F1 2, 3, 4 och 5 F2	1 ggr/försöksled	ISSN 0281-9201
Protein	1, 2, 6, 7 och 8 F1 2, 3, 4 och 5 F2	1 ggr/försöksled	Determination of Total Nitrogen (Protein), SLU dep animal nutrition and management. Version: 1/2012-09-06
Tungmetaller (As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn)	2 och 8 F1 1, 4 och 5 F2	1 ggr/försöksled	ICP-MS
Metanpotential	Alla	1 ggr/försöksled	Satsvis utrötning enligt SGC Rapport 237 - Handbok metanpotential



2.4.2 Insamling och bearbetning av gasdata

Gassammansättningen för huvudrötkammaren i försöksled 1 togs från Sundets loggade driftsdata för deras två rötkammare. Biogasen från efterrötkammaren i försöksled 1 och huvudrötkammaren i försöksled 2 analyserades för innehåll av metan, koldioxid, syre och svavelväte 4 ggr/dygn. Biogasen från efterrötkammaren i försöksled 2 analyserades för innehållet av koldioxid manuellt två gånger om dagen under sista veckan av försöksledet.

Producerad gasvolym noterades fem dagar i veckan för alla rötkammare förutom huvudrötkammaren i försöksled 1 där sammanställd data från Sundets driftsdata användes. Normalisering av gasvolymen från laboratorierötkammaren har skett genom att gasen har antagits ha en temperatur på 25 °C och normaltryck. Normalisering av gasdata från den mobila pilotanläggningen har skett genom att tryck och temperatur automatiskt mäts upp när anläggningen facklar bort gas och volymen mäts.

Nyckeltal för specifik metanproduktion under sista uppehållstiden och sista veckan har beräknats utifrån medeltalet för biogasproduktion, metanhalt, TS-halt, VS-halt och beskickad mängd substrat.

2.5 Massbalansberäkningar

2.5.1 Biologiskt aktiva tankar

Det antas att massflödet av vätska in i tanken är lika med massflödet av vätska ut ($m_{\text{vätska}}$) ur tanken. Den enda massförändringen som sker antas vara mängden torrsustans. Det ger att massan som går ut är:

$$m_{\text{ut}} = m_{\text{vätska}} + m_{\text{ut}} TS_{\text{ut}} \quad (1.1)$$

Där TS_{ut} är TS-halten (massprocent) i utgående massflöde. Vätskeflödet in fås genom att dra bort mängden torrsustans som finns i flödet enligt:

$$m_{\text{vätska}} = m_{\text{in}} - m_{\text{in}} TS_{\text{in}} \quad (1.2)$$

Dessa två samband ger tillsammans ett samband för massflödet ut ur tanken enligt:

$$m_{\text{ut}} = \frac{m_{\text{in}} - TS_{\text{in}} \cdot m_{\text{in}}}{1 - TS_{\text{ut}}} \quad (1.3)$$

Ekvation 1.3 har antagits gälla för rötkamrarna samt bufferttanken där massförlusten antas avgå som gas.

2.5.2 Hygieniseringstank

För hygieniseringssteget har det antagits att det endast är vattenånga som avgår. Det ger att mängden TS är konstant vilket ger ekvation 2:

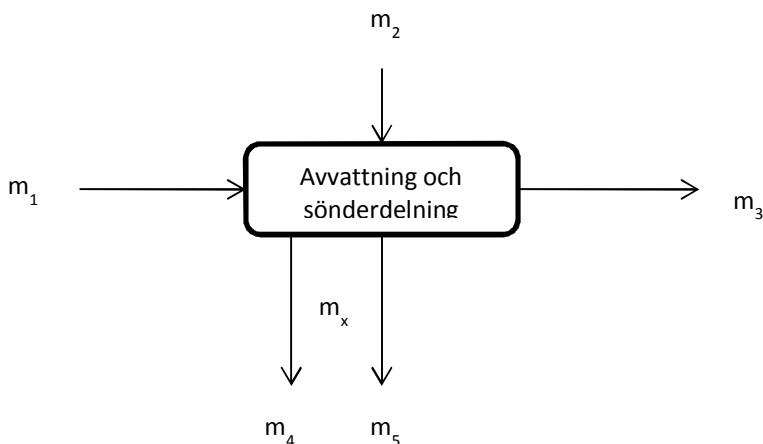
$$m_{\text{ut}} = \frac{TS_{\text{in}} \cdot m_{\text{in}}}{TS_{\text{ut}}} \quad (2)$$

2.5.3 Bandavvattnare och sönderdelare

På grund av de låga halterna TS i rejektivattnet från bandavvattnaren baseras massbalansen över denna på ammonium. Detta bedöms ge en



mer rättvisande balansberäkning då analysmetodiken för ammonium är säkrare än för TS vid likvärdiga koncentrationer. Vidare bygger massbalansen över bandavvattnaren tillsammans med efterföljande sönderdelare på att inget ammonium tillförs via spädvattnet. Figur 9 visar en principskiss över flöden in och ut från bandavvattnaren och sönderdelaren.



Figur 9. Flöden in och ut ur bandavvattnare och sönderdelare. Flöde m_1 kommer från huvudrötkammaren, m_3 går till bufferttanken, m_2 är polymerlösning och sköljvatten, m_4 och m_5 är rejekt från band respektive skruv.

Ekvationerna för att räkna ut flödet av spädvatten till bandavvattnaren är:

$$m_x = m_4 + m_5 \quad (3)$$

$$m_5 = 5\%m_x \quad (4)$$

$$m_4 = 95\%m_x \quad (5)$$

$$m_x = \frac{m_1 \cdot NH4_1 - m_3 \cdot NH4_3}{95\% \cdot NH4_4 + 5\% \cdot NH4_5} \quad (6)$$

$$m_2 = m_x - m_1 + m_3 \quad (7)$$

Ekvation 6 beräknar totala mängden rejekt som behövs för att inget NH_4-N skall gå förlorad över detta processteg med givna NH_4-N koncentrationer och flöden genom m_1 och m_2 . Mängden spädvatten fås med hjälp av ekvation 7.

Ekvation 6 bygger på att flöde m_1 , m_3 är kända och att mängden NH_4-N i m_2 är försumbar. Med dessa antaganden ges den totala mängden NH_4-N som måste lämna detta processteg genom rejektvattnet av:

$$m_{NH4 \text{ rejekt}} = m_1 \cdot NH4_1 - m_3 \cdot NH4_3 \quad (6.1)$$

Det antas att ungefär 95 % av rejektvattnet består av flöde m_4 och resterande 5 % av flöde m_5 . Det ger ekvationen:

$$m_{NH4 \text{ rejekt}} = m_4 \cdot NH4_4 + m_5 \cdot NH4_5 = m_x (95\% \cdot NH4_4 + 5\% \cdot NH4_5) \quad (6.2)$$

Genom insättning av ekvation 6.2 i 6.1 samt omskrivning fås ekvation 6.



2.6 Satsvisa utrötningsförsök

Utrötningsförsöken genomfördes vid en belastning på 3 g_{VS}/l där 2 g_{VS} utgjordes av ymp och 1 g_{VS} kom från det substrat som undersöktes. Rejektet från bandavvattnaren hade dock en VS-halt som var för låg för att det skulle gå att tillsätta tillräckligt med substrat för att uppnå 1 g_{VS} med bibehållet headspace.

Försöken genomfördes i 1 liters flaskor med ett headspace på 300 ml. Försöken genomfördes i triplikat för respektive provpunkt. Även blank och kontroll genomfördes i triplikat.

Ympen hämtades från Sundets huvudrötkammare ungefär en vecka innan utrötningsförsöken genomfördes. Gasvolym bestämdes genom tryckmätning med en digital tryckmätare utrustad med trycksensor GMSD 2BR (-1 000 till 2 000 mbar). Metaninnehållet bestämdes genom analys på gaskromatograf (PerkinElmer ARNEL, Clarus 500).

Utifrån ingående VS-mängd och bestämd gasvolym vid ett antal förutbestämda tidpunkter beräknas metanbildningspotentialen efter olika uppehållstider fram. Metanbildningspotentialen presenteras som en kurva med enheten Nm³_{CH₄}/ton VS. Substratets maximala teoretiska metanbildningspotential motsvaras av det värde som avläses där kurvan planar ut.

2.7 Beräkning av risk för maximal metanslip

Beräkningen utgår från den metanemissionsekvation som IPCC använder vid beräkning av metanavgång från olika processer och objekt. Formeln har modifierats för att passa redovisningsformatet i denna rapport. Den modifierade formeln som används vid beräkningar i denna rapport lyder som följer:

$$E = M_{VS} \cdot B_0 \cdot MCF \quad (8)$$

Där E är emissionsrisken i Nm³_{CH₄}/dygn, M_{VS} är ton VS/dygn, B_0 är den maximala metanbildningspotentialen i Nm³_{CH₄}/ton VS som tas fram enligt den metod som beskrivs i avsnitt 2.6 ovan och MCF är en process- eller objektspecifik realiseringsfaktor för metanbildning, d.v.s. den fraktion av den teoretiskt möjliga metanbildningen som faktiskt realiserar i praktiken (Modifierat från IPCC, 2006).

Beräkningen används i rapporten för att demonstrera reduktionen i maximal risk för metanslip över olika processteg.

2.8 Värmeväxlarberäkningar

Energiberäkningarna är gjorda enligt formel 9.

$$Q_{vrm} = mC(T_2 - T_1) \quad (9)$$

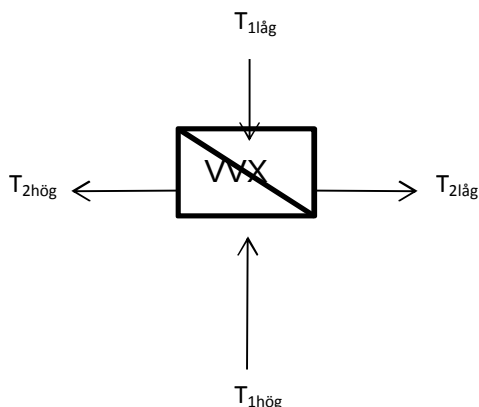
Där Q_{vrm} är värmemängdsändringen, m är massflödet, C är specifik värmekapacitet, T_1 är initial temperatur och T_2 är slutlig temperatur.

På grund av tekniska problem med Sundets värmeväxlare har de varit ur bruk en längre tid. Därför finns inga data att erhålla gällande hur värmeåtervinningssystemet fungerar vid Sundets existerande slamrötning. De värmeväxlingsberäkningar som presenteras i rapporten baserar sig därför



på antaganden som tar stöd i litteraturen. Slammets specifika värmekapacitet har hämtats från Andersson (2011). Den specifika värmekapaciteten 3,8 kJ/kg, K används för det förtjockade slammet i försöksled 1 medan 4 kJ/kg, K används för icke förtjockat slam i försöksled 1 och 2 samt i den referenskonfiguration som används i avsnitt 3.3.3 nedan.

Verkningsgraden för en värmeväxlare definieras i ekvation 10 i enlighet med Granryd (1978). Figur 10 anger de benämningar på flöden in och ut ur en värmeväxlare som används i ekvation 10.



Figur 10. Benämning av flöden genom en värmeväxlare som används i ekvation 9 för att definierar verkningsgraden för en värmeväxlare.

$$\eta = \frac{T_{1hög} - T_{2hög}}{T_{1hög} - T_{1låg}} \cdot 100 \quad (10)$$

För värmeväxling av inkommande kallt substrat mot 37-gradigt rötslam eller kylvatten från rötkammare har en verkningsgrad på 44 % räknats fram från de in- och utgående temperaturer som anges i Starberger m.fl. (2005). Verkningsgraden vid värmeväxling av inkommande substrat till pastöriseringstanken mot 70-gradigt pastöriserat slam är satt till 55 % och baserar sig på verkliga uppmätta in- och uttemperaturer för en nyligen rengjord värmeväxlare (Liljestam Cerruto, 2011).

Exempelutformningen av värmeåtervinningssystemen har anpassats så att substratflödesspecifikt värmebehov ligger inom det intervall på 15 – 26 kWh/ton för mesofilt drivna anläggningar med hygienisering som rapporteras av Lantz m.fl. (2009).

2.9 Luktreduceringsförsök

Personalen på Sundets avloppsreningsverk utförde under den senare delen av försöksperioden ett eget orienterande test av luktreduceringsutrustning. Syftet var att ta fram ett gångbart alternativ för att reducera den obehagliga lukten från pastöriseringen av rötslammet. Den mobila pilotanläggningens pastöriseringstankar har ett ventilationssystem med en separat sugande fläkt. Luktreduceringsutrustningen monterades direkt på ventilationsledningen på sådant sätt att den existerande ventilationsfläkten sög tankgaserna genom luktreduceringsutrustningen och vidare ut till det klassade gasutrymmet ovanför rötkammarens lock.



De luktreduceringsutrustningar som provades var ett aktivt-kolfilter från MT-Scandinavia och Aero 1000 OD från Spångs ProcessTeknik AB. Obehandlad ventilationsluft bedömdes med avseende på lukt av Sundets personal (subjektiv bedömning) och analyserades för VOC och H₂S med hjälp av en MT-GfG G460 Microdetector II. Den behandlade ventilationsluften bedömdes med avseende på lukt av Sundets personal (subjektiv bedömning). Ingen mätning av VOC och H₂S utfördes på den behandlade ventilationsluften.

2.10 Avvattningsförsök

Personalen på Sundet genomförde även orienterande slutavvattnings-tester i egen regi. Avvattningstestet utfördes av polymerleverantör. Polymeren tillsätts med en lösningskoncentration på 0,1 % till 100 ml rötslam i en 0,5 l bägare. Därefter hålls blandningen fram och tillbaka mellan två 0,5 l bägare. Antalet överhållningar räknas fram till det att optimal flockstorlek uppnåtts. Flockstruktur, flockstorlek och vattenfasens klarhet utvärderas subjektivt. Slutligen hålls blandningen fram och tillbaka mellan bägarna 20 gånger till för att få ett relativt mått på flockstyrkan.

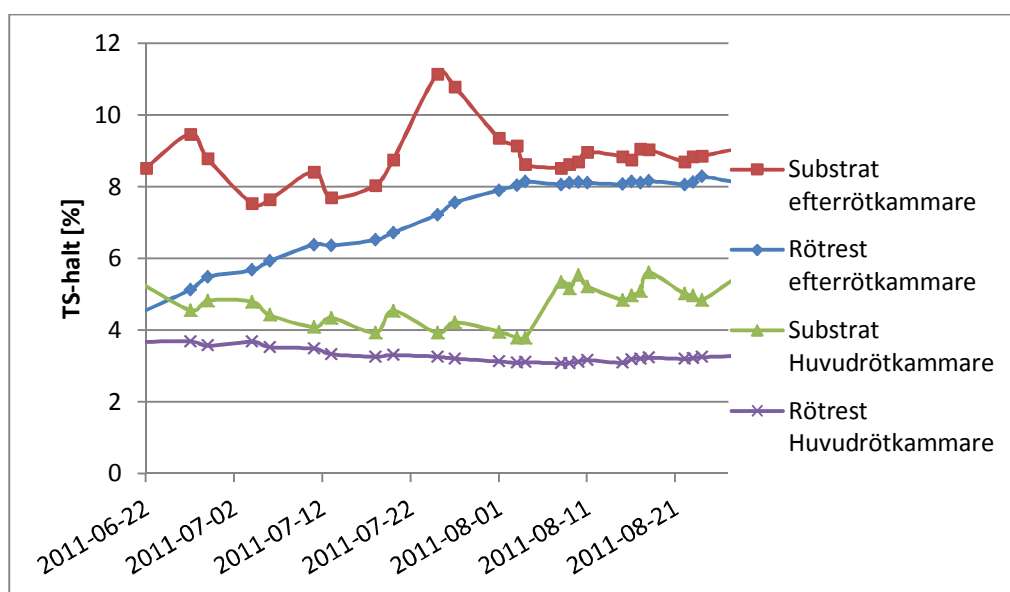


3. Resultat

3.1 Försöksled 1

3.1.1 Processuppföljning

Försökssupställningen till försöksled 1 redovisas i Figur 2. Försöksledet inleddes med anpassningsperiod mellan den 22 juni till den 1 augusti (se Tabell 2). Under anpassningsperioden höjdes TS-halten i efterrötkammaren från en nivå strax under 4 % TS till strax över 8 % TS (se Figur 11). Därefter inföll sista uppehållstiden mellan 1 och 23 augusti under vilken driftförhållandena är konstanta och TS-halten i efterrötkammaren ligger på ungefär 8,1 % och huvudrötkammaren på 3,1 %.



Figur 11. TS-halter i ingående substrat samt i rötkammare 1 och 2, vilket är detsamma som TS-halten i rötresten från respektive rötkammare.

Processen under sista uppehållstiden var stabil. Mängden VFA i efterrötkammaren låg konstant under 0,2 g/l för hela försöksledet vilket kan anses vara låga nivåer. Alkaliniteten i efterrötkammaren har legat på ungefär 5,4 g CaCO_3/l . Jarvis och Schnürer (2009) anger att en stabil process bör ligga mellan 3 och 15 g HCO_3/l , vilket motsvarar ungefär 2,5–12 g CaCO_3/l . pH har legat vid 7,8 med en variation från 7,5–7,9. Bilaga 3 visar hur VFA, alkalinitet och pH har varierat i efterrötningsprocessen under försöksled 1.

3.1.2 Substratsammansättning och gasproduktion

I Tabell 4 nedan karakteriseras substrat in till och rötrest ut från de båda rötkamrarna under försöksled 1.



Tabell 4 Substrat och rötrestegenskaper för huvudrötkammare och efterrötkammare från försöksled 1 (sista uppehållstiden). Alla vikter anges som kg våtvikt.

	Huvudrötkammare		Efterrötkammare	
	Substrat (provpunkt 1)	Rötrest (provpunkt 2)	Substrat (provpunkt 7)	Rötrest (provpunkt 8)
TS (vikt %)	4,9	3,1	8,8	8,1
VS (% av TS)	76,6	63,8	62,4	59,8
Tot-N (g/kg)*	2,3	2,5	4,6	4,5
Org-N (g/kg)	1,8	1,1	2,8	2,3
NH ₄ -N (g/kg)	0,5	1,4	1,8	2,2
Tot-C (g/kg)	21	10	30	25
C/N-kvot**	9,1	4,0	6,5	5,6

* Beräknad som summan av organiskt kväve och ammonium, ** C/N-kvot baserad på total-C och total-N

Den uppmätta utrötningsgraden över huvudrötkammaren var under försöksperioden 47 % och för efterrötkammaren var utrötningsgraden 12 %. Det bör dock nämnas att TS och VS halterna även sjunkit över bufferttanken. Tas även hänsyn till detta fås en utrötningsgrad för bufferttank och efterrötkammare på 21 % eftersom det avvattnade slammet som nådde bufferttanken hade en genomsnittlig TS-halt på 9,8 % och VS-halt på 64 % (se Bilaga 4).

Huvudrötkammaren har i denna försökssupställning representerats av Sundets båda rötkammare som under sista uppehållstiden av försöksled 1, utifrån en total effektiv rötkammarvolym på 3400 m³, producerade 2 000 Nm³_{biogas}/d med en metanhalt på 63 %. Som nämnts i avsnittet avgränsningar och begränsningar representerar det substrat som ingår i dessa försök ca 90 % av den totala biogasproduktionen. Detta ger att Sundets huvudrötkammare skulle ge ungefär 1 800 Nm³_{biogas}/d med de substratfraktioner som inkluderas i detta projekt. Flödet av inkluderade slamfraktioner (internslam och trekammarbrunnsslam) under försöksledets sista uppehållstid var 114 ton/d. Dessa värden har använts för att räkna fram nyckeltal för den sista uppehållstiden under försöksled 1. Beräknade nyckeltal redovisas i Tabell 5 nedan.

Efterrötkammaren representeras av JTI:s mobila pilotrötkammare. Biogasproduktionen i denna var under sista veckan 0,41 Nm³/m³_{aktiv}, d. Motsvarande värde under sista uppehållstiden var 0,38 Nm³/m³_{aktiv}, d. Biogasen hade en hög metankoncentration (>70 %). Under den sista uppehållstiden var medelvärdet för metanhalten 74, % och koldioxidhalten 26 %. Detta gäller även för försöksledets sista vecka. Detta resulterar i en metanproduktion under sista uppehållstiden på 0,28 Nm³/m³_{aktiv}, d och sista veckan på 0,30 Nm³/m³_{aktiv}, d. Under sista uppehållstiden var den specifika metanproduktionen således 115 Nm³_{metan}/ton_{VS} och under sista veckan 121 Nm³_{metan}/ton_{VS}. Även dessa nyckeltal sammanfattas i Tabell 5. Grafer över biogasproduktion och gassammansättning finns i Bilaga 1.



Tabell 5. Biogasproduktion för huvudrötkammaren och efterrötkammaren under försöksled 1.

	Huvudrötkammaren*	Efterrötkammaren	
	Sista uppehållstiden	Sista uppehållstiden	Sista veckan
Volymspecifikt biogasutbyte	0,53 Nm ³ /m ³ _{aktiv, d}	0,38 Nm ³ /m ³ _{aktiv, d}	0,41 Nm ³ /m ³ _{aktiv, d}
VS-specifikt metanutbyte	265 Nm ³ _{CH4} /ton _{VS}	115 Nm ³ _{CH4} /ton _{VS}	121 Nm ³ _{CH4} /ton _{VS}
Organisk belastning	1,3 kg VS/m ³ , d	1,4 kg VS/m ³ , d	1,4 kg VS/m ³ , d
Metanhalt	63 %	74 %	74 %

* Dessa värden baseras på ett slamflöde på 114 ton/dag, en biogasproduktion på 1 800 Nm³/dygn och en effektiv rötkammarvolym på 3400m³.

Nedbrytningen över bufferttanken har i detta försöksled antagits bero på en hydrolysisprocess. Tyvärr har inga fettsyraanalyser gjorts för bufferttanken som skulle kunna styrka denna teori. Däremot går det utifrån genomförda utrotningsförsök att se att den VS-specifika metanbildningspotentialen efter bufferttanken är högre än före bufferttanken (se Tabell 6). Denna tendens syns även om metanpotentialen multipliceras med VS-koncentrationen i respektive provpunkt. Samma fenomen går att se över hygieniseringssteget där metanbildningspotentialen också stiger.

Tabell 6. Metanbildningspotential efter 15, 24 och 84 dagars uppehållstid (Nm³CH₄/ton VS) fullständiga utrotningskurvor finns i Bilaga 2.

Provpunkt	15 dagar	24 dagar	84 dagar	CH ₄ -halt [%]
1 (Substrat)	235	271	357	60 - 70
2 (Rötrest huvudrötkammare)	33	52	131	50 - 60
3 (Rejekt 1 bandavvattare)	-13	-5	72	45 - 52
4 (Rejekt 2 bandavvattare)	22	34	51	45 - 53
5 (Avvattnad rötrest)	28	43	118	50 - 57
6 (Bufferttank)	44	63	138	53 - 59
7 (Efter hygienisering)	56	76	148	53 - 60
8 (Rötrest efterrötkammare)	14	24	52	45 - 56

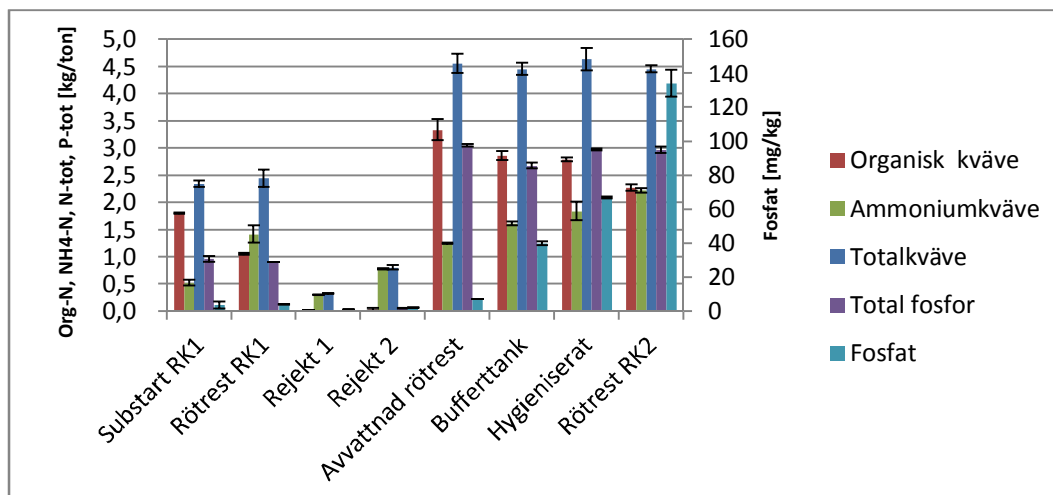
Genom att röta slammet sänks metanpotentialen från knappt 360 Nm³_{CH4}/ton VS för orötat slam till 130 Nm³_{CH4}/ton VS efter huvudrötkammaren ytterligare ner till 52 Nm³_{CH4}/ton VS för rötresten från efterrötkammaren.

3.1.3 Näringsämnen och tungmetaller i rötslam

Bildandet av ammonium och fosfat är två viktiga bieffekter vid rötning. En mer detaljerad diskussion kring fosfordynamiken finns att läsa i avsnitt 4.4.4. Figur 13 visar hur koncentrationen av kväve och fosfor ändras över de olika processtegen. Ammoniumhalten stiger över båda rötkamrarna samt även när slammet passerar bufferttanken. Under avvattningen bildas tre fraktioner. Två rejekt, ett från bandet och ett från skruven, samt det avvattnade slammet. Rejekten innehåller små mängder fast material och därav låga koncentrationer av organiskt kväve. Däremot innehåller rejektet



betydande mängder ammoniumkväve. Anledningen att halten ammoniumkväve ej är den samma i rejektet som i rötresten från huvudrötkammaren beror på att det tillsätts spolvatten till bandavvattnaren vilket späder ut rejektet. Den avvattnade fraktionen har en betydligt högre koncentration av organiskt kväve än övrigt slam. Koncentrationen av fosfat stiger över rötkammare, bufferttank och hygienisering.



Figur 13. Kväve- och fosforinnehållet i respektive provpunkt under försöksled 1 för sista uppehållstiden baserat på tre veckoprover (standardavvikelsen mellan dessa prover redovisad). Enheterna i figuren baseras på våtvikt.

Tabell 7 visar näringsinnehållet i den ej avvattnade rötresten från huvudrötkammaren respektive efterrötkammaren. Även koncentrationen av tungmetaller i utflödet från huvudrötkammaren och efterrötkammaren redovisas i Tabell 7. Sundets ARV är certifierat enligt REVAQ vilket innebär att förhållandet mellan kadmium och fosfor ej får överstiga 33 mg Cd/kg P för 2012 i det slutavvattnade rötslammet. Fram till 2025 kommer denna gräns att gradvis skärpas till 17 mg Cd/kg P (REVAQ, 2011). Kvoten för den ej avvattnade rötresten under detta försöksled blev 31 mg Cd/kg P för huvudrötkammaren och 32 mg Cd/kg P för efterrötkammaren (baserat på ett provtillfälle).



Tabell 7. Koncentration av näringsämnen och tungmetaller per ton TS i rötresten från huvudrötkammaren respektive efterrötkammaren.

	Huvudrötkammare	Efterrötkammare
Organiskt kväve (kg/ton)	35	28
Ammoniumkväve (kg/ton)	47	27
Fosfat (g/ton)	131	1652
Totalfosfor (kg/ton)	30	37
Kalium (kg/ton)	3,6	1,5
Magnesium (kg/ton)	3,0	2,6
Kalcium (kg/ton)	14	16
Natrium (kg/ton)	2,6	1,2
Svavel (kg/ton)	9,1	12
As (g/ton)	2,1	2,4
Ba (g/ton)	229	292
Cd (g/ton)	0,9	1,0
Co (g/ton)	6,5	8,2
Cr (g/ton)	10	12
Cu (g/ton)	256	336
Hg (g/ton)	0,6	0,5
Ni (g/ton)	15	19
Pb (g/ton)	12	14
V (g/ton)	10	12
Zn (g/ton)	494	625

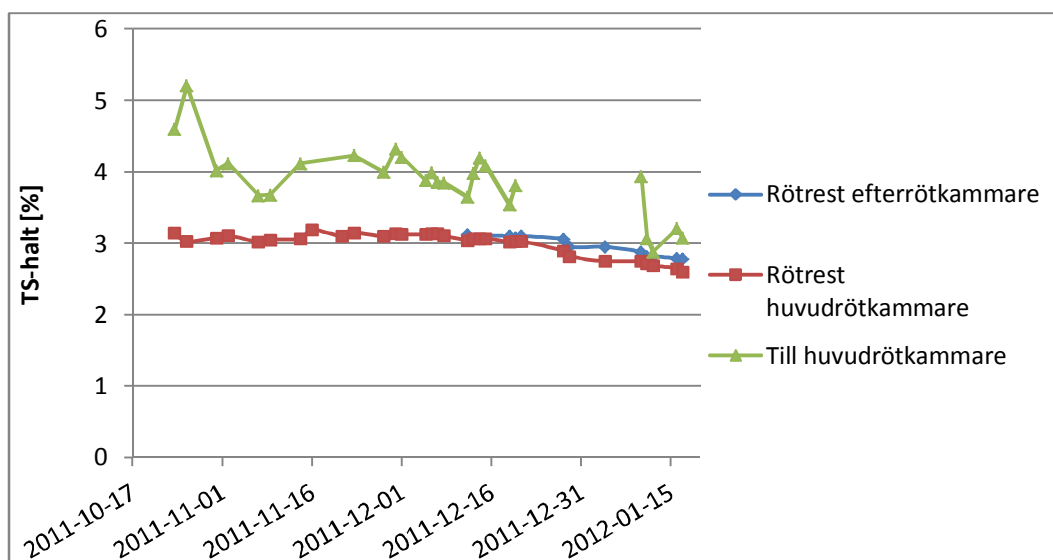
3.2 Försöksled 2

3.2.1 Processuppföljning

Försökupställning för försöksled 2 redovisas i Figur 3. Detta försöksled inleddes med en anpassningsperiod på två uppehållstider mellan 17 oktober och 29 november. Eftersom huvudrötkammaren ympats med rötkammarinnehåll från Sundets rötkammare var anpassningstiden främst för att utesluta inverkan av det hygieniserade substrat som tillförts under försöksled 1. TS-halten i huvudrötkammaren under anpassningsperioden och sista uppehållstiden ligger förhållandevis stabilt strax över 3 % (se Figur 14).

Efterrötkammaren startades samtidigt som huvudrötkammaren. Dock havererade uppvärmningssystemet efter en kortare driftsperiod. Detta var åtgärdat den 21 december och från detta datum drevs processen kontinuerligt. Därefter upptäcktes gasläckage från omröraraxeln som åtgärdades med efterföljande täthetskontroll. Tillförlitlig gasdata finns därför endast för perioden 17 december till 19 januari då försöket avslutades. Under den perioden sjönk TS-halten i första rötningssteget snabbare än för andra steget (se Figur 14). Detta misstänks bero på att TS-halten i inkommande slam till avloppsreningsverket sjunkit under samma tidsperiod. Tyvärr saknas TS-mätningar för substrat till huvudrötkammaren en period till följd av julleddighet.





Figur 14. TS-halter i ingående substrat samt reaktor 1 och 2

VFA halterna var mindre än 0,3 g/l i både första och andra rötkammaren under hela försöksledet. Alkaliniteten för huvudrötkammaren låg under sista uppehållstiden på 4,8 g CaCO_3/l . Under sista uppehållstiden hade huvudrötkammaren ett pH på 7,7 i medel och motsvarande siffra för efterrötkammaren var 7,8. Bilaga 3 visar hur VFA, alkalinitet och pH har varierat i efterrötningsprocessen under försöksled 2.

3.2.2 Substratsammansättning och gasproduktion

I Tabell 8 nedan karakteriseras substrat in till och rötrest ut från huvud- och efterrötkammaren samt råslammet som kommer från Sundets reningsverk. Det bör dock nämnas att mätvärdena för efterrötkammaren ej är fullt representativa för en process i jämvikt. De värden som redovisas för efterrötkammaren baseras på data insamlad under sista ordinarie uppehållstiden.

Tabell 8. Substrat och rötrestegenskaper för huvudrötkammare och efterrötkammare från försöksled 2 (sista uppehållstiden). Alla vikter anges som kg våtvikt.

	Färskt substrat	Huvudrötkammare		Efter-rötkammare
	(provpunkt 1)	Substrat (provpunkt 3)	Rötrest (provpunkt 4)	Rötrest* (provpunkt 5)
TS (vikt %)	4,3	3,9	3,1	3,0
VS (% av TS)	74	71	62	61
Tot-N (g/kg)**	2,1	2,6	2,7	2,8
Org-N (g/kg)	1,8	1,7	1,0	1,0
NH ₄ -N (g/kg)	0,3	0,9	1,7	1,9
Tot-C (g/kg)	17	15	9,9	9,8
C/N-kvot***	8,1	5,9	3,7	3,5

* denna data är baserad på perioden 29 nov – 20 dec p.g.a. att TS-halten inte var stabil i efterrötkammaren under dess sista uppehållstid enligt den definition som redovisas i Tabell 2, ** beräknad som summan av organisktkväve och ammonium, *** C/N-kvot baserad på total-C och total-N



Huvudrötkammaren har en utrötningsgrad på 36 %. Om hänsyn tas till det VS-innehåll som förloras i bufferttanken fås en utrötningsgrad på 44 %, vilket är jämförbart med Sundets huvudrötkammare som under försöksled 1 hade en utrötningsgrad på 47 %. Försöksled 2 visar dock på en förlust av organiskt material från bufferttanken. De satsvisa utrötningarna visar att metanpotentialen, till skillnad från försöksled 1, sjunker över bufferttanken i försöksled 2 (se Tabell 10). Om förlusten av organiskt material från bufferttanken är i form av hydrolysgaser eller om det sker en aerob nedbrytning i bufferttanken är oklart eftersom mikrobiella aktiviteterna i bufferttanken ej studerades i denna undersökning.

Utrötningsgraden för efterrötkammaren var under sista ordinarie uppehållstiden 5 %. Under den efterföljande uppehållstiden under julhelgen och början av januari sjunker TS-halten i ingående substrat snabbare än TS-halten i efterrötkammaren vilket resulterade att utrötningsgrad ej är ett tillämpligt koncept för denna period. Om VS-reduktion istället räknas fram baserat på den uppmätta biogasproduktionen för efterrötkammaren under perioden blir utrötningsgraden ca 7 %.

Koldioxid- och metanhalterna för huvudrötkammaren har fluktuerat något under försöksled 2. Under sista uppehållstiden var medelvärdet för metanhalten 73 % och koldioxid 26 %. Sista veckan var metanhalten något högre (74 %) och koldioxidhalten något lägre (25 %).

Biogasproduktionen under sista uppehållstiden var $0,49 \text{ Nm}^3/\text{m}^3_{\text{aktiv}}, \text{ d}$ och metanproduktionen var $0,36 \text{ Nm}^3/\text{m}^3_{\text{aktiv}}, \text{ d}$. Under sista veckan var biogasproduktionen $0,46 \text{ Nm}^3/\text{m}^3_{\text{aktiv}}, \text{ d}$ och metanproduktionen var $0,34 \text{ Nm}^3/\text{m}^3_{\text{aktiv}}, \text{ d}$.

Under sista uppehållstiden var den specifika metanproduktionen $290 \text{ Nm}^3_{\text{CH}_4}/\text{ton}_{\text{VS}}$ och under sista veckan $278 \text{ Nm}^3_{\text{CH}_4}/\text{ton}_{\text{VS}}$. Tabell 9 redovisar en sammanställning av driftsdata som nyckeltal för försöksled 2. Grafer över biogasproduktion och gassammansättning finns i Bilaga 1.

Som tidigare nämnts förlängdes försöksledet för efterrötkammaren p.g.a. tekniska problem. Ett haveri på uppvärmningssystemet fördröjde driftstarten fram till 21 november. Därefter ledde ett läckage i gassystemet till att inga gasdata registrerades förrän den 17:e december. Därför har en period från 28 december till 19 januari fått representera sista uppehållstiden med avseende på biogasproduktion för efterrötkammaren. Det är driftsdata för denna period som redovisas för efterrötkammaren i Tabell 9.

Tabell 9. Biogasproduktionen för huvudrötkammare och efterrötkammare under försöksled 2.

	Huvudrötkammaren		Efterrötkammaren	
	Sista uppehållstiden	Sista veckan	Sista uppehållstiden	Sista veckan
Volymspecifikt biogasutbyte	$0,49 \text{ Nm}^3/\text{m}^3_{\text{aktiv}}, \text{ d}$	$0,46 \text{ Nm}^3/\text{m}^3_{\text{aktiv}}, \text{ d}$	$0,047 \text{ Nm}^3/\text{m}^3_{\text{aktiv}}, \text{ d}$	$0,043 \text{ Nm}^3/\text{m}^3_{\text{aktiv}}, \text{ d}$
VS specifikt metanutbyte	$290 \text{ Nm}^3_{\text{CH}_4}/\text{ton}_{\text{VS}}$	$278 \text{ Nm}^3_{\text{CH}_4}/\text{ton}_{\text{VS}}$	$50 \text{ Nm}^3_{\text{CH}_4}/\text{ton}_{\text{VS}}$	$43 \text{ Nm}^3_{\text{CH}_4}/\text{ton}_{\text{VS}}$
Organisk belastning	$1,2 \text{ kg VS}/\text{m}^3, \text{ d}$	$1,2 \text{ kg VS}/\text{m}^3, \text{ d}$	$0,7 \text{ kg VS}/\text{m}^3, \text{ d}$	$0,7 \text{ kg VS}/\text{m}^3, \text{ d}$
Metanhalt	73 %	74 %	73 % *	73 %

* metanhalten analyserades ej under hela denna tidsperiod så siffran är ett antagande



Hygieniseringen tycks inte ha någon stor inverkan på metanpotentialen i försöksled 2 (se Tabell 10). I samma tabell kan även utläsas att metanpotentialen minskar över bufferttanken.

Tabell 10. Metanbildningspotential efter 14, 20 och 77 dagars uppehållstid (Nm^3 metan/ton VS) fullständiga utrötningskurvor finns i Bilaga 2.

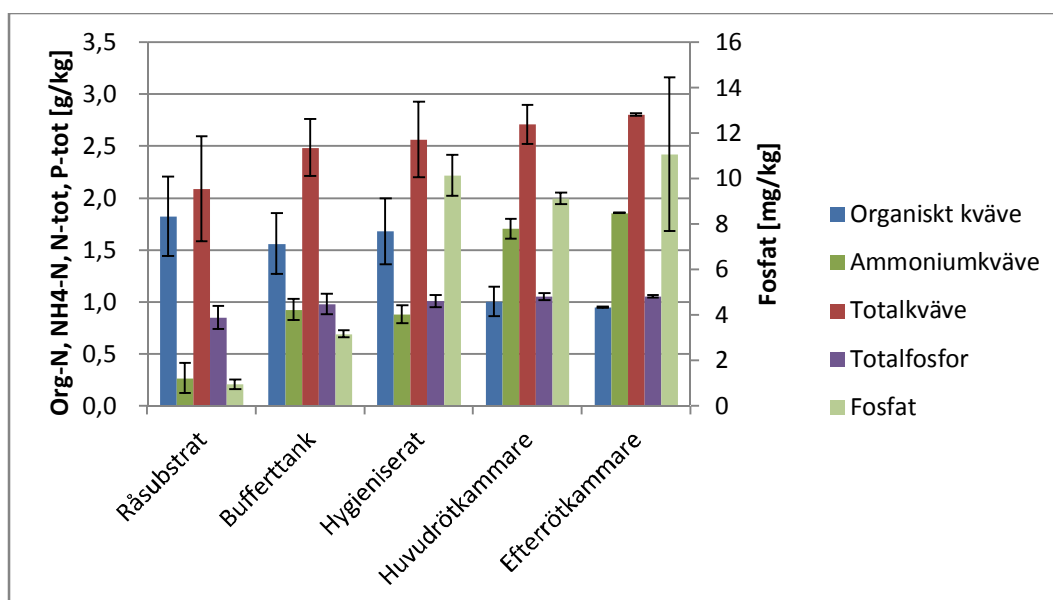
Provpunkt	14 dagar	20 dagar	77 dagar	CH ₄ -halt [%]
1. Råslam från Sundet	254	276	329	59-68
2. Bufferttank	175	191	249	54-68
3. Efter hygienisering	180	195	233	53-68
4. Rötrest huvudrötkammare	34	44	89	43-68
5. Rötrest eftererrötkammare*	2	8	41	40-50

* efter 12, 20 respektive 70 dagar p.g.a. att detta utrötningsförsök genomfördes separat från de övriga

3.2.3 Näringsämnen och tungmetaller i rötslam

Figur 15 visar hur koncentrationen av ammonium och fosfat förändras över de olika processtegen. Det var en nedåtgående trend i koncentrationerna av fosfor och kväve i slammet från Sundets reningsverk under sista uppehållstiden. Det förklarar den höga standardavvikelsen för de tre första processtegen. Den höga standardavvikelsen för fosfat i eftererrötkammaren beror dock på att detta prov endast är baserat på två mätvärden istället för tre.

Ammoniumhalten stiger över huvudrötkammaren och bufferttanken. Däremot är koncentrationsökningen över eftererrötkammaren låg.



Figur 15. Kväve- och fosforinnehållet i respektive provpunkt under försöksled 2 för sista uppehållstiden baserat på tre veckoprover (standardavvikelsen mellan veckoproverna redovisad). Enheterna i figuren baseras på våtvikt.

Tabell 11 visar närings- och tungmetallinnehåll i den ej avvattade rötresten från huvudrötkammaren respektive eftererrötkammaren. Koncentra-



tionerna redovisas som funktion av TS-innehåll. Cd/P-kvoten var för huvudrötkammaren 27 mg/kg och efterrötkammaren 30 mg/kg i försöksled 2. Det kan jämföras med 31 mg/kg för huvudrötkammaren och 32 mg i efterrötkammaren under försöksled 1. Denna skillnad visar troligtvis mer på variationer i Sundets råslam över tiden än en skillnad mellan försöksleden.

Tabell 11. Koncentration av näringsämnen och tungmetaller per ton TS i rötresten från huvudrötkammaren respektive efterrötkammaren.

	Huvudrötkammare	Efterrötkammare
Organiskt kväve (kg/ton)	33	31
Ammoniumkväve (kg/ton)	56	61
Fosfat (g/ton)	299	364
Totalfosfor (kg/ton)	34	35
Totalt kalium (kg/ton)	4,4	4,7
Totalt magnesium (kg/ton)	2,8	3,1
Totalt kalcium (kg/ton)	14	16
As (g/ton)	2,6	2,7
Ba (g/ton)	278	299
Cd (g/ton)	0,9	1,0
Co (g/ton)	5,6	6,7
Cr (g/ton)	14	15
Cu (g/ton)	285	343
Hg (g/ton)	0,5	0,6
Ni (g/ton)	18	21
Pb (g/ton)	12	15
V (g/ton)	15	15
Zn (g/ton)	523	606

* tungmetaller är baserade på ett dagsprov taget 17/1 och näringsämnen baserade på tre veckoprov tagna för sista uppehållstiden

3.3 Jämförelse försöksled 1 och 2

3.3.1 Nyckeltal

Tabell 12 redovisar nyckeltal som ligger till grund för jämförelser mellan de båda försöksleden. Generellt baseras jämförelserna på data från sista uppehållstiden av respektive försöksled. För efterrötkammaren i försöksled 1 redovisas även gasproduktion från sista veckan eftersom gasproduktionen hade en lätt stigande trend under sista uppehållstiden (se Bilaga 1).



Tabell 12. Nyckeltal från sista uppehållstiden av försöksled 1 och 2 (för efterrötkammaren försöksled 1 anges inom parantes även nyckeltal för gasproduktionen under sista veckan). FL1=försöksled 1 och FL2=försöksled 2.

	Volymspecifikt biogasutbyte	VS-specifikt metanutbyte	Organisk belastning	Metanhalt
	Nm ³ /m ³ , d	Nm ³ CH ₄ / ton VS	kg VS/m ³ , d	%
FL1				
Huvudrötkammare	0,53	265	1,3	63 %
Efterrötkammare*	0,38 (0,41)	115 (121)	1,4	74 %
FL2				
Huvudrötkammare	0,49	290	1,2	73 %
Efterrötkammare	0,05	50	0,7	73 %

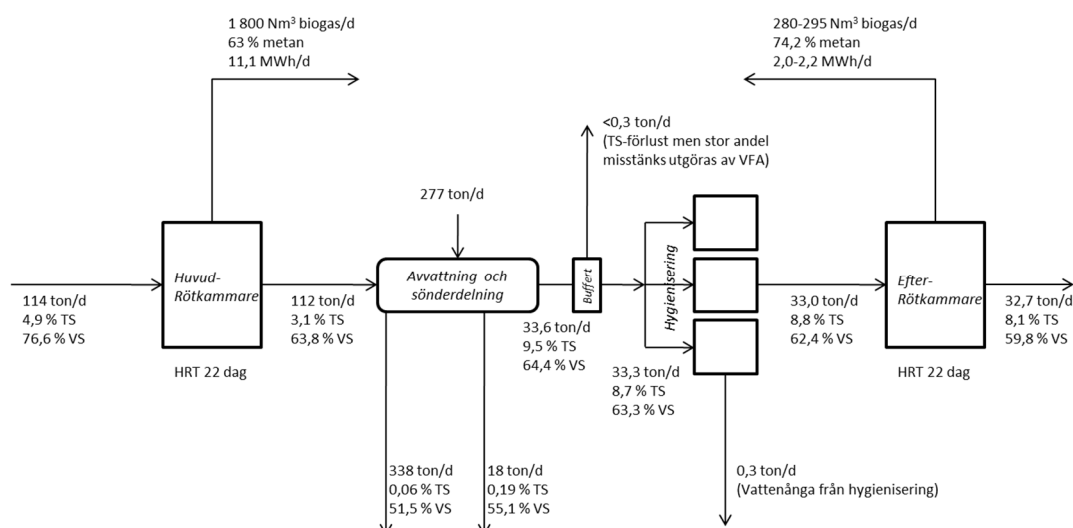
* Värden inom parantes baseras på sista driftsveckan

3.3.2 Biogasproduktion uppskalat till fullskala för jämförande analys

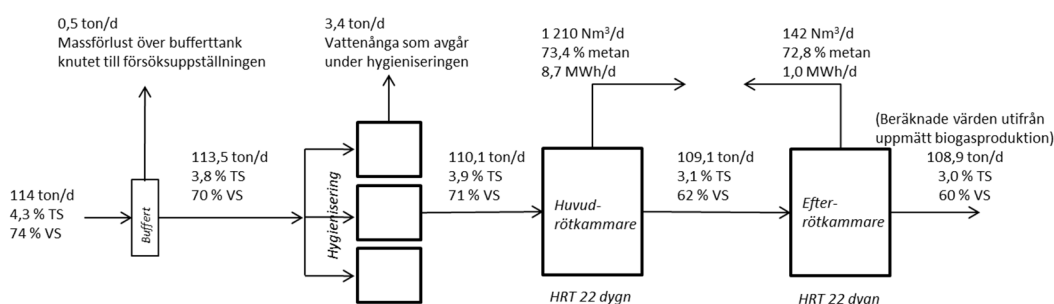
Dimensionerande flöde för uppskalning till fullskala bygger på faktiskt slamflöde in till Sundets rötkammare under augusti månad. Om uppehållstiden sätts till 22 dygn för alla rötkammare behövs 2500 m³ effektiv slamvolym för huvudrötkammarna i båda konfigurationsalternativen. Efterrötkammaren i den processkonfiguration som representeras av försöksled 1 blir däremot betydligt mindre, 730 m³ effektiv slamvolym, jämfört med 2400 m³ för försöksled 2.

Med två undantag visar Figur 16 och 17 en extrapolering av försöksled 1 och 2 utifrån Sundets slamflöde under augusti månad, uppmätta TS-halter i alla provpunkter som redovisas i Figur 2 och 3 samt de nyckeltal som presenteras i Tabell 12. Det första undantaget är att ammoniumkoncentrationer använts istället för TS som bas för massbalansberäkningen för att få fram flöden för spädvatten och rejekt från avvattnings- och sönderdelning i Figur 16. Orsaken till detta är de mycket låga TS-halterna i rejektet kombinerat med bedömningen att analysmetodiken för ammonium är säkrare än för TS vid likvärdigt låga koncentrationer. Att massbalansen är utförd med ammonium som bas för spädvatten och rejekt medför dock att balansen av massa VS och TS över avvattningssteget inte går jämt ut i Figur 16. Det andra undantaget är att TS och VS halter i utgående slam från efterrötningen i Figur 17 har räknats fram utifrån den beräknade mängden biogas som produceras över efterrötkammaren. Anledningen till detta är att de driftproblem som beskrivs i avsnitt 3.2.1 och 3.2.2 förorsakade förhöjd osäkerhet med avseende på analyserade värden av VS och TS i rötslammet ut ur laboratorierötkammaren som representerar efterröttningssteget i försöksled 2.





Figur 16. Biogasproduktion baserad på massbalans från försöksled 1 extrapolerat till fullskaleanläggning. Massbalansen för TS och VS över avvattning och sönderdelning går inte jämt ut på grund av att flödena av spädvatten och rejekt har beräknats med ammonium som bas istället för TS som ligger till grund för övriga beräkningar.



Figur 17. Biogasproduktion baserad på massbalans från försöksled 2 extrapolerat till fullskaleanläggning

Tabell 13 visar den biogasproduktion som en teoretisk fullskaleanläggning skulle ha baserat på extrapolerade resultat från försöksled 1 och 2. Omräknat till enbart metan skulle processkonfigurationen i försöksled 2 producera drygt 990 Nm³/d. Motsvarande metanproduktion för processkonfigurationen i försöksled 1 är 1 350 Nm³/d. Inkommande slamsubstrat till försöksled 2 innehöll dock mindre VS än det som rötades i försöksled 1. Om metanproduktionen för försöksled 2 kompenseras genom att räkna upp metanproduktionen med förhållandet mellan VS innehållet under försöksled 1 och 2 fås en metanproduktion på 1 170 Nm³/d för försöksled 2.

Även efter att gasproduktionen har kompenserats för VS innehållet i substratet skiljer sig alltså försöksled 1 och 2 från varandra. Metanproduktionen för huvudrötkammaren i försöksled 2 är nästan 100 Nm³/d mindre än för försöksled 1. Det kan till viss del förklaras med att metanpotentialen för substratet till försöksled 2 reduceras över bufferttanken. Det skiljer även knappt 100 Nm³/d i metanproduktion mellan efterrötkammarna i försöksled 1 respektive 2.



Tabell 13. Biogas-, metan-, och energiproduktion för en fullskaleanläggning samt enkel kompensation för VS-halten i inkommande slam mellan försöksled 1 och 2. FL1=försöksled 1 och FL2=försöksled 2.

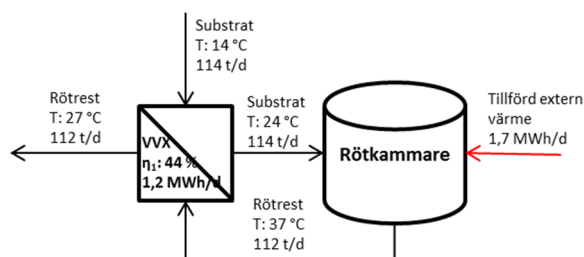
	Biogas- produktion	Metan- produktion	Mängd VS in i systemet	Metanproduktion kompenserad för VS	Energi- produktion kompenserad för VS
	Nm ³ /d	[Nm ³ /d]	[ton/d]	[Nm ³ /d]	[MWh/d]
FL1			4,3		
Huvud- rötkammare	1 800	1 134		1 134	11,3
Efter- rötkammare	290	215		215	2,1
FL2			3,6		
Huvud- rötkammare	1 210	888		1 048	10,3
Efter- rötkammare	143	104		123	1,2

3.3.3 Teoretisk energiåtgång för pastörisering jämfört med ökad energiproduktion till följd av efterrötning

En jämförelse av energiåtgången för pastörisering för försöksled 1 och 2 visas i Tabell 14. På grund av tekniska problem med Sundets värmeväxlare har de varit ur bruk en längre tid. Därför finns inga data att erhålla gällande hur värmeåtervinningssystemet fungerar idag vid Sundets traditionella slamrötning. Alla data som redovisas i detta avsnitt baseras därför på beräkningar med antaganden som tar stöd i litteraturen (se avsnitt 2.6). Vidare bygger resultaten på antaganden om hur respektive mediaflöde skall värmeväxlas sinsemellan och att Växjö's befintliga värmeväxlare (VWX1 i Figur 18, 19 och 20) används i alla alternativ som redovisas nedan.

Vid traditionell slamrötning i ett steg antas rötat slam som lämnar rötkammaren värmeväxlas mot substratet som skall rötas (se Figur 18). Detta används som referensalternativ i Tabell 14. I referensalternativet återvinns ca 1,2 MWh/d från det rötade slammet, vilket förvärmer substratet som ska rötas till strax under 24 °C. Behovet av extern värmeförsel för att uppnå rötningstemperaturen är 1,7 MWh/d. Den återvunna värmen utgör i referensalternativet 43 % av bruttovärmebehovet och det totala energibehovet för processvärme är 16 kWh/ton inkommande substrat. Årsmedeltemperaturen på inkommande slam till Sundets rötkammare är 14 °C. Referensalternativet, liksom efterföljande alternativ förutsätter därför att substratet innan värmeväxlingen har en temperatur på 14 °C och att rötningstemperaturen är 37 °C.

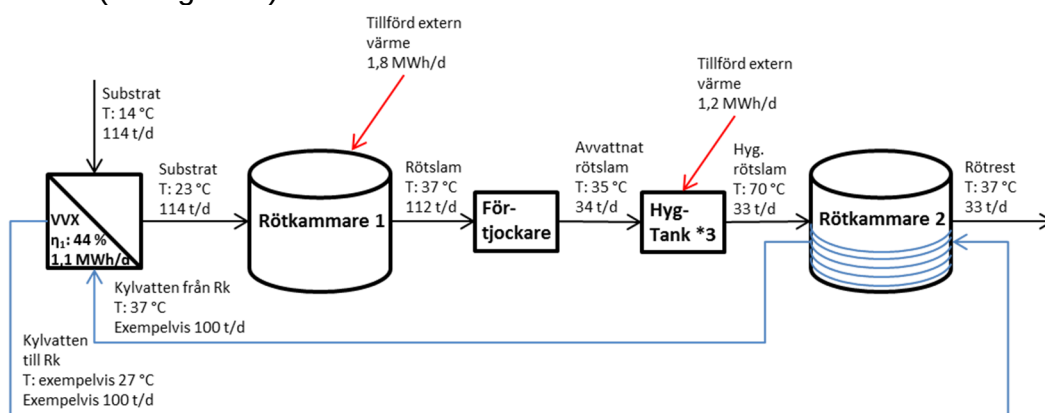




Figur 18. Exempeluppställning för beräkning av förlustfritt teoretiskt energibehov för processvärme i referensfallet

Komplettering av reningsverket med pastöriseringskapacitet baserat på resultat från försöksled 1 (se övergripande anläggningsutformning i figur 16) medför att dryga 33 ton slam skall pastöriseras varje dygn. Behovet av extern värmeförsörjning för detta alternativ har beräknats till ca 3,0 MWh/d (se Tabell 14). Behovet av extern värme stiger alltså med 1,3 MWh/d jämfört med referensalternativet. Värmeåtervinningen stannar i detta fall på 28 % av bruttovärmebehovet och det totala energibehovet för processvärme ökar till 26 kWh/ton inkommande substrat. Systemlösningen enligt Figur 16 får följande konsekvenser vad det gäller utformning av värmeåtervinningen:

- Bandavvattning kräver mycket spolvatten. Används denna avvattningsteknik medför det troligtvis att det inte går att få till en värmeåtervinning från det genererade rejektet som uppstår efter avvattningen. Anledningen är att den stora spolvattenmängden sänker temperaturen så pass mycket att värmeväxling mot det kalla substratet som skall rötas ej är möjligt.
- Eftersom slammet i försöksled 1 håller hög TS-halt efter pastöriseringssteget (8,8 %) antas en eventuell värmeåtervinnande slam-slam-värmeväxlare behöva konstrueras på ett sådant sätt att den blir för ineffektiv. Trots detta måste slammet på något sätt kylas för att rötningstemperaturen skall kunna hålla 37 °C. I denna energijämförelse föreslås därför vattenkylning av efterröt-kammaren och att kylvattnet värmes mot inkommande substrat som håller 14 °C (se Figur 19).



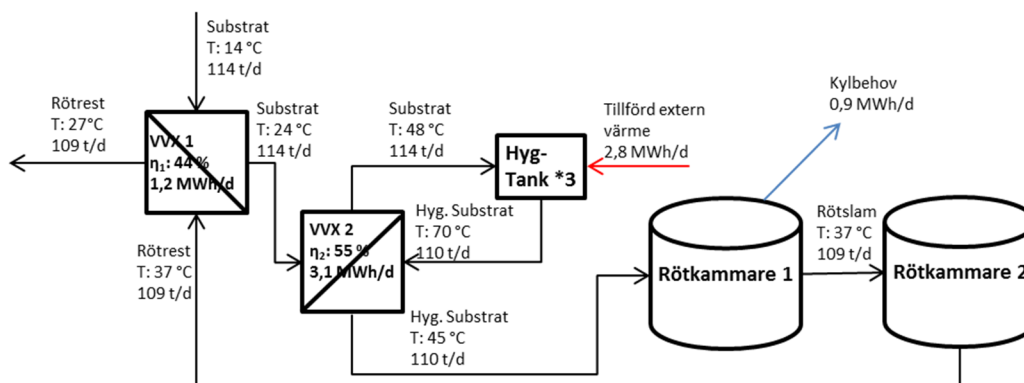
Figur 19. Exempeluppställning för beräkning av förlustfritt teoretiskt energibehov för processvärme i den processkonfiguration som representeras av försöksled 1.



Om reningsverket istället kompletteras med pastöriseringskapacitet baserat på resultat från försöksled 2 (se övergripande anläggningsutformning i Figur 17) medför det att dryga 113 ton slam skall pastöriseras varje dygn. Behovet av extern värmeförsörjning för detta alternativ har beräknats till ca 2,8 MWh/d (se Tabell 14). Värmeanvändningen stiger alltså med 1,1 MWh/d jämfört med referensalternativet. Systemlösningen enligt figur 17 får följande konsekvenser vad det gäller utformning av värmeåtervinningen:

- Flödet att hygienisera blir mer än 3 ggr högre om hygienisering sker enligt figur 17 vilket medför motsvarande ökning av värmebehov jämfört med konceptet som beskrivs i figur 16.
- Systemlösningen enligt figur 17 ger dock bättre förutsättningar för värmeåtervinning. För detta alternativ sker värmeväxlingen förslagsvis i två steg och totalt återvinner dessa värmeväxlare 4,3 MWh/d (se Figur 20). Den värmeväxlare som återvinner värme från pastöriseringen blir mycket stor med höga tryckfall och stora ytor att rengöra för att bibehålla fullgod värmeöverföringskapacitet. Om värmeväxlarna i denna systemlösning skulle arbeta med nedsatt funktion, eller till och med tas ur bruk som vid dagens situation på Sundet, blir behovet av extern värme väsentligt högre än vad som redovisas i Figur 20 och Tabell 15.

Den återvunna värmen utgör i detta fall 61 % av bruttovärmebehovet och det totala energibehovet för processvärme är 24 kWh/ton inkommande substrat.



Figur 20. Exempeluppställning för beräkning av förlustfritt teoretiskt energibehov för processvärme i den processkonfiguration som representeras av försöksled 2.



Tabell 14. Jämförelse av teoretiskt värmebehov för försöksled 1 och 2 samt beskrivning av värmebehovet i ett teoretiskt referensled.

FL1=försöksled 1 och FL2=försöksled 2.

	Enhet	Referens	FL 1	FL 2
Slam att röta i huvudrötkammare	ton/d	114	114	110
Slam att röta i efterrötkammare	ton/d	0	33	109
Slam att pastörisera	ton/d	0	34	114
Bruttovärmebehov	MWh/d	2,9	4,1	7,1
Återvunnen värme	MWh/d	1,2	1,1	4,3
Behov av extern processvärme	MWh/d	1,7	3,0	2,8
Ökat behov av extern värme jämfört med referens	MWh/d	0	1,3	1,1

Den beräknade energimängden i biogasen från efterrötningssteget i den processkonfiguration som representeras av försöksled 1 var 2,1 MWh_{CH₄}/d (se Tabell 13). Detta är 62 % mer än de 1,3 MWh_{värme}/d som utgör det ökade behovet av extern värme för pastöriseringen. Samma jämförelse baserat på de data som räknats fram för processkonfigurationen som representeras av försöksled 2 ger 1,2 MWh_{CH₄}/d från efterrötningssteget, vilket är 9 % mer än det ökade externa värmebehovet på 1,1 MWh_{värme}/d.

3.3.4 Ökad utrötningsgrad och minskad metanpotential i rötslam

Utrötningsgraden för huvudrötkammaren i försöksled 1 var 47 %. I samma försöksled hade efterrötkammaren med tillhörande bufferttank en utrötningsgrad på 21 %. I försöksled 2 hade huvudrötkammaren med tillhörande bufferttank en utrötningsgrad på 44 %. Efterrötkammaren hade en utrötningsgrad på 5 %.

Tabell 15 redovisar maximal metanbildningspotential vid varje processsteg i försöksled 1 och 2.

Tabell 15. Metanbildningspotential och massflöde av VS ut ur respektive processteg i försöksled 1 och 2 FL1=försöksled 1 och FL2=försöksled 2.

	FL1		FL2	
	Nm ³ _{CH₄} /ton _{VS} (84 dagar)	Massa VS Ton/d	Nm ³ _{CH₄} /ton _{VS} (77 dagar)	Massa VS Ton/d
Substratslam från Sundet	357	4,3	329	3,6
Bufferttank	--	--	249	3,0
Hygieniserat	--	--	233	3,0
Huvudrötkammare	131	2,2	89	2,1
Avvattnat slam	118	2,1	--	--
Bufferttank	138	1,8	--	--
Hygieniserat	148	1,8	--	--
Efterrötkammare	52	1,6	41 *	2,0

* efter 70 dagar p.g.a. att detta utrötningsförsök genomfördes vid ett annat tillfälle än de övriga fyra i försöksled 2



3.3.5 Näringsämnen

Genom att lägga till ett efterrötningssteg ökar mängden ammonium och fosfat. Eftersom ammonium och fosfat är vattenlösligt innebär detta en ökad belastning på Sundets reningsverk då en större fraktion av näringsämnena följer med rejektet vid avvattning.

Tabell 16 visar den beräknade mängden ammonium som bildas (mineralisering) under huvudrötningssteget och efterrötningssteget för respektive försöksled. Beräkningen gör gällande att ett efterrötningssteg inklusive den biologiska aktiviteten i bufferttanken skulle bidra med ca 31 kg_{NH4}/d i den processkonfiguration som representeras av försöksled 1. Samma siffra för den processkonfiguration som representeras av försöksled 2 är ungefär 16 kg_{NH4}/d.

Tabell 16. Beräknad ammoniumbildningen för en fullskaleanläggning baserad på försöksled 1 och 2. FL1=försöksled 1 och FL2=försöksled 2.

	Massflöde ton/d		Koncentration NH ₄ -N kg/ton		Mineralisering NH ₄ -N kg/d
	In	Ut	In	Ut	
FL1					
Huvudrötkammare	114	112	0,5	1,4	99
Efterrötkammare*	33	33	1,2	2,2	31
FL2				Summa	130
Huvudrötkammare*	114	109	0,3	1,7	156
Efterrötkammare	109	109	1,7	1,9	16
				Summa	172

* dessa processteg inkluderar bufferttank och hygienisering

Tabell 17 visar mängden fosfat som bildas under huvudrötningssteget och efterrötningssteget för respektive försöksled. Denna beräkning visar att efterrötningssteget inklusive den biologiska aktiviteten i bufferttanken och hygieniseringen bidrar med ca 4 kg_{PO4}/d i försöksled 1. Samma siffra för den processkonfiguration som representeras av försöksled 2 är ungefär 0,2 kg_{PO4}/d. En stor del av fosfatet tycks nybildas eller frigöras över bufferttank och hygienisering (se Figur 13 och 15).

Tabell 17. Fosfatbildningen för en fullskaleanläggning baserad på försöksled 1 och 2. FL1=försöksled 1 och FL2=försöksled 2.

	Massflöde ton/d		Koncentration PO ₄ ³⁻ g/ton		Nybildning PO ₄ ³⁻ g/d
	In	Ut	In	Ut	
FL1					
Huvudrötkammare	114	112	3,6	4,0	40
Efterrötkammare*	33	33	7,1	134	4 148
FL2				Summa	4 188
Huvudrötkammare*	114	109	1,0	9,1	888
Efterrötkammare	109	109	9,1	11	211
				Summa	1 098

* dessa processteg inkluderar bufferttank och hygienisering



För att få en uppfattning om växtnäringssvärdet av det bildade rötslammet jämför Tabell 18 det rötade slammet från försöksled 1 och 2 med flytgödsel från nöt och svingårdar. Data med avseende på växtnäringssinnehållet i nöt- och svinflytgödsel har inhämtats från ett pågående inventeringsprojekt som har titeln Utvärdering av biogasanläggningar på gårdsnivå (Eliasson, 2012). Generellt kan det sägas att slammet har ett högre fosforinnehåll i förhållande till kväve och TS jämfört med flytgödsel. Rötslammet från försöksled 1 kan mäta sig med svinggödsel vad gäller organiskt kväve och ammonium medan fosforinnehållet är tre gånger så högt. Halterna av magnesium, kalcium och natrium är däremot lägre än för båda flytgödselslagen.

Tabell 18. Näringsämnessammansättning hos det efterrötade slammet i försöksled 1 och 2 samt sammansättning hos nöt och svinflytgödsel. FL1=försöksled 1 och FL2=försöksled 2.

	Nöt	Svin	FL1	FL2
Torrsubstans, TS (%)	8,1	7,1	8,1	3,0
Glödförlust, VS (% av TS)	83	81	59	61
Totalkväve (kg/ton)	3,8	4,5	4,5	2,7
Organiskt kväve (kg/ton)	1,9	1,9	2,3	0,9
Ammoniumkväve (kg/ton)	1,9	2,6	2,2	1,8
Total-C (kg/ton)	37	31	25	10
C/N	19	17	11	7
Total fosfor (kg/ton)	0,6	1,0	3,0	1,0
Total kalium (kg/ton)	3,1	2,8	0,1	0,1
Total magnesium (kg/ton)	0,5	0,5	0,2	0,1
Total kalcium (kg/ton)	1,1	1,5	1,3	0,5
Total natrium (kg/ton)	0,4	0,6	0,1	0,1
Total svavel (kg/ton)	0,4	0,5	1,0	0,3

Slammet från försöksled 2 har ett ammoniuminnehåll som går att jämföra med nötflytgödsel. Däremot är fosforinnehållet det dubbla. Halten organiskt kväve är betydligt lägre för slammet från försöksled 2 jämfört med både nöt och svinflytgödsel.

3.4 Praktiska erfarenheter

3.4.1 Mellanavvattning

I försöksled 1 genomgick rötslammet från huvudrötkammaren en avvattning inför pastöriseringssteget och påföljande efterrötning. Avvattningssteget bestod av en Kicab K-500 bandförtjockare som beskrivs närmare under avsnittet material och metoder. Syftet med avvattningen var att minska andelen vatten som måste hettas upp under pastöriseringen och därmed öka hygieniseringsstegets energieffektivitet. Avvattningssteget skulle öka TS-halten från ca 3 % till 10 %.

Polymeren Flopam DW 240 CT användes och doserades 22,5 g/min i 6,0 l/min lösningsvatten för att sedan spädas med ytterligare 16,0 l/min spädvatten, vilket gav användarkoncentrationen 0,1 %.



Inkommande flöde till avvattningsutrustningen var ca 10 m³/h varav ungefär 3 m³/h bestod av rötslam från huvudrötkammaren vid 3,1 % TS och 1,4 m³/h bestod av spädvatten och polymer. Till detta kom även ca 5,5 m³/h spolvatten för att hålla bandet rent. Vid dessa driftförhållanden genererade bandavvattnaren ca 9 m³/h rejektvatten och ungefär 1 m³/h förtjockat slam med en TS-halt på strax under 10 %. Karakterisering av inkommande och utgående slam samt rejektvatten från bandförtjockaren kan ses i Tabell 19 nedan.

Tabell 19. Karakterisering av inkommande och utgående flöden från avvattningssteget i försöksled 1. VV = våtvikt.

Parameter	Enhet	Inkommande till förtjockaren (provpunkt 2)	Utgående från förtjockaren (provpunkt 5)	Rejekt från förtjockaren (provpunkt 3+4)
TS	% av VV	3,1	9,8	0,1
VS	% av TS	64	64	< 56
C-tot	kg/ton VV	10	34	0,1
N-tot	kg/ton VV	2,5	4,6	0,4
N-org	kg/ton VV	1,1	3,3	0,0
NH ₄ -N	kg/ton VV	1,4	1,2	0,3
P-tot	kg/ton VV	0,9	3,0	0,0
PO ₄ -P	kg/ton VV	0,004	0,007	0,001
Susp	mg SS / l	e.t.	e.t.	248

3.4.2 Dispergering

Dispergering tillämpas för att homogenisera slam och reducera partikelstorlek. Syftet är att öka den aktiva ytan och slå sönder strukturer för att öka den biologiska nedbrytbarheten. Genom stickprovsmätning konstaterades att effektuttaget för dispergeringsmaskinen låg nära den maximala motoreffekten vid normal kontinuerlig körning. Av de utröttningsförsök som redovisas i Tabell 20 nedan framgår att metanbildningspotentialen i stort sett förblir oförändrad över dispergeringssteget.

Tabell 20. Metanpotential för rötslam framtaget genom satsvis utrötning av slam före och efter dispergering i försöksled 1.

Upphållstid (dagar)	Enhet	Inkommande till dispergering	Utgående från dispergering
15	Nm ³ _{CH₄} /ton VS	26	28
24	Nm ³ CH ₄ /ton VS	42	43
84	Nm ³ CH ₄ /ton VS	117	118
Metanhalt i producerad gas	%	50-58	50-57

Under försöksperioden, som varade lite drygt två månader, inträffade fem driftstopp vilka orsakades av uppbyggnad av hår i mellanrummet mellan skärskivan och dess motstål. Otäta packboxar förorsakade ytterligare driftstopp.

3.4.3 Pumpning

Det gjordes inga specifika pumpningstest under projektet men vi kan konstatera att det inte var några problem att pumpa rötslam som avvattnats till strax under 10 % TS. Under projektiden skedde inga



driftstopp på de tre Netsch Nemo excenterskruvpumpar som sköter pumpningen av slammet inne i pilotanläggningen.

3.4.4 Omrörning

Pilotrötkammarens omrörningssystem är dimensionerat av Sulzer (tidigare Scanpump). Pilotrötkammarens omrörningssystem är dimensionerat för att klara av ett rötkammarinnehåll som håller 8-10 % TS, där $\tau = 0 + 2000 \cdot (dv/dy)^{0.3}$ mPas (Herschel-Bulkley flytkurva) och som har en maxviskositet på 0,25 Pas vid skjuvkvoten 26/s. När pilotrötkammaren med 5 m³ aktiv slamvolym användes som efterrötkammare i försöksled 1, uppnåddes homogenhållning, d.v.s. synlig rörelsehastighet i ytan på ca 10 cm/s, vid ett effektuttag på 0,6 kW. Vid denna mätning hade efterrötkammaren uppnått "steady-state" med en TS-halt på strax under 10 % för ingående rötslam och en TS-halt inne i efterrötkammaren på strax över 8 %.

Motsvarande homogenhållning under försöksled 2, med strax över 4 % TS i ingående rötslam och strax under 4 % TS inne i rötkammaren, uppnåddes vid ett effektuttag på 0,16 kW.

3.4.5 Slutavvattning

Baserat på de orienterande avvattningstester som utfördes i Växjö kommuns regi (se metodbeskrivning i avsnitt 2.8) visade sig rötslammet från efterrötningen i försöksled 1 vara svåravvattnat. Rötslammet från efterrötningen i försöksled 2 var mindre svåravvattnat men krävde en högre polymertillsats än rötslammet från Sundets befintliga process. I Tabell 21 visas de polymermängder som bedömdes vara nödvändiga för att kunna avvattna de olika slamtyperna.

Tabell 21. Polymerer och polymermängder som behövdes för att kunna avvattna rötslammet från försöksled 1 och 2.

Försöksled	Rötslammets ursprung	Polymer	Polymertillsats g/m ³ slam	Anmärkning
1	Huvud-rötkammaren	Flopam FO 4350 SH	300	Detta kan ses som ett referensvärde då slammet kom från Sundets befintliga rötkammare
	Efter-rötkammaren	Flopam FO 4350 SH	500	Slammet behövde spädas 1:1 med rejektvatten för att kunna blanda in polymeren Instabila flockar trots hög polymertillsats
2	Huvud-rötkammaren	Zetag 7652	275	Lika eller liknande dosering som referensdoseringen för huvudrötkammaren i försöksled 1
		Flopam FO 4350 SH	300	
	Efter-rötkammaren	Zetag 7650	375	Lite lägre dosering än för efterrötkammaren i försöksled 1
		Flopam FO 4350 SH	400	



Polymererna Zetag 7650 och 7652, som båda är linjära, har mycket hög molekylvikt och är 20 respektive 40 % katjoniska. Även polymeren Flopam FO 4350 SH har mycket hög molekylvikt och är katjonisk. Polymererna Zetag 8125, Zetag 7565, Zetag 8140, och Zetag 8165 samt ett antal andra Flopam varianter provades också med betydligt sämre resultat.

3.4.6 Lukt

Enligt stickprovsmätning innehöll den obehandlade ventilationsluften från pastöriseringstanken ca 25 % VOC och 5-10 ppm H₂S. Den obehandlade ventilationsluften hade en mycket obehaglig lukt (subjektiv bedömning).

Baserade på subjektiva "sniff test" utförda av Sundets personal bedömdes både det aktiva-kolfiltret och Aero 1000 OD aggregatet ha god effekt vilket resulterade i att den obehagliga lukten minskade drastiskt. Mätning av VOC och H₂S efter behandlingsaggregaten var inte tekniskt möjligt.



4. Diskussioner och slutsatser

Följande diskussion kommer att utgå ifrån resultat och slutsatser från försöksled 1. Försöksled 2 används som referens i den mån det är tillämpligt. Skälen till detta är flera. För det första visade försöksled 1 bättre energieffektivitet och skulle resultera i lägre investeringar för rötkammar-, hygieniserings- och värmeväxlarkapacitet än försöksled 2. För det andra så är det försöksled 1 som representerar det som är innovativt inom föreliggande projekt och alla projektets prestandamål är knutna till denna processkonfiguration. Dessutom uppstod tekniska problem med den laboratorierötkammare som representerade efter-rötkammaren i försöksled 2 vilket gav förhöjd osäkerhet i insamlad data från detta försöksled.

4.1 Ökad nedbrytning av Sundets rötslam reducerar drivkraften för metanslip och minskar mängden rötrest att hantera

Utifrån den fullskaleapplikation som presenteras i Figur 16 diskuteras i följande avsnitt hur VS-reduktionen i respektive processteg påverkar mängden rötslam att hantera efter slutavvattning och risken för oönskat metanslip. För att underlätta förståelsen för hur massflödet av VS och maximal metanpotential förändras över respektive processteg rekommenderas läsaren att följa med i Figur 16 och Tabell 15 parallellt med texten i detta avsnitt.

Ekvation 8 som presenteras i avsnitt 2.5 används som bas för beräkning av maximal metansliprisk (E). Förutom mängden VS per tidsenhet (M_{VS}) och maximal teoretisk metanbildningspotential (B_0) innehåller ekvation 8 även en realiseringsfaktor som benämns MCF. Hur stor denna realiseringsfaktor är beror på hur respektive processteg utformas och i vissa fall, exempelvis vid lagring och spridning, har även temperaturen stor betydelse. Eftersom detta projekt inte inkluderar faktiska mätningar av metanslip från olika delprocesser kan faktorn MCF inte identifieras. Med denna begränsning kan diskussionen nedan endast identifiera slammets inneboende maximala metansliprisk, d.v.s. själva drivkraften för eventuella metanslip. Huruvida det koncept som testats i försöksled 1 minskar de verkliga metanförlusterna jämfört med dagens system beror helt på hur processtegen utformas.

4.1.1 Huvudrötning

Det substratslam som ingick i detta projekt hade en initial VS-mängd på 4,3 ton/dygn och en metanbildningspotential på 357 Nm³_{CH₄}/ton VS (se Tabell 15). Försöken visade att det efter Sundets existerande rötningssteg, som benämns huvudrötning i Figur 16, finns en betydande kvarvarande metanbildningspotential i rötslammet. Rötslamanalyser visar på en kvarvarande VS-mängd på 2,2 ton/d med en maximal metanbildningspotential på 131 Nm³_{CH₄}/ton VS i det slam som Sundet historiskt har betraktat som färdigrötat. Detta ger en maximal teoretisk risk för metanslip på 290_{CH₄} Nm³/d i nedströms processteg. Det är viktigt att påminna om att det metanslip som realiserats bara är en mindre fraktion av den maximala risken.



4.1.2 Förtjockning

I försöksled 1 förtjockades rötslammet från huvudrötkammaren till ca 10 % TS. Data som visar hur mycket VS som avskiljs i avvattningen finns redovisat i Figur 16 och Tabell 19. I och med detta avvattningssteg reducerades den kvarvarande VS-mängden till 2,1 ton/d och den maximala metanbildningspotential till 118 Nm³_{CH₄}/ton VS. Den kvarvarande maximala metansliprisken minskade därmed till 248 Nm³_{CH₄}/d. Sänkningen av maximal metanbildningspotential kan till viss del förklaras med att en del av rötslammets mest nedbrytbara komponenter går förlorad i rejektet från avvattningen. Kvarvarande VS är alltså något mindre nedbrytbart vilket gör att potentialen för metanbildning sjunker. Den andra orsaken till reducerad metanbildningspotential kan vara att det sker ett visst metanslip under avvattningen. Föreliggande undersökning kan inte ge något besked om hur stort detta metanslip i sådant fall är. Klart är dock att förtjockningssteget bör utformas på ett sådant sätt att förutsättningarna till metanför-luster minimeras och att regelverket för EX-klassning beaktas.

4.1.3 Buffertlagring

Nästkommende processteg var pilotanläggningens bufferttank. Det är möjligt att någon form av utjämningsvolym är nödvändigt vid praktisk tillämpning av det koncept som testas i försöksled 1. Därför är det relevant att ha med aktiviteten i bufferttanken även när resultaten extrapoleras till fullskala, trots att den fanns med i försöksupställningen mest av praktiska skäl. Uppehållstiden i bufferttanken var i medeltal ca 1,5 d. Efter lagring i bufferttanken hade VS-mängden minskat till 1,8 ton/d vilket tyder på en betydande biologisk aktivitet. Den biologiska aktiviteten kan både vara aerob och anaerob. I förtjockningssteget exponeras slammet i flera steg mot omgivnings luft och det är rimligt att tro att det då binds in luft vars syreinhåll kan utnyttjas vid aerob nedbrytning i buffertlagret. Dessutom finns det naturligtvis en väl etablerad anaerob kultur i rötslammet efter huvudrötningssteget.

Trots reduktionen av VS ökade den maximala metanbildningspotentialen till 138 Nm³_{CH₄}/ton VS. Sannolikheten att VS-reduktionen orsakas av betydande metanavgång bedöms därför som låg. Omsättningshastigheten som erhöles vid satsvis utrötning (punkt 6 i Tabell 6 och bilaga 2) indikerar att en eventuell biogasproduktion i bufferttanken som mest kan ha bidragit till 10 % av VS-reduktion vid en uppehållstid på 1,5 d.

Troligen har en del VS omvandlats till lättflyktiga organiska ämnen till följd av biologisk aktivitet i bufferttanken. Vid TS-bestämning av prov från tanken avgår lättflyktiga organiska ämnen tillsammans med vattenångan då provet torkas. Därmed underskattas provets innehåll av TS och detta fel fortplantar sig vidare vid analys att provets innehåll av VS.

Vid termofil förhydrolys (55 °C) påvisade Persson m.fl. (2012) motsatt resultat, d.v.s. att VS-reduktionen ökade medan metanpotentialen minskade. Resultatet förklaras med att en del av metanpotentialen går förlorad då metan, vätgas och koldioxid avgår. Vidare hävdar författaren att en del flyktigt organiska föreningar kan ha avgått med den bildade hydrolysgasen.

Det finns många viktiga skillnader mellan förhydrolysen som utvärderas i Persson m.fl. (2012) och den bufferttank som använts i föreliggande projekt. För det första var bufferttanken inte lufttät utan istället aktivt



ventilerad. För det andra höll slammet i bufferttanken en betydligt lägre temperatur, ca 25 °C. Dessutom hade det slam som lagrades i bufferttanken under försöksled 1 redan rötats en gång och sedan kommit i kontakt med syre under förtjockningen. Det är därför rimligt att anta att kvarvarande VS som kommer till bufferttanken är relativt svårnedbrytbar. I kombination med den lägre temperaturen och samspelet med en eventuell parallell aerob process är det möjligt att den anaeroba nedbrytningen inte hinner gå hela vägen till gasproduktion som var fallet i Persson m.fl. (2012). Att buffertlagringen i försöksled 2, som bättre överensstämmer med substratsammansättningen och uppställningen i Persson m.fl. (2012), till skillnad mot försöksled 1, resulterade i förlust av metanpotential stöder denna teori.

Även om orsaken till ökningen i metanpotential över bufferttanken trots reduktion av VS inte kan anses vara utredd bedöms dataunderlaget vara robust. Resultatet blir att den maximala metansliprisken förblir oförändrad, 248 Nm³_{CH₄}/d, över bufferttanken.

4.1.4 Pastörisering

Efter bufferttanken kommer pastöriseringssteget som gör VS-innehållet ytterligare lite mer lättnedbrytbart. Mängden VS som lämnar bufferttanken är 1,8 ton/d. Den maximala metanbildningspotentialen ökar dock ytterligare till 148 Nm³_{CH₄}/ton VS vilket gör det mindre sannolikt att det förekommer några nämnvärda metanförluster från pastöriseringen. Det skall i sammanhanget nämnas att pastöriseringstankens ventilationsflöde stängdes av under upphettnings- och varmhållningsfasen för att inte tappa energi via vattenånga. Den avstängda ventilationen förhindrar säker även förlust av en hel del flyktiga organiska nedbrytningsprodukter som bildas under pastöriseringen. Möjligen löser sig dessa ämnen i kondensvattnet som bildas när luften i pastöriseringstanken mätas på vattenånga och återgår till slammet där de tillsammans med värmebehandlat VS bidrar till att höja metanbildningspotentialen. Den maximala metansliprisken ökar över pastöriseringssteget till 266 Nm³_{CH₄}/d.

4.1.5 Efterrötning

Sist kommer efterrötningen som reducerar VS-mängden till 1,6 ton/d och den kvarvarande maximala metanbildningspotentialen till 52 Nm³_{CH₄}/ton VS. Den maximala risken för metanslip har inför slutavvattnings- och slutlagring därmed minskats till 83 Nm³_{CH₄}/d.

4.1.6 Sammanfattning av alla processteg

Sammanfattningsvis har det koncept som provats i försöksled 1 kapacitet att minska den maximala risken för metanslip vid slutavvattnings- och slutlagring med 71 %, från 290 till 83 Nm³_{CH₄}/d. Nackdelen är att processkonfigurationen innehåller ett ytterligare avvattningssteg där metan kan förloras till omgivningen. Detta måste särskilt beaktas vid utformningen av avvattningssteget för att minimera eventuella metanförluster.

En ytterligare slutsats är att den biologiska aktiviteten i bufferttanken följt av pastörisering ökar metanbildningspotentialen vilket troligen bidrar till ökad gasproduktion vid efterrötning. Samtidigt ställer den ökade potentialen högre krav på utformningen av tankar för buffertvolymerna för att minimera eventuella metanförluster. Vidare är det viktigt att minimera



förlusterna av vattenånga vid pastöriseringen för att begränsa energiförlusterna.

Dessutom resulterar avvattning, buffertlagring, pastörisering och efterrötning av Sundets rötslam i en minskning av VS i slammet med 27 %, från 2,2 till 1,6 ton/d. Förutsatt att rötresten från efterrötningen kan avvattnas till samma TS-halt som den håller idag skulle detta resultera i en reduktion av den mängd slutavvattnat rötslam som skall hanteras med 219 ton/år. Detta motsvarar en minskning av mängden slutavvattnat rötslam (25 % TS) med ca 22 % på årsbasis.

4.2 Ökning av metanproduktion i relation till energiåtgång vid pastörisering, omrörning och dispergering

4.2.1 *Producerad metan genom efterrötning*

Vid efterrötning av Sundets rötslam i pilotskala uppnåddes en metanproduktion vid stabil drift och 22 dygns HRT på 115-121 Nm³_{CH₄}/ton VS. Extrapolerat till fullskala skulle efterrötningen generera 215 Nm³_{CH₄}/d vilket motsvarar en ökning av energiutvinningen från Sundets avloppsslam med 2,1 MWh_{CH₄}/d. Detta innebär en ökning av Sundets totala metanproduktion med 16 %.

Det är möjligt att projektresultaten ger en underskattning av biogasproduktionen extrapolerad till fullskala jämfört med vad som skulle kunna vara möjligt under ett normalår. Orsaken till detta är att massflödet av nedbrytbar substans (VS) i det slam som tillfördes Sundets huvudrötkammare under försöksperioden var onormalt lågt. Dessutom indikerar en högre VS-specifik metanproduktion under den sista uppehållstidens sista vecka jämfört med hela sista uppehållstiden en fortgående anpassning av efterrötningens mikrobiologi.

4.2.2 *Energibehov för pastörisering*

Det ökade behovet av extern energi till följd av pastörisering har för den processkonfiguration som representeras av försöksled 1 beräknats till 1,3 MWh_{värme}/d. Försöken visar alltså att det finns betydligt mer utvinningsbar energi kvar i Sundets rötslam (2,1_{CH₄}MWh/d) än den energi som åtgår om pastörisering behöver införas. Detta uppnåddes genom att ett efterrötningsssteg lades till nuvarande process och att rötslammet avvattnades till strax under 10 % TS innan pastörisering och efterrötning, samt att avvattnings- och pastöriseringssteget förlades mellan huvudrötkammaren och efterrötkammaren. Beräkningen av energibehovet ovan baserar sig på en möjlig konfiguration av värmeåtervinning som redovisas i avsnitt 3.3.3 och Figur 19. Det är inte omöjligt att värmeåtervinningen går att effektiviseras ytterligare genom smartare design.

4.2.3 *Energibehov till omrörning*

Den höga TS-halten i efterrötkammaren ställer höga krav på omrörningssystemet. I det utförda pilotförsöket gick det bra att få efterrötkammaren totalomblandad trots en TS-halt inne i rötkammaren på strax över 8 %. Det åtgick däremot hela 0,07 kW/m³ effektiv slamvolym för att uppnå totalomblandning. En uppskalning av efterrötkammaren och dess omrörare till fullskala skulle uppskattningsvis kräva ca 4 kW i effektuttag på omröraren (Kovacs, 2012). Detta innebär ett effektbehov på 0,1 MWh_{el}/d för att uppnå fullgod omrörning i fullskala.



4.2.4 Dispergeringsmaskinen

Även dispergeringsmaskinen konsumerade energi men eftersom den uppvisade tveksam driftsäkerhet och inte bidrog med någon nämnvärd förändring av slammets metanbildningspotential är den inte relevant för praktisk applikation av processkonfigurationen ifråga. Därför bortser efterföljande diskussion från dispergeringsmaskinens energikonsumtion.

4.2.5 Sammanfattande energibalans

När de identifierade energiposterna för uppskalade resultat från försöksled 1 läggs ihop, visar resultatet ett positivt energinetto på ca 0,7 MWh/d. Detta är inte en fullvärdig energibalans då den baserar sig på många antaganden och saknar viktiga poster som exempelvis pumpning, men det ger en grov bild av den totala energieffektiviteten i systemet.

Den processkonfiguration som provades i försöksled 2, där hela volymen pastöriserades innan huvudrötkammaren visade betydligt sämre förutsättningar för energieffektivitet trots att ett efterröttningssteg lagts till även här.

Slutsatsen blir att processkonfigurationen som representeras av försöksled 1 är det mest energieffektiva alternativet. Efterrottning kan höja Sundets metanproduktion med 16 %. Den ökade åtgången av extern energi som åtgår om pastörisering läggs till processen motsvarar ungefär 2/3 av den ökade energiutvinningen som möjliggörs genom efterrottning. Energinettot blir alltså positivt och motsvarar 1/3 av energiinnehållet i det metan som produceras i efterröttningssteget. Även med omrörning av efterrötkammaren inräknad får processen ändå en positiv energibalans. Energiöverskottet skulle troligen bli större om mellanavvattningssteget utformas på sådant sätt att värme kan återvinnas från rejektvätskan. Om hänsyn tas till energikvalitet blir resultatet än mer positivt. Eftersom energi bundet i metan har en högre kvalitet än värmeenergi så blir exerginetto större än energinetto.

4.3 Processtabilitet och gaskvalitet

4.3.1 Processparametrar

Efterröttningsprocessen i försöksled 1 hade god stabilitet och visade inga tendenser till exempelvis ackumulering av fettsyror. VFA halter under 0,2 g/l, alkalinitet på omkring 4,8 g CaCO₃/l och ett stabilt pH kring 7,8 indikerar att processen skulle vara lätthanterad även i fullskala. Koncentrationen av ämnen som binds i det organiska materialet är ca 3 ggr högre i efterrötkammaren jämfört med huvudrötkammaren i försöksled 1, vilket bidrar till högre pH och buffertkapacitet. I försöksled 2 är däremot motsvarande halter lika mellan huvudrötkammaren och efterrötkammaren.

4.3.2 Metankoncentration

Koncentration av metan i biogasen från efterrötkammaren i försöksled 1 var hög och låg mer eller mindre konstant strax under 74 %. Hög metankoncentration vid efterrottning har även påvisats i andra nyligen genomförda försök (Nordell och Karlsson, 2011). Själva efterrottningen kan dock inte vara den enda förklaringen då metanhalten var över 70 % i biogasen även från huvudrötkammaren i försöksled 2.

Eftersom de höga metanhalterna i båda fallen uppmätts från pilotrötkammaren skulle ett systematiskt mätfel kunna vara orsaken.



Metanhaltsmätningen har emellertid i båda fallen genomgått grundlig kontroll med testmätningar mot kalibreringsgaser med 60 respektive 90 % metan, verifikationsmätning med annat instrument och kontroll av koldioxidhalt med en Einhorn saccharometer. Kontrollerna har visat att uppmätta metanhalter är riktiga.

En annan möjlig orsak till hög metankoncentration kan vara att slammet i båda fallen genomgått viss hydrolys i bufferttanken och pastöriseras innan rötning. Två teorier har framlagts inom projektet för att förklara vad i anslutning till förhydrolys och pastörisering som skulle kunna förorsaka höga metanhalter i den biogas som produceras i efterföljande rötkammare.

Den ena hypotesen är att karbonathalten förändras över pastöriseringssteget, vilket skulle kunna få till följd att jämvikten mellan karbonat och koldioxid förskjuts inne i rötkammaren med minskad andel koldioxid i biogasen som följd. Om detta är fallet, borde det gå att detektera genom att analysera slammets alkalinitet och pH före och efter pastörisering. Analyserna måste göras mycket snabbt då dessa parametrar förändras snabbt med sjunkande temperatur i uttagna prover. Resultaten från dessa analyser var svårtolkade och i den mån de gick att se tendenser snarare motsade de hypotesen än bekräftade den.

Den andra hypotesen är att förhydrolys och pastöriseringen skulle tillgängliggöra en högre andel fett. Eftersom lättnedbrytbara kolhydrater redan har brutits ner i huvudrötkammaren i försöksled 1 och kanske även till en mindre del avgått som gaser och lättflyktiga molekyler under buffertlagring och pastöriseringen, speciellt i försöksled 2, kan fett och fettsyror bli överrepresenterade. Jarvis och Schnürer, 2009 anger att fett ger en stökiometriskt högre andel metan än både kolhydrater och protein vilket skulle kunna förklara metanhalter på över 70 % (). Denna hypotes ges visst stöd av de resultat som togs fram i de försök som utfördes av Nordell och Karlsson (2011). I föreliggande projekt analyserades tyvärr bara ett prov per försöksled för sitt innehåll av fett, kolhydrat och protein och dessa analysresultat ger inget stöd till att andelen fett i substratet skulle ha ökat relativt kolhydraterna under pastöriseringen.

4.3.3 Sammanfattande omdöme om efterröttningsprocessen

Slutsatsen blir att efterrötning kan ske med god processtabilitet och att den genererar en gas med hög metanhalt. Däremot har projektet inte klart kunnat visa varför metanhalten blir hög.

4.4 Rötrest- och rejektkvalitet

4.4.1 Rejekt

Det var inga större problem att med god rejektkvalitet (se Tabell 19) uppnå 10 % TS vid förtjockning mellan huvud- och efterrötning i försöksled 1. Jämfört med det rejekt som genereras från Sundets existerande slutavvattningscentrifug håller rejektet från förtjockaren mellan röttningsstegen både lägre ammonium- och fosfathalt. Även VS-koncentrationen är lägre. Totalt förloras ca 5 %, eller 0,1 ton VS/d i rejektvatten från förtjockaren. Massflödet av ammoniumkväve och fosfat i förtjockarens rejektvatten extrapolerat till fullskala enligt Figur 16 och Tabell 19 är ungefär 117 kg_{NH₄-N}/d och 356 g_{PO₄}/d, vilket utgör 75 % respektive 79 % av inflödet för ammoniumkväve och fosfat. Slutsatsen är enligt Växjö



kommuns bedömning att rejektet från förtjockningen mellan huvud- och efterrötning håller god kvalitet. Även den ytterligare mängd fosfat och ammonium som bildas under efterrötningen anses utgöra en acceptabel höjning av näringsbelastningen på verkets reningssteg.

4.4.2 Rötslammets näringsinnehåll

Under buffertlagring och efterrötning omvandlas ungefär 31 kg av kvävet till ammonium och 4 kg fosfor till fosfat per dygn. Sammantaget gör detta att rötresten från efterrötningen i försöksled 1 innehåller 8,1 % TS samt 2,3 kg organiskt kväve, 2,2 kg ammoniumkväve, 3,0 kg fosfor, 0,1 kg kalium och 0,2 kg magnesium per ton TS. Med avseende på kväveinnehåll är detta jämförbart med svinflytgödsel. Den största skillnaden är att rötslammet innehåller nästan lika mycket fosfor som kväve vilket är 3 ggr mer än i svingödsel. Detta är inte odelat positivt då fosfor är gränssättande för hur mycket röt slam (eller flytgödsel) som får spridas på många jordar.

Mineraliseringen av kväve och fosfor över efterrötkammaren och den biologiskt aktiva bufferttanken kommer att innebära en tilläggsbelastning på reningsverkets reningssteg. Majoriteten av bildad ammonium och en del av det nybildade fosfatet kommer att tillföras verkets reningssteg med rejektet från slutavvattningen. Det slutavvattnade rötslammet kommer därmed att vara ett sämre gödselmedel ur agrar synvinkel än det oavvattnade rötslammet.

4.4.3 Mikrobiell kvalitet

Det är svårt att förutsäga vilka hygieniseringskrav som kommer att ställas i framtida regelverk. I föreliggande projekt har det därför antagits att rötslammets mikrobiella säkerhet kan säkerställas genom pastörisering i enlighet med de hygieniseringskrav som ställs i den så kallade ABP-förordningen. ABP-förordningen tillämpas vid hygienisering av animaliska biprodukter (EU, 2011). Fullgod hygienisering genom pastörisering uppnås enligt detta regelverk genom upphettning till- och varmhållning vid minst 70 °C i minst 1 h med en partikelstorlek om högst 12 mm. Dessa förhållanden har under försöket uppfyllts och verifierats genom sönderdelning i dispergeringsmaskin eller dubbelaxlig kvarn samt kontinuerlig registrering och arkivering av uppehållstid och temperatur. Jämn temperaturfördelning säkerställdes genom att kontinuerlig omrörning i pastöriseringstanken under upphettning och varmhållningsfas.

4.4.4 Tungmetaller i rötslammet

Koncentrationen av tungmetaller per kg TS är högre efter efterrötningen än efter huvudröttningssteget i båda försöksleden. Kadmiumnivån per kg fosfor i rötresten från efterrötningen i försöksled 1, som är mycket beroende av kadmium/fosfor-kvoten i inkommande avloppsvatten, hamnade i föreliggande försök mycket nära gränsvärdet i certifieringssystemet REVAQ som är 33 mg Cd/kg P. Rötresten från efterrötningen innehöll 32 mg Cd/kg P, vilket skall jämföras med 31 mg Cd/kg P i rötresten från huvudrötkammaren. En negativ effekt av efterrötningen är att förhållandet mellan vattenlösligt fosfat och organiskt bundet fosfat förskjuts mot vattenlösligt fosfat. Det är därför rimligt att anta att en högre andel av den totala fosforpolen i slammet kan avgå med rejektvattnet vid slutavvattnings om slammet efterrötas. Resultaten blir i så fall en högre Cd/P-kvot i slutavvattnat slam. Samtidigt ställs fosforreningskrav på reningsverket



vilket gör att det nybildade fosfatet i rejektet, åtminstone till viss del åter kommer att bindas in i Sundets internslem som återcirkuleras till huvudrötkammaren. Oavsett hur den nya fosforbalansen kommer att se ut är det viktigt att särskilt beakta denna fråga, speciellt mot bakgrund av att gränsvärdet inom REVAQ successivt kommer att sänkas till 17 mg Cd/k P år 2025 (REVAQ, 2011). Slutsatsen är att den oavvattade rötresten från efterrötningen ligger inom de gränsvärden för tungmetaller som anges i REVAQ men att Cd-koncentrationen som uppmättes i föreliggande projekt ligger mycket nära gränsvärdet.

4.5 Lukt och slutavvattning

4.5.1 Lukt

I anslutning till föreliggande projekt genomförde Växjö kommun i egen regi vissa orienterande tester beträffande lukt och slutavvattningsegenskaper. Dessa tester ingick egentligen inte inom projektavgränsningen men redovisas ändå i rapporten då de ger viktiga bidrag till helhetsbilden av de koncept som testats.

Erfarenheten från projektet är att pastörisering av avloppsslem genererar en mycket obehaglig lukt vilket kan leda till klagomål från närboende. Sundets personal testade därför ett aktivt kolfilter och ett luktreduceringsaggregat som benämns Aero 1000 OD och fann att båda metoderna reducerade pastöriseringslukten till en acceptabel nivå.

4.5.2 Slutavvattning

Slutavvattning är en mycket viktig delprocess för ett avloppsreningsverk. Hanteringen av det slutavvattade slemmet innebär stora kostnader varför det är viktigt att avvattnad slemvolym kan minimeras. Växjö kommun ville därför säkerställa att en god slutavvattningseffektivitet kunde uppnås för rötslemmet från efterrötningen i försöksled 1.

Vid 8 % TS visade det sig dock vara svårt att få rötslemmet från efterrötningen att reagera på ett bra sätt med de polymerer som provades. Dels behövde slemmet spädas med en lika stor volym vatten och dels gick det åt hela 500 g polymer/m³ slem. Trots detta blev de flockar som bildades relativt instabila. Det skall sägas att dessa avvattningstester var av orienterande karaktär och det hade behövts ett mer vetenskapligt angreppssätt för att dra några definitiva slutsatser. Resultaten ger dock en tydlig indikation på att det kan uppstå problem med slutavvattning om processkonfigurationen i försöksled 1 tillämpas utan åtgärder för att förbättra förutsättningarna för slutavvattningen.

Fyra faktorer har identifierats som kan ha påverkat avvattningsegenskaperna i negativ riktning:

- den fysiska koncentrationshöjningen genom förtjockning mellan huvudrötning och efterrötning
- dispergeringen som slår/maler sönder eventuella strukturer i slemmet
- det faktum att det tillsattes polymer vid förtjockning mellan huvudrötning och efterrötning och slemmet sedan hettas upp till 70 °C under efterföljande pastörisering
- det faktum att slemmet rötas två gånger.



Orsaken kan naturligtvis även vara en kombination av några eller alla ovan nämnda faktorer.

Även rötslammet från efterrötningen i försöksled 2 hade sämre avvattningsegenskaper än Sundets nuvarande rötslam. Skillnaden var emellertid betydligt mindre än för rötslammet från försöksled 1. Försöksled 2 innehöll ingen förtjockning med hjälp av polymer mellan de två rötningsstegen och heller ingen dispergering vilket tycks ha påverkat avvattningsegenskaperna i positiv riktning. Samtidigt blev avvattningsegenskaperna fortfarande inte fullt lika bra som för Sundets nuvarande slam vilket antyder att pastöriseringen och/eller efterrötning och/eller lagring av provet har en viss negativ inverkan.

Föreliggande projekt kan inte identifiera vilken eller vilka faktorer som påverkar avvattningsegenskaperna mest. Detta är ett uppslag för vidare studier. Det vore speciellt intressant att prova eller, i brist på existerande teknik, utveckla förtjockningsteknik som kan generera ett slam med en TS-koncentration på mellan 7 och 10 % och ett acceptabelt rejekt med ytterst begränsad, eller helt utan, tillsats av polymer. Även om avvattningsstudien var av orienterande karaktär blir slutsatsen att det finns en risk att processkonfigurationen som testades i försöksled 1 producerar ett rötslam som är svåravvattnat. För att försöka åtgärda detta problem vore det rimligt att börja med att eliminera dispergeringen som ändå inte bidrog positivt till biogasproduktionen. Dessutom kan ambitionsnivån för förtjockningen mellan rötningsstegen sänkas något så att mindre, eller i bästa fall ingen polymer behöver tillsättas innan pastörisering.



5. Sammanfattande slutsatser och analys av måloppfyllelse

Processkonfigurationen som representeras av försöksled 1 visade sig vara mer energieffektiv än alternativet i försöksled 2. Därför baseras de slutsatser som presenteras nedan på försöksled 1 som innefattade en efterrötkammare med delavvattning, dispergering och pastörisering mellan huvudrötkammaren och efterrötkammaren enligt figur 16.

Projektets mål var som följer:

1. visa att det går att öka biogasproduktionen vid ett vanligt kommunalt reningsverk med 15 % genom ökad nedbrytningsgrad av redan befintligt material
2. visa att den ökade biogasproduktionen blir dubbelt så stor i förhållande till det ökade behovet av processenergi
3. visa att det är tekniskt och biologiskt möjligt att röta slam med TS-halt på ca 10 %
4. visa att det genereras ett rötslam av tillräckligt hög kvalitet för användning som gödselmedel på åkermark

Nedan följer slutsatser som kan dras utifrån existerande dataunderlag och diskussionen ovan. Slutsatserna baseras på försök i pilotskala vid avloppsreningsverket Sundet utanför Växjö och det avloppsslam och specifika förhållanden som råder där.

- efterrötning kan ske med god processtabilitet och att det genererar en gas med hög metanhalt
- försöken indikerar att efterrötning kan höja Sundets metanproduktion med 16 %
- den ökade åtgången av extern värmeenergi för pastörisering motsvarar ungefär 2/3 av energiinnehållet i metanproduktionstillskottet från efterrötning
- även med energin som åtgår vid omrörning av efterrötkammaren inräknad blir energibalansen positiv
- förtjockningen mellan huvud- och efterrötning kan avvattna rötslammet till en TS-halt på > 9 % med ett rejekt som håller mycket god kvalitet
- det gick bra att få efterrötkammaren totalomblandad genom konventionell toppmonterad propelleromrörning trots en TS-halt inne i rötkammaren på strax över 8 %
- pastörisering och den biologiska aktiviteten i en eventuell buffertvolym innan efterrötning ökade metanbildningspotentialen inför efterrötningen i våra försök
- Utrötningsgraden i för efterrötningen inklusive hydrolysen i bufferttanken men exklusive den VS som förlorades i rejektvattnet från förtjockningen var 21 % medan utrötningsgraden i huvudrötkammaren var 47 %



- försöken indikerar att den totala utrötningsgraden kan ökas från befintliga 48 % (medeltal för Sundet 2011) till 68 % i och med de åtgärder som provades i försöksled 1
- genom att utrötningsgraden ökade kunde den maximala risken för metanemissioner från rötslammet minskas med 71 %, från 290 till 83 Nm³_{CH₄}/dygn
- förtjockning, buffertlagring, pastörisering och efterrötning gav i föreliggande försök en reduktion av VS-mängden som motsvarar en minskning av mängden slutavvattnat rötslam med 22 % (förutsatt att rötresten från efterrötningen kan avvattnas till samma TS-halt som dagens rötslam)
- under efterrötning och buffertlagring mineraliseras kväve och fosfor vilket leder till att en högre andel av dessa näringsämnen avgår med rejektet och därmed ökar belastningen på verkets reningssteg
- i och med att fosfor fälls ut i slammet kommer med tiden en ny fosforbalans att etableras vilket kan få negativ inverkan på kadmium/fosforkvoten som regleras genom certifieringssystemet REVAQ
- det finns en risk att processkonfigurationen som testades i försöksled 1 producerar ett rötslam som är svåravvattnat
- ett aktivt kolfilter eller ett aggregat som kallas Aero 1000 OD kan användas för att reducera pastöriseringslukten till en acceptabel nivå.

Utifrån dessa slutsatser bedömer projektutföraren att måluppfyllelsen är god.



6. Referenser

6.1 Publicerade referenser

Ahrne M. 2011. Kollektivtrafiken i Södermanland, en viktig aktör för en långsiktig biogasmarknad. Energikontoret i Mälardalen AB – Biogas Öst. Journalnummer 2010-1144.

Andersson M. 2011. Energikartläggning vid biogasanläggningen, Kungsängens gård. Examensarbete. Uppsala: SLU Institutionen för energi och teknik.

Avfall Sverige Utveckling. 2007. Frivilligt åtagande - inventering av utsläpp från biogas- och uppgraderingsanläggningar. Avfall Sverige Utveckling, U2007:02 – reviderad 2009, ISSN 1103-4092.

Avfall Sverige Utveckling. 2009. Frivilligt åtagande - Kartläggning av metanförluster från biogasanläggningar 2007-2008. Avfall Sverige Utveckling, ISSN 1103-4092.

Edström M. 1996. Biogas och växtnäring kretslopp stad-land. JTI-rapport Kretslopp & Avfall nr 2.

Energimyndigheten. 2010. Pressmeddelande 2010-07-02.

<http://energimyndigheten.se/sv/Press/Pressmeddelanden/Pressmeddelanden-2010/Mer-biogas-i-bilar-ar-bra-for-miljon/>

Energimyndigheten. 2012. Produktion och användning av biogas år 2011. ES2012:08, ISSN 1654-7543

EU. 2011. EU:s förordning om animaliska bioprodukter (EU), nr 142/2011. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:054:0001:0254:SV:PDF>

Graneryd E. 1978. Mekanisk värmeteori. Allmän kurs del 3. Institutionen för mekanisk värmeteori och kylteknik, Kungliga tekniska högskolan, Stockholm.

IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 5 – Waste. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC, ISBN 4-88788-032-4

Jarvis Å., Schnürer A. 2009. Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar. Avfall Sverige Utveckling, U2009:03 – reviderad oktober 2009. ISSN 1103-4092

Kars-Jordan F., Hiltunen P. 2007. Agitation handbook. KTH Industrial Engineering and Management, Machine Design. MMK 2007:23 MPK584

Lantz M., Ekman A., Börjesson P. 2009. Systemoptimerad produktion av fordonsgas, en miljö- och energisystemanalys av Söderåsens biogasanläggning. Rapport nr 69, Institutionen för teknik och samhälle, Miljö och energisystem, Lunds tekniska högskola.



Liljestam Cerruto J. 2011. Energianalys av Svensk Växtkrafts biogasanläggning i Västerås. Examensarbete 2011:10, Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet. ISSN 1654-9392

Nordberg Å., Edström M. 2004. Co-digestion of energy crops and the source-sorted organic fraction of municipal solid waste. In: Proceedings of the 10th World Congress on Anaerobic Digestion, Montreal, Canada, Proceedings Volume 1 pp. 544-549.

Nordberg Å., Edström M., Pettersson C-M. och Thyselius L. 1997. Samrötning av vallgrödor och källsorterat hushållsavfall. JTI-rapport, Kretslopp & Avfall nr 13.

Nordell E., Karlsson M. 2011. Post digestion of biogas production residues at mid-range mesophilic temperature. In: International IWA-Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste and Energy Crops 2011 Vienna, Austria, August 28th – September 1st. IWA Publishing.

Persson E., Ossiansson E., Carlsson M., Uldal M., Johannesson S. 2012. Rötning med inledande termofilt hydrolyssteg för hygienisering och ökad metanutvinning på avloppsreningsverk. Svenskt Tekniskt Gascenter (SGC), Rapport 250.

REVAQ. 2011. Regler för certifieringssystemet. Utgåva 2.2, 2012-01-01.

http://www.svensktvatten.se/Documents/Kategorier/Avlopp%20och%20milj%c3%b6/REVAQ/REVAQ-regler_2012%20version%2020120101.pdf

SCB. 2012. Leveranser av fordonsgas år 2009–2011, totalt. Korrigerad 2012-09-14. http://www.scb.se/Pages/TableAndChart_310231.aspx

Starberg K., Karlsson B., Larsson J-E., Lindberg A. 2005. Problem och lösningar vid processoptimering av rötkammardriften vid avloppsreningsverk. VA-Forsk rapport nr 2005-10, VA-Forsk.

Uldal M., Olsson L-E. 2009a. Undersökning av metanpotential vid mesofil respektive termofil rötning av blandslam. Anox Kaldnes AB.

Uldal M., Olsson L-E. 2009b. Undersökning av metanpotential vid samrötning av blandslam och matavfall. Uppdragsrapport till Växjö kommun. Anox Kaldnes AB.

6.2 Personliga meddelanden

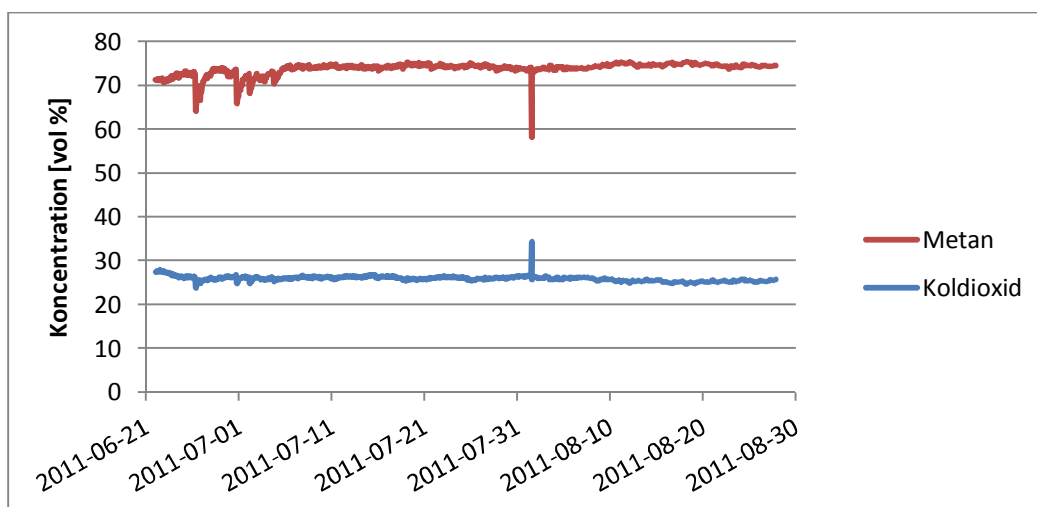
Eliasson K. 2012. Personligt meddelande 2012-10-09. Hushållnings-sällskapet Sjuhärad.

Kovaks T. 2012. Personligt meddelande 2012-10-14. Sulzer Pumps Sweden AB.

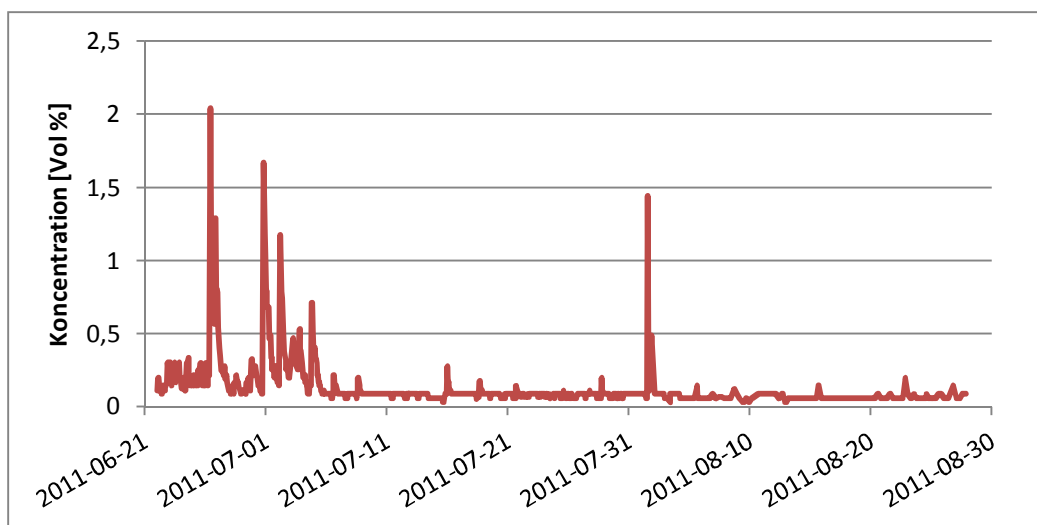


7. Bilaga 1. Gasdata

Försöksled 1

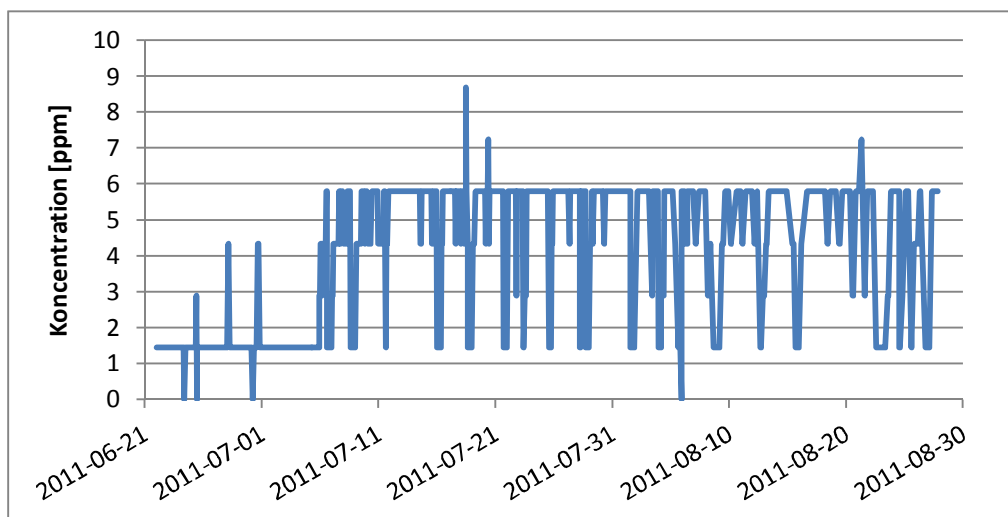


Koncentration av metan och koldioxid i rötkammare 2 under försöksled 1.

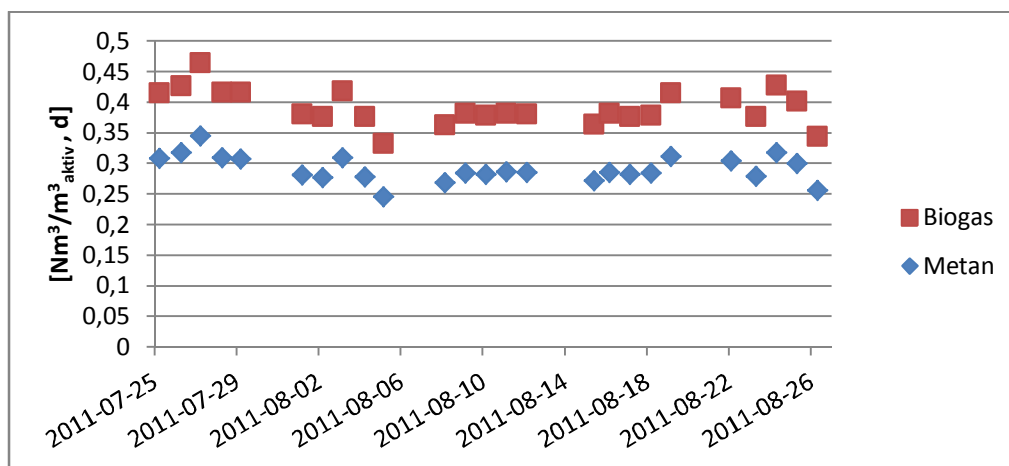


Koncentration av syrgas i rötkammare 2 under försöksled 1.



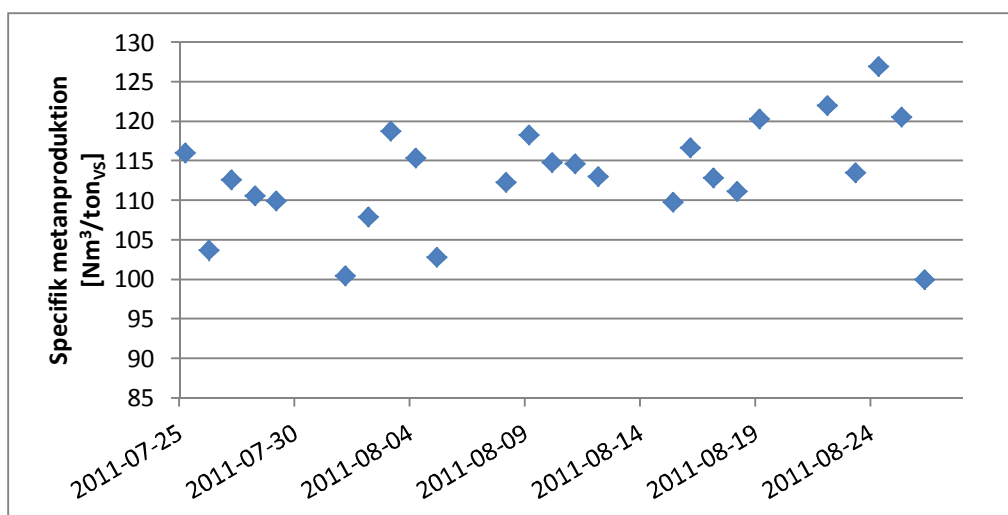


Koncentration av svavelväte i rötkammare 2 under försöksled 1.



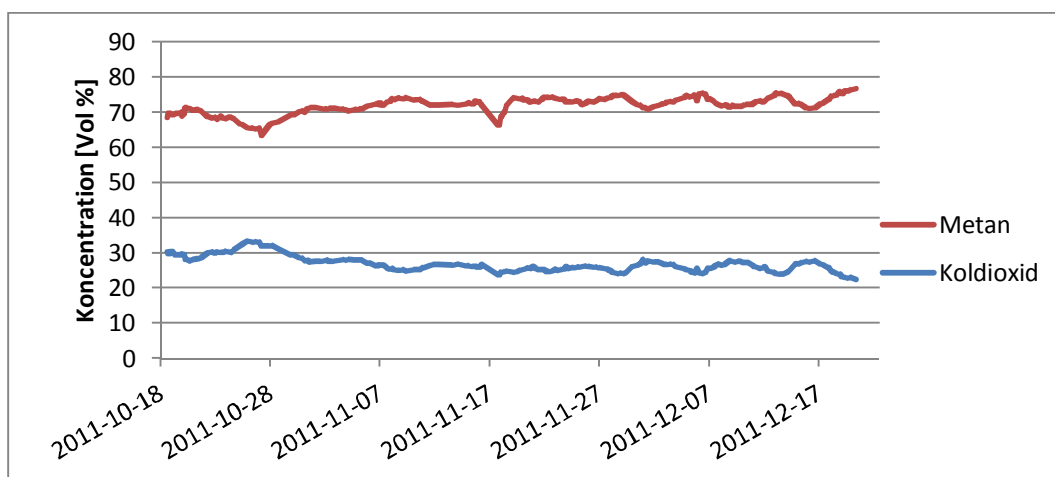
Biogas och metangasproduktionen i rötkammare 2 under försöksled 1 normaliserad med avseende på tryck, temperatur och rötkammарvolym.



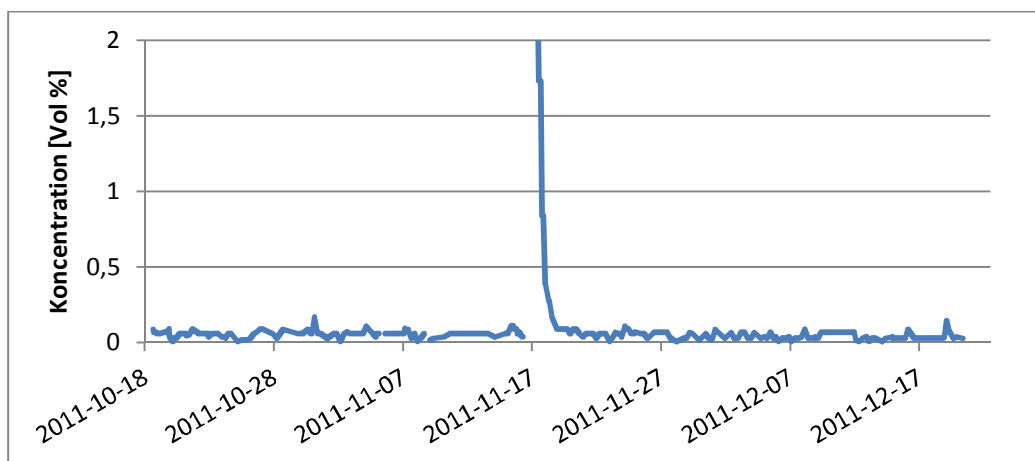


Biogas och metangasproduktionen i röt-kammare 2 under försöksled 1 normaliserad med avseende på tryck, temperatur och tillförd mängd organiskt material.

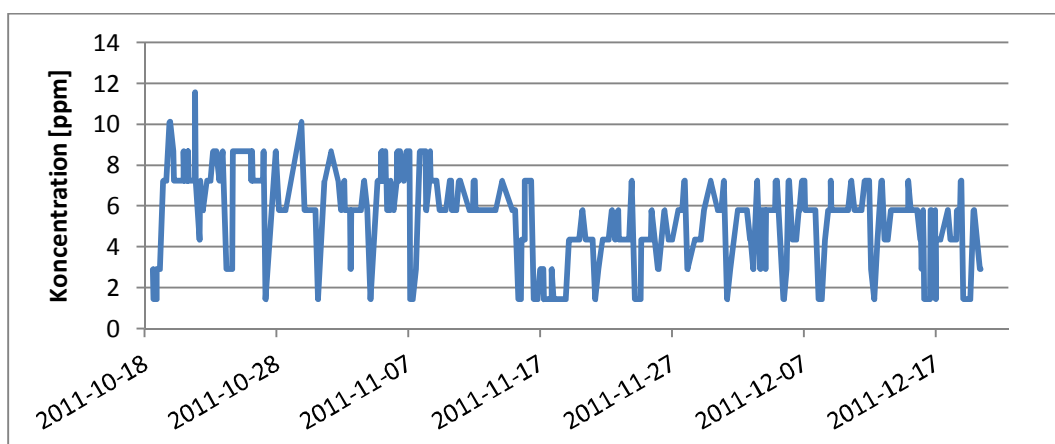


Försöksled 2

Koncentration av metan och koldioxid i rötkammare 1 under försöksled 2.

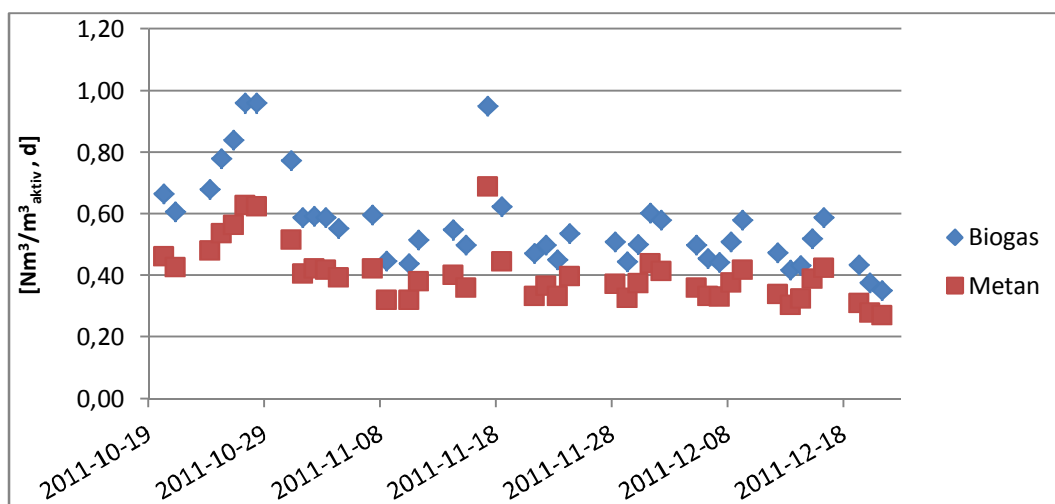


Koncentration av syrgas i rötkammare 1 under försöksled 2.



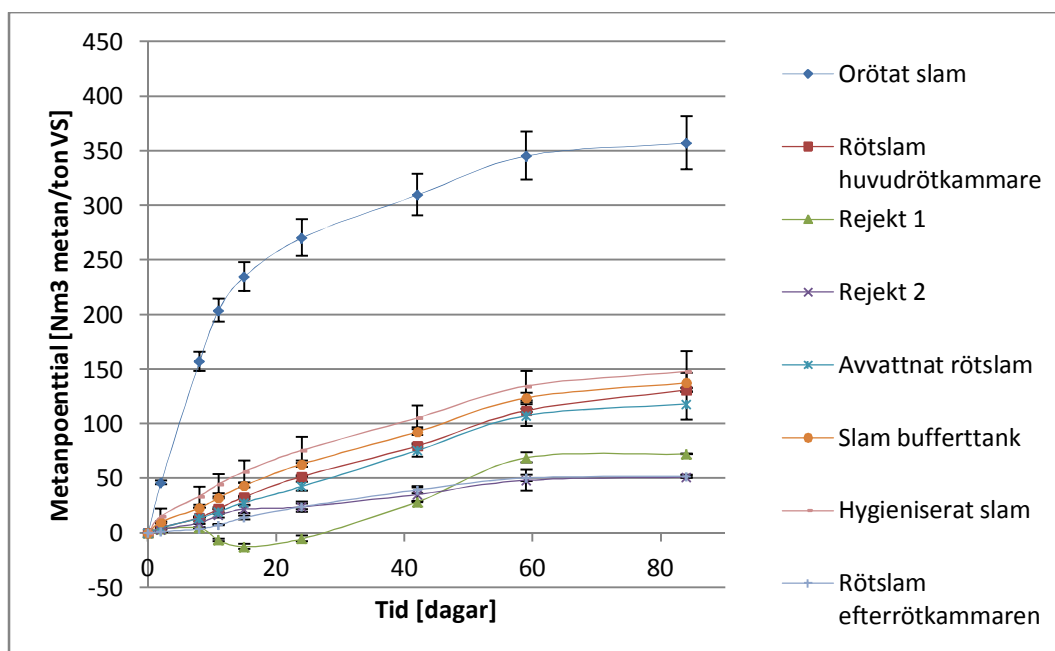
Koncentration av svavelväte i rötkammare 1 under försöksled 2.



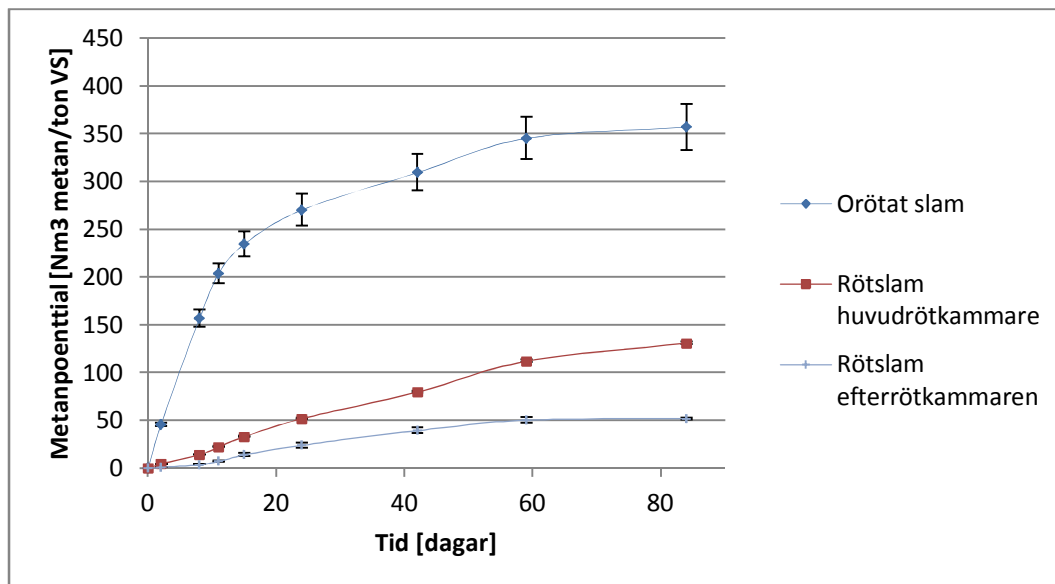


Biogas och metangasproduktionen i röt-kammare 1 under försöksled 2 normaliserad med avseende på tryck, temperatur och röt-kammarvolym.



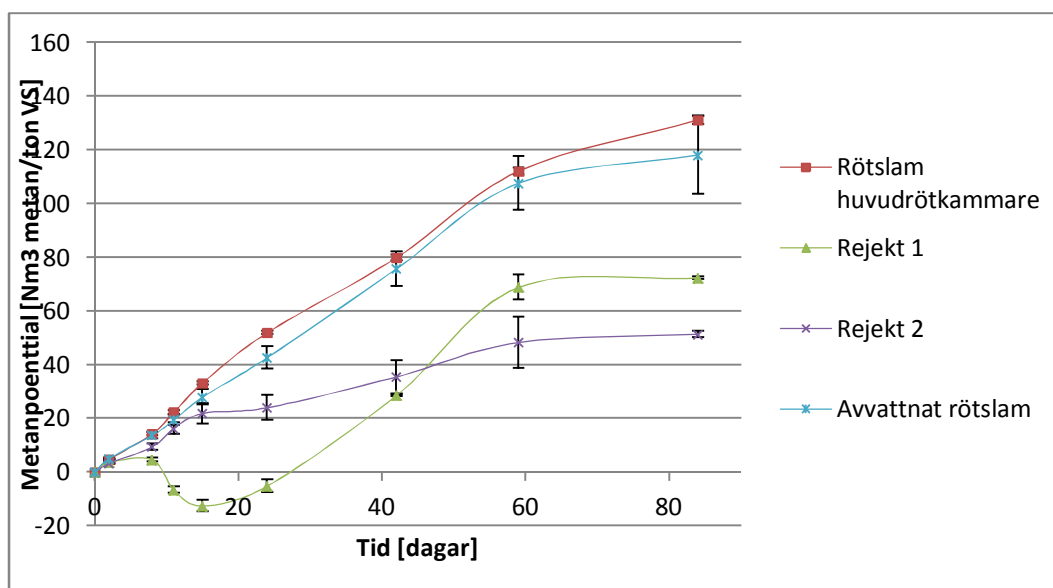
Bilaga 2. Utrötningsförsök**Försöksled 1**

Figuren ovan visar utrötningskurvor för samtliga provpunkter i försöksled 1.

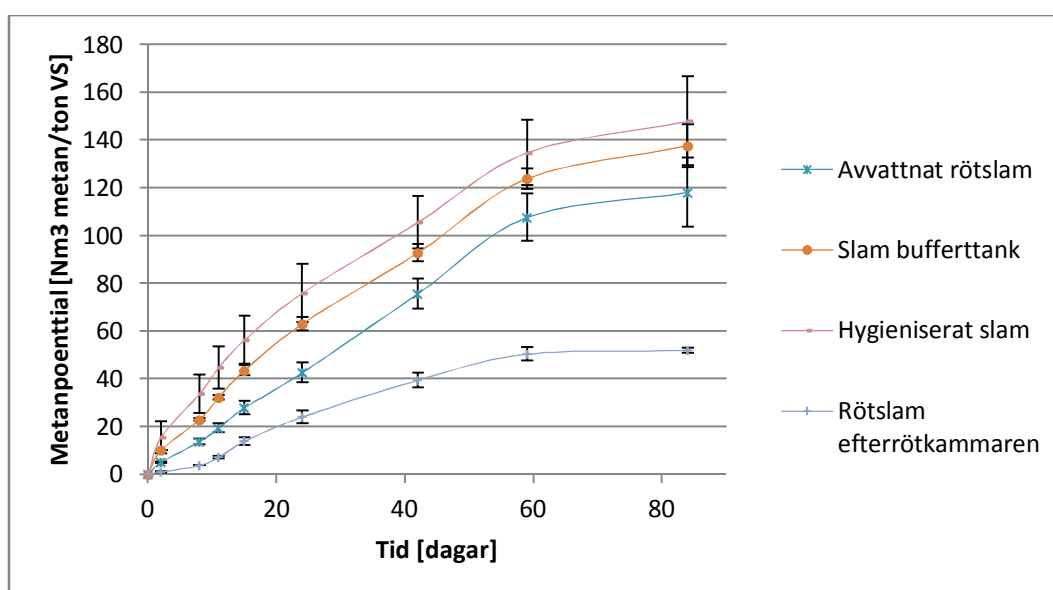


Figuren ovan visar metanpotential för slammet som kommer från Sundets reningsverk samt det rötade slammet från huvudrötkammaren och efterrötkammaren i försöksled 1.





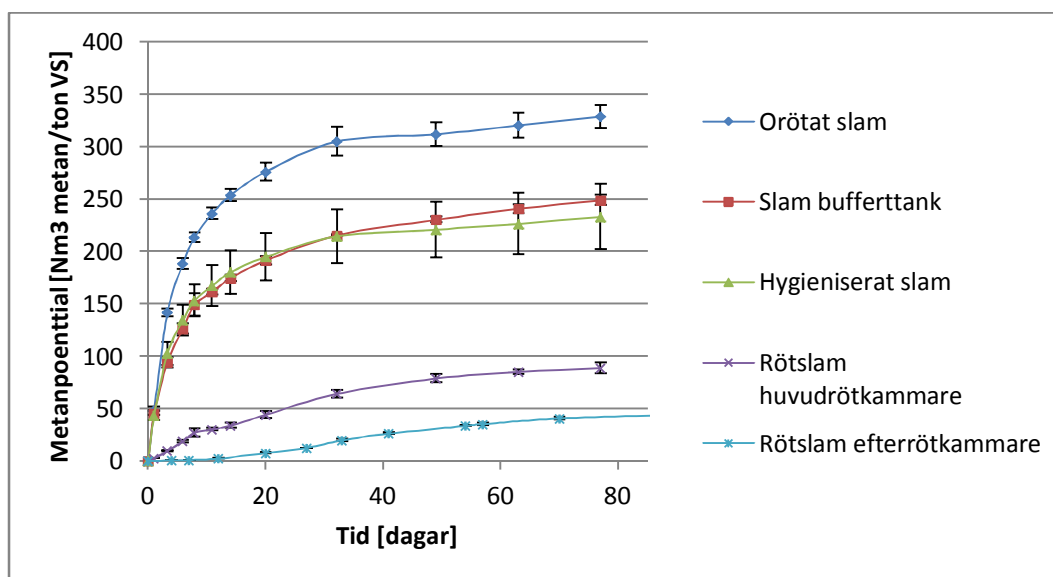
Figuren ovan visar metanpotentialen hos de tre fraktioner som lämnar bandavvattaren samt metanpotentialen hos det rötade slammet som går in i bandavvattaren.



Figuren ovan visar effekten av lagring i bufferttank, hygienisering och efterrötning.

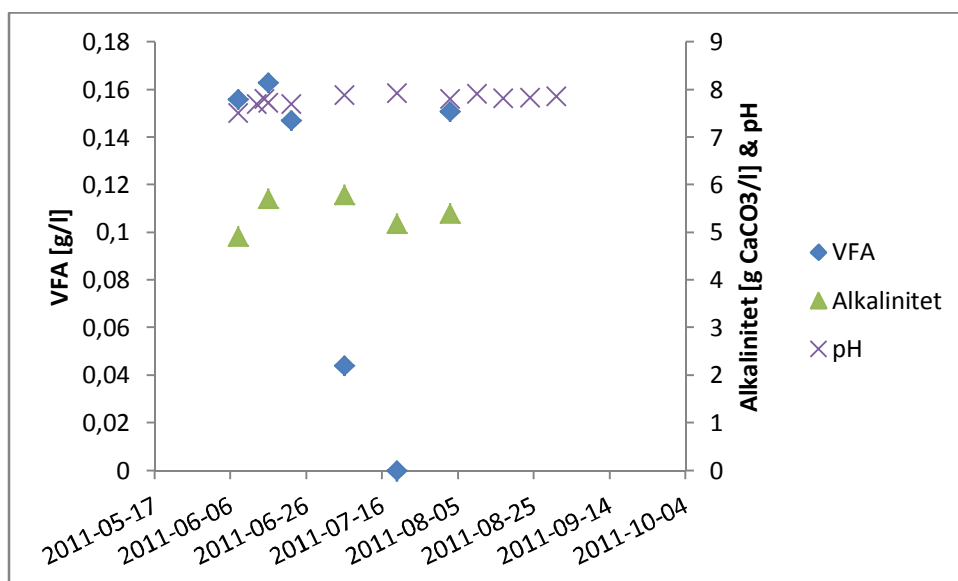


Försöksled 2

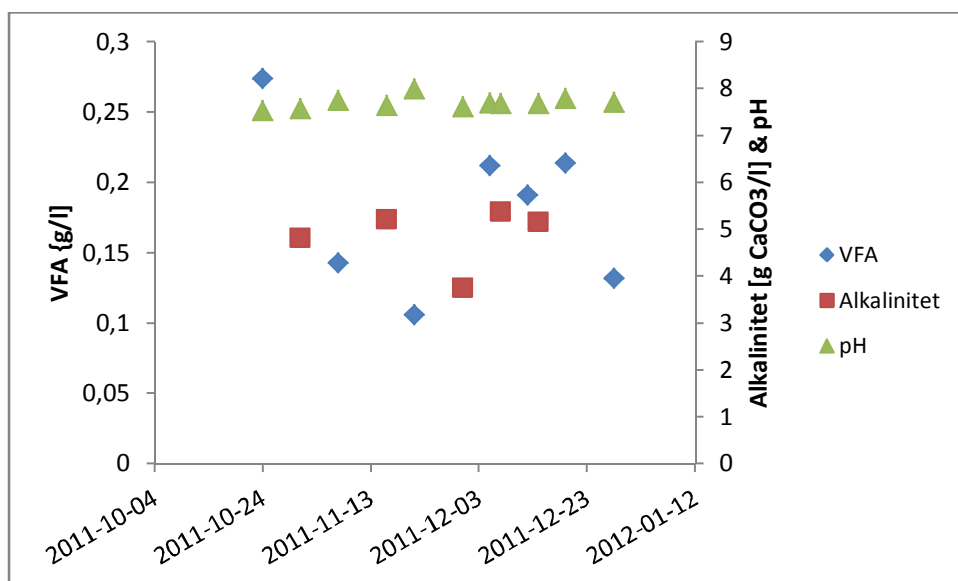


Figuren ovan visar utrotningskurvor för samtliga mätpunkter i försöksled 2. Observera dock att kurvan för rötslam från eftererrötkammaren är framtaget vid ett separat tillfälle.



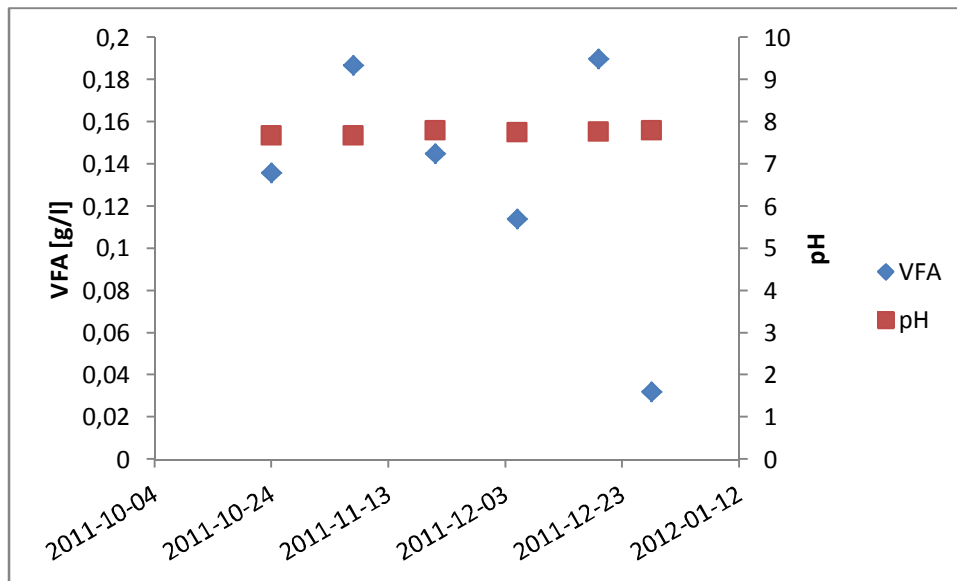
Bilaga 3. VFA, alkalinitet och pH

VFA, alkalinitet och pH för efterrötkammaren under försöksled 1.



VFA, alkalinitet och pH för huvudrötkammaren under försöksled 2.





VFA och pH för efterrötkammaren under försöksled 1.



Bilaga 4. Växtnäring

Försöksled 1

	Slam Sundets reningsverk	Huvud- rötkammare	Rejekt 1	Rejekt 2	Avvattnat slam	Bufferttank	Hygienisering	Efter- rötkammare	Rejekt Sundets ordinarie centrifug
Torrsubstans TS (%)	4,83	3,05	0,05	0,14	9,84	8,76	8,80	8,12	0,12
Glödförlust (% av TS)	76,50	63,44	**	56,23	64,09	63,74	62,37	59,40	**
Tot_kväve (kg/ton)	2,34	2,45	0,32	0,80	4,56	4,45	4,64	4,45	1,04
Organisk kväve (kg/ton)	1,80	1,05	0,01	0,03	3,34	2,86	2,79	2,27	0,04
Ammoniumkväve (kg/ton)	0,52	1,42	0,31	0,77	1,25	1,61	1,84	2,22	1,00
Tot-C (kg/ton)	20,58	10,21	0,11	0,34	33,48	29,35	29,85	25,25	0,33
C/N	11,44	9,71	9,22	9,84	10,06	10,27	10,70	11,12	8,91
Totalt fosfor (kg/ton)	0,96	0,90	0,01	0,05	3,05	2,68	2,97	2,97	0,03
Fosfat (g/ton)	3,56	3,98	0,95	2,14	7,12	39,75	66,99	134,12	7,79
Totalt kalium (kg/ton)	0,12	0,11	**	0,06	0,12	0,10	0,12	0,12	0,07
Totalt magnesium (kg/ton)	0,09	0,09	0,01	0,02	0,22	0,20	0,22	0,21	0,02
Totalt kalcium (kg/ton)	0,45	0,42	0,02	0,04	1,32	1,16	1,28	1,32	0,03
Totalt natrium (kg/ton)	0,08	0,08	0,05	0,07	0,08	0,08	0,09	0,10	0,08
Totalt svavel (kg/ton)	0,32	0,28	0,01	0,02	1,02	0,86	0,96	0,94	0,02



Försöksled 2

	Slam Sundets reningsverk	Bufferttank	Hygienisering	Huvudrötkammare	Efterrötkammare
Torrsubstans TS (%)	4,3	3,9	3,9	3,1	3,0
Glödförlust (% av TS)	75	71	71	62	61
Tot_kväve (kg/ton)	2,1	2,5	2,6	2,7	2,8
Organisk kväve (kg/ton)	1,8	1,6	1,7	1,0	0,9
Ammoniumkväve (kg/ton)	0,27	0,93	0,88	1,71	1,86
Tot-C (kg/ton)	17	15	15	10	10
C/N	10	10	9	10	10
Totalt fosfor (kg/ton)	0,85	0,98	1,01	1,05	1,06
Fosfat (g/ton)	0,9	3,3	7,6	7,5	10,8
Totalt kalium (kg/ton)	0,11	0,13	0,13	0,13	0,14
Totalt magnesium (kg/ton)	0,07	0,08	0,08	0,09	0,09
Totalt kalcium (kg/ton)	0,33	0,39	0,40	0,44	0,49
Totalt natrium (kg/ton)	0,08	0,10	0,10	0,11	0,10
Totalt svavel (kg/ton)	0,22	0,25	0,24	0,27	0,27

