

Pilotstudie

Termofil efterrötning för hygienisering och minskad slamproduktion

*Jesper Olsson
Magnus Philipson
Hans Holmström
Eric Cato*



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Rörsnät & Klimat
Avlopp & Miljö
Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Agneta Granberg (m), ordförande	Göteborgs Stad
Daniel Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten
Henrik Aspegren	VA SYD
Per Ericsson	Norrvatten
Tove Göthner	Sveriges Kommuner och Landsting
Per Johansson (s)	Gävle kommun
Stefan Johansson	Skellefteå kommun
Annika Malm	Kretslopp och vatten, Göteborgs Stad
Lisa Osterman	Örebro kommun
Kenneth M. Persson	Sydvatten AB
Lars-Gunnar Reinius	Stockholm Vatten AB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 Bromma
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Pilotstudie – Termofil efterrötning för hygienisering och minskad slamproduktion
Title of the report:	Pilot study – Thermophilic secondary digestion for hygienization and reduced sludge production
Författare:	Jesper Olsson, Mälardalens Högskola; Magnus Philipson, SLU; Hans Holmström, Uppsala Vatten och Avfall AB; Eric Cato, Uppsala Vatten och Avfall AB
Rapportnummer:	2014-08
Antal sidor:	66
Sammandrag:	Termofil rötning av mesofilt rötat slam har utvärderats som hygieniseringsmetod i ett pilotförsök. Gasproduktion, utrötningsgrad och avvattningsegenskaper har undersökts. Slammet har sedan luftats i syfte att titta på förändrade avvattningsegenskaper samt eventuell reduktion av läkemedelsrester.
Abstract:	Thermophilic digestion of mesophilic digested sludge has been evaluated as hygienizationmethod. Gasproduction, organic reduction and dewaterability have been examined. The sludge has then been aerated to study changes in dewaterability and possible reduction of pharmaceutical residues.
Sökord:	Förtjockning, termofil rötning, hygienisering
Keywords:	Sludge thickening, thermophilic digestion, hygienization
Målgrupper:	Drift- och processansvariga vid avloppsreningsverk
Omslagsbild:	Pilotanläggningen för termofil rötning samt tillhörande CST-analysator och gasmätare. Fotograf: Magnus Philipson
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2014
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	12-118
Projektets namn:	Pilotstudie – ny kombination av slambehandling för hygienisering, minskad slamproduktion samt reduktion av lukt efter mesofil rötning
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, Uppsala Vatten och Avfall AB och Mälardalens Högskola

Förord

Denna pilotstudie har utförts på grund av att Uppsala Vatten och Avfall AB beslutat utreda olika möjligheter att införa ett hygieniseringssteg för slam som produceras vid Uppsala reningsverk, Kungsängsverket.

Studien är ett samarbetsprojekt mellan Uppsala Vatten och Avfall AB, Mälardalens Högskola, JTI (Institutet för jordbruks- och miljöteknik) samt med ytterligare finansiering från Svenskt Vatten AB. Tack till dessa aktörer som genom finansieringen och kunskap bidragit till ökad kännedom inom området slamhantering.

Projektet har utförts delvis som ett examensarbete av Magnus Philipson. Jesper Olsson har varit handledare för examensarbetet samt genomfört kompletterande luftnings- och avvattningsförsök. Hans Holmström har bidragit med konstruktiv granskning under arbetet samt efterföljande granskning av rapportering. Eric Cato har bidragit med det praktiska arbetet som provtagning och tolkning av analyser. Eric har också granskat projektets rapportering.

JTI har bidragit med rötningsutrustning och VFA-analyser. Tack till Johnny Ascue och Gustav Rogstrand på JTI för goda råd kring driften av rötningsutrustningen samt hjälp vid VFA-analyser.

Avvattningsförsöken med det termofilt rötade slammet har genomförts av Lena Lindborg på SNF Nordic. Avvattningsförsöken med luftat slam har utförts av Jarl Söderblom på Kemira Kemi AB. Tack till dessa företag som ställt upp med polymer och tid för försöken.

Energibalansen är genomförd med hjälp av uppgifter lämnade av Kristian Jarheim på IGF gasprodukter, Tomas Bengtsson på Huber, Bengt Wigren på Sulzer Pumps, Fredrik Karlsson på Läckaby Products samt Johan Ericsson på Atek. Tack för all hjälp från dessa aktörer.

Tack också till Jörgen Magnér på IVL för genomförda läkemedelsanalyser samt hjälp med tolkning av resultaten.

Personal på Vattenlaboratoriet vid Uppsala Vatten och Avfall AB tackas för deras insats med kemiska analyser och praktisk hjälp vid driften av pilotrötkamrarna.

Författarna

Jesper Olsson

Magnus Philipson

Hans Holmström

Eric Cato

Innehåll

Förord.....	3
Sammanfattning.....	6
Summary.....	7
Ordlista.....	8
1 Inledning	9
1.1 Syfte och mål	11
1.2 Avgränsningar.....	11
2 Teoretisk bakgrund	12
2.1 Kungsängsverkets befintliga process.....	12
2.2 Biogas – sammansättning och energiinnehåll	13
2.3 Viktiga parametrar i biogasprocessen	16
2.4 Mesofil och termofil rötning	17
2.5 Slamavvattning	18
2.6 Bestämmelser om avloppsslam.....	19
2.7 El- och värmebalans vid reningsverk	22
3 Metoder och material	23
3.1 Försöksuppställning	23
3.2 Processutvärdering under uppstartningsfas och driftperiod	26
3.3 Energibalans	30
3.4 Efterföljande luftnings- och avvattningsförsök	32
3.5 Tungmetallanalyser och analyser av läkemedelsrester	33
4 Resultat.....	34
4.1 Uppstartningsfas	34
4.2 Resultat under driftperioden	36
4.3 El- och värmebalans.....	42
4.4 Luftnings- och avvattningsförsök	43
4.5 Metallanalyser	44
4.6 Läkemedelsrester	45
5 Diskussion	47
5.1 Uppstartningsfas och driftperiod	47
5.2 Energibalansberäkningar.....	49
5.3 Luftnings- och avvattningsförsök samt analyser av metaller och läkemedel	49
5.4 Framtida processförslag	50

6	Slutsatser	52
7	Referenser.....	54
	Bilaga A – Analysmetod av läkemedelsrester vid IVL.....	57
	Bilaga B – El- och värmebalansberäkningar	58
	Bilaga C – Läkemedelsanalyser	60

Sammanfattning

Naturvårdsverket fick i uppdrag av regeringen i februari 2012 att genomföra en utredning om hållbar återföring av fosfor från avloppsfraktioner och andra fosforkällor. Syftet med utredningen var att möjliggöra att näringen från avloppsslam och andra avfallsfraktioner på ett säkert sätt kan återföras till mark utan risk för hälsa och miljö. I uppdraget hade ett antal fraktioner, med högt fosforinnehåll som är viktiga att återföra till åkermark, identifierats som potentiella smittbärande (däribland fekalier från avloppsfraktioner). För att reducera dessa smittämnen konstaterade utredningen att det krävs förbättrad teknik för hygienisering. Det föreslogs då ett antal metoder som inledningsvis ska vara godkända att använda för behandling av bland annat avloppsslam. En av dessa metoder är värmebehandling med temperatur $\geq 55\text{ }^{\circ}\text{C}$ under en garanterad exponeringstid på 8 h.

Mot denna bakgrund ville Uppsala Vatten och Avfall AB undersöka möjligheten att komplettera verksamhetens mesofila rötning av blandslam med ett efterföljande termofilt rötningsssteg som ett hygieniseringsmetod. Detta steg skulle följas med luftning av det rötade slammet i syfte att förbättra slammets avvattningsegenskaper. Att lufta rötat slam har i tidigare studier visat sig ge bättre filtrerbarhet vid samma polymerförbrukning. En viss reduktion av det ammoniumkväve som frigjorts vid rötningen skulle också ske, vilket skapar en lägre internbelastning av kväve från rejektvattnet till reningsverkets huvudström. I process lösningen ingick också en tillsats av oxidationsmedlet kaliumpermanganat för att utvärdera om detta påverkade de läkemedelsrester som finns i slammet.

Resultaten visade att termofil rötning av avloppsslam som rötats mesofilt i ett första steg är genomförbar och kan i detta fall ge en gasproduktion motsvarande $190\text{ l/kg VS}_{\text{in}}$. För Kungsängsverket innebär detta en ökning i gasproduktion med omkring 20 % jämfört med enbart mesofil rötning.

Det termofilt rötade avloppsslammet fick försämrade avvattningsegenskaper och luktegenskaper. Det efterföljande luftningssteget återskapade delvis de goda avvattningsegenskaperna och förbättrade lukten efter den termofila rötningen.

Luftningsförsöken visade också att det går att reducera ammoniumkvävehalten med mer än 50 % genom ett efterföljande luftningssteg med en veckas uppehållstid. Detta skulle minska den interna kvävebelastningen på den biologiska reningen och ge stabilare resultat på kvävehalten i utgående vatten från reningsverket

Efterbehandlingen av slammet gav något högre metallhalter eftersom mer organiskt material bryts ner. Dock var anrikningen inte så hög så att det nämnvärt försämrade prognoserna att klara framtida gränsvärden.

En viss reduktion av några läkemedelsrester i slammet gick det att få med termofil efterrötning, luftning och behandling med kaliumpermanganat. Dock blev det oväntat också en kraftig ökning av hormoner efter behandlingen.

Summary

The Swedish Environmental Protection Agency was commissioned by the Swedish Government in February 2012 to conduct a study on a sustainable recycling of phosphorous from sewage sludge and other phosphorous rich rest products. The purpose of the study was to enable nutrients from sewage sludge and other waste fractions to be safely returned to arable land without any risk on health and environment. The project identified a number of fractions, with high phosphorous content that are important to recycle to agriculture. They were also potential pathogenic fractions (including faecal matter from sewage fractions). To reduce these risks the investigation concluded that improvements in technology for sanitation were needed. Some methods are initially approved for use in the treatment of sewage sludge. One of these methods is heat treatment with temperature ≥ 55 °C and a guaranteed exposure time of 8 hours.

Against this background, Uppsala Vatten & Avfall AB wanted to investigate the possibility of complementing the mesophilic anaerobic digestion of mixed sludge followed by a thermophilic digestion step as an alternative sanitation method. This was followed by an aeration of the digested sludge to improve dewatering which has proven to be a successful method in other studies performed on digested sewage sludge. A certain reduction of the ammonium nitrogen released during the digestion process would also occur which creates a lower internal load of ammonium nitrogen from the supernatant to the main waterstream through the WWTP. In the process solution it was also included the addition of the oxidant potassiumpermanganate. An evaluation was made if this affected the amount of pharmaceutical residues in the sludge.

The results showed that thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge after a mesophilic digestion is feasible and can provide a gas equivalent to 190 l/kg VS_{in}. In the case of the WWTP in Uppsala, this means an increase in gas production by about 20 % compared with only primary mesophilic anaerobic digestion.

The thermophilic treated sewage sludge obtained worse dewatering properties and odor characteristics. However, a subsequent aeration step partially recreated the good dewatering properties and provided a better odor on the digested sludge.

Aeration tests also showed that it can reduce the ammonium nitrogen content in the sludge by more than 50 % with a subsequent aeration step of about seven days retention time. This would reduce the internal nitrogen load on the biological treatment process and provide better results on the nitrogen content in the effluent from the treatment plant

The post-treatment gave slightly higher metal concentrations in the sludge because more organic matter was decomposed. However, the values could meet future limits.

Some reduction of a few pharmaceutical residues could be seen when the sludge was treated with thermophilic anaerobic digestion, aeration and potassium permanganate. However there was a big increase of estrone and progesterone in the sludge.

Ordlista

Ord	Förklaring
Exoenzymer	Enzymer som utsöndras av mikroorganismer och katalyserar processer utanför mikroorganismen själv.
Effektivt värmevärde	Den energi som frigörs vid förbränning, kompenserad för energiförluster genom förångning av bildade vattenmolekyler.
FeCl_3	Järnklorid. Fällningskemikalie som är vanlig vid kommunala reningsverk.
Hygienisering	Process för inaktivering av patogener.
KMnO_4	Kaliumpermanganat, ett oxidationsmedel.
Mesofil rötning	Rötningsprocesser i temperaturområdet 25–40 °C.
$\text{NH}_4\text{-N}$	Ammoniumkväve.
$\text{NO}_2\text{-N}$	Nitritkväve.
$\text{NO}_3\text{-N}$	Nitratkväve.
Nm^3	Normalkubikmeter, vanlig enhet vid mätning av gasvolym.
REVAQ	Ett slamcertifieringssystem ägt av Svenskt Vatten.
Termofil rötning	Rötningsprocesser i temperaturområdet 50–60 °C.
Filtrerbarhet	Hur lätt en vätska kan filtreras genom ett filter.
Utröttningsgrad	Hur stor andel av den organiska delen av råslammet som omsatts till biogas.

Förkortningar

Förkortning	Förklaring
CST	Capillary Suction Time. Mått på slams filtrerbarhet.
GF	Glödförlust. Den del av TS som förgasas under glödning vid 550 °C.
TS	Torrsubstanshalt (Total Solids). Den procentuella andel av ett substrat som återstår efter fullständig torkning vid 105 °C.
VFA	Halt av flyktiga fettsyror (Volatile Fatty Acids) såsom ättiksyra, propionsyra och butadionsyra.
VS	Volatile Solids, den organiska andelen av ett slamprov.
VS_{in}	Organiska andelen av inkommande slamsubstrat.
SAO	Syntrof Acetat Oxidation. Acetat omvandlas till koldioxid och vätgas med hjälp av SAO-bakterier.
ORL	Organic Loading Rate. Den organiska belastningen på en rötchammare.

1 Inledning

Näringsämnen transporteras ständigt från produktiv mark in till städerna via livsmedel och hamnar slutligen i det avloppsslam som produceras vid reningsverken. Ett sätt att till viss del sluta kretsloppet är att återföra avloppsslam till åkrarna. Utnyttjandet av växtnäringsämnen inom jord- och skogsbruk från avloppsreningsverkens slam har länge varit ett aktuellt problem som varit svårlöst och innehållit många intressekonflikter (Naturvårdsverket 2013; Arthursson 2008; Bernes & Lundgren 2009). Naturvårdsverket fick därför i uppdrag av regeringen i februari 2012 att genomföra en utredning om hållbar återföring av fosfor från avloppsfraktioner och andra fosforkällor (Naturvårdsverket 2013). Utredningen är en bearbetad version av den aktionsplan för återföring av fosfor från avloppsslam som kom 2010 (Naturvårdsverket, 2010). Syftet med utredningen var att möjliggöra att näringen från avloppsslam och andra avfallsfraktioner kan återföras till mark utan risk för hälsa och miljö. I uppdraget hade ett antal fraktioner, med högt fosforinnehåll som är viktiga att återföra till åkermark, identifierats som potentiellt smittbärande (däribland fekalier från avloppsfraktioner). För att reducera dessa smittämnen konstaterade utredningen att det krävs förbättrad teknik för hygienisering. I förslaget anges några metoder som inledningsvis ska vara godkända att använda för behandling av bland annat avloppsslam. En av dessa är värmebehandling med temperatur ≥ 55 °C och en garanterad exponeringstid på 8 h (Naturvårdsverket, 2013). I aktionsplanen för återföring av fosfor från 2010 föreslås dock en garanterad uppehållstid på 6 h vid ≥ 55 °C. I det underlag som tagits fram till ett nytt EU-direktiv för användningen av slam på åkermark accepteras en värmebehandling med temperatur ≥ 55 °C och en garanterad exponeringstid på 4 h (European Commission, 2010). I Norge accepteras samma värmebehandling men med endast 2 h garanterad exponeringstid (Nedland & Gjaerde, 2008).

Kungsängsverket behandlar avloppsvatten från Uppsala stad med förortsområden samt tätorterna Bälinge och Löfstalöt. Avloppsreningsverket är dimensionerat för 200 000 pe och består av mekanisk, biologiskt och kemiskt rening. I reningen avskiljs partikulärt material, löst organiskt material, kväve och fosfor från avloppsvattnet.

Vid avloppsreningsverket sker slamhantering med mekanisk och gravimetrisk förtjockning av primärslam, överskottsslam samt kemslam. Det förtjockade slammet rötas sedan mesofilt och avvattnas sedan med dekantercentrifuger (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2013).

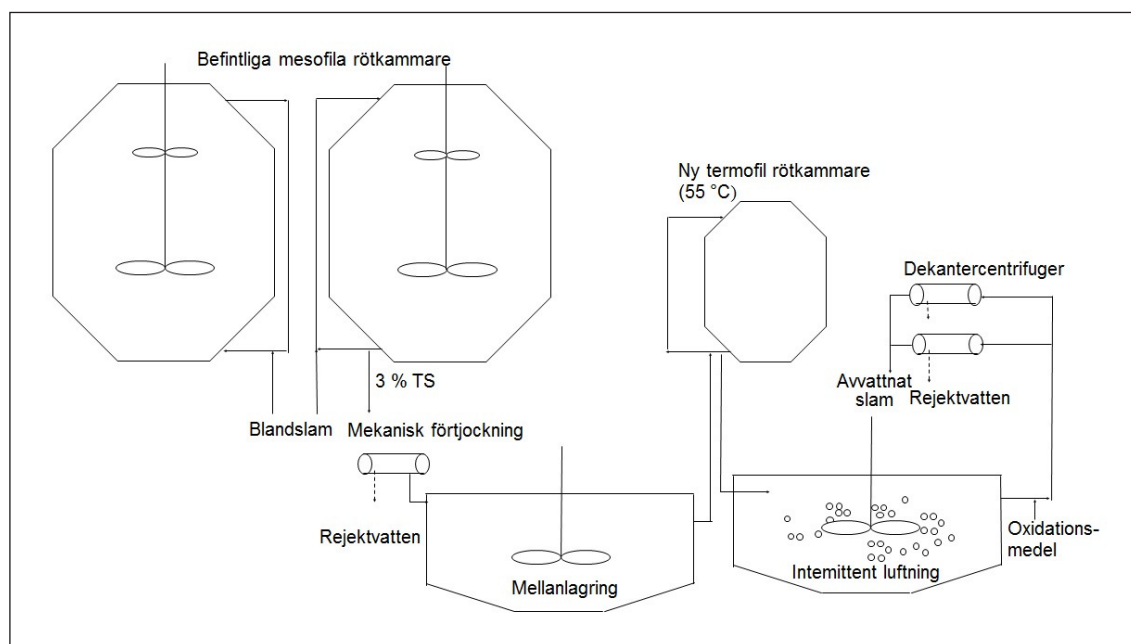
Tidigare har Uppsala Vatten och Avfall AB utrett möjligheten att införa ett hygieniseringssteg för mekaniskt förtjockat råslam som avskiljs vid Kungsängsverket. Anledningen till utredningen var bolagets införande av REVAQ's certifieringssystem för slamspridning på åkermark. Dessutom ville man föregripa krav på striktare hygieniseringskrav för hantering av avloppsslam.

Lösningen enligt utredningen var att Kungsängsverket skulle investera i en konventionell förpastöriseringsanläggning med tre parallella tankar där

det förtjockade råslammet värms upp till 70 °C med exponeringstiden en timme vid denna temperatur. Förpastörisering är den mest beprövade tekniken för hygienisering och är vanlig vid svenska biogasanläggningar, där källsorterat organiskt köksavfall samrötas med slakteriavfall och andra substrat (Persson et al., 2012). Investeringskostnaderna för en eventuell framtida anläggning visade sig vara relativt höga. Dessutom skulle hygieniseringssteget innebära en kraftig ökning av Kungsängsverkets värmeförbrukning. Värmekällan för hygieniseringen bedömdes i utredningen vara fjärrvärme i kombination med en framtida flis- eller oljepanna.

Mot denna bakgrund ville Uppsala Vatten och Avfall AB undersöka möjligheten att komplettera verksamhetens mesofila rötning av blandslam med ett termofilt efterröttningssteg med en garanterad uppehållstid på sex timmar vid ≥ 55 °C som en alternativ hygienisering. Detta steg skulle följas av en luftning av det rötade slammet i syfte att förbättra slammets avvattningsegenskaper. Detta har visat sig vara en framgångsrik metod i andra studier genomförda på rötat avloppsslam (Kevbrina et al., 2011). En viss kväveavskiljning av det ammoniumkväve som frigjorts vid rötningen skulle också ske, vilket skapar en lägre internbelastning av ammoniumkväve från rejektvattnet. I processlösningen ingick också en tillsats av oxidationsmedlet kaliumpermanganat. Det utvärderades om detta påverkade de läkemedelsrester som finns i slammet.

En processlösning i fullskala (se figur 1-1) skulle kunna kombinera hygienisering med ökad biogasproduktion och på så sätt utgöra ett ekonomiskt försvarbart hygieniseringsalternativ. En ökad utröttningsgrad och därmed minskade slammängder kan också medföra sänkta kostnader för transport och fortsatt hantering av slam, vilket skulle vara ytterligare en positiv effekt. En minskad slammängd är dock beroende av att slammets avvattningsegenskaper inte försämras.



Figur 1-1 Den tänkta processlinjen för alternativ hygienisering av slam. Processen består av mesofil rötning, mekanisk förtjockning, termofil rötning, luftning och avvattning.

1.1 Syfte och mål

Syftet med projektet är att genom ett pilotförsök bedöma genomförbarheten för en termofil efterrötning på reningsverk med mesofilt rötat slam. Detta genomförs genom att:

- Mäta gasproduktionen i efterröttningsanläggningen och slammets utröttningsgraden.
- Undersöka kvaliteten på erhållen biogas med avseende på metan-, koldioxid- och svavelvätehalter.
- Dokumentera driftparametrarna $\text{NH}_4\text{-N}$, VFA, totalalkalinitet, bikarbonatalkalinitet och pH samt relatera dessa till driftresultatet.
- Kvantifiera eventuella förändringar i slammets avvattningsegenskaper genom CST-analys efter de olika processtegen.
- Upprätta en energibalans för ett fullskaligt system med termofil efterrötning.
- Avgöra om luktegenskaperna förändras efter termofil rötning och efterföljande luftning
- Avgöra hur hög kväveavskiljning som kan uppnås med intermittent luftning.

Målet med projektet är att visa om det går att få en energimässigt självförsörjande hygieniseringsmetod med termofil efterrötning och minskade slammängder för vidare behandling som följd. Dessutom vill man få en bild av hur slammets egenskaper påverkas vid denna efterbehandling samt undersöka hur stor kväveavskiljning som kan nås med en intermittent efterföljande luftning.

I förlängningen ska en mer sofistikerad pilotanläggning där hela den tänkta processlinjen, med förtjockning, termofil rötning och oxidation utvärderas.

1.2 Avgränsningar

Försöksuppställningen fokuserar på att undersöka hur den termofila efterrötningens funktion vid 55 °C samt slammets påverkan vid efterföljande oxidationssteg. Eftersom metoden har antagits vara en godkänd hygieniseringsmetod har inte någon utvärdering av hygieniseringseffekten genomförts inom projektets ramar. Uppstartningsfasen var 11–12 veckor för att få rötkamrarna i funktion och genomfördes med två olika strategier för att få igång den termofila processen. Resultat från denna uppstart utvärderas också inom projektets ramar. Det finns dock fler uppstartningsstrategier som inte nämns i denna studie. Energibalansberäkningarna är genomförda för hela den tänkta processlinjen med förtjockning, termofil rötning och luftning.

2 Teoretisk bakgrund

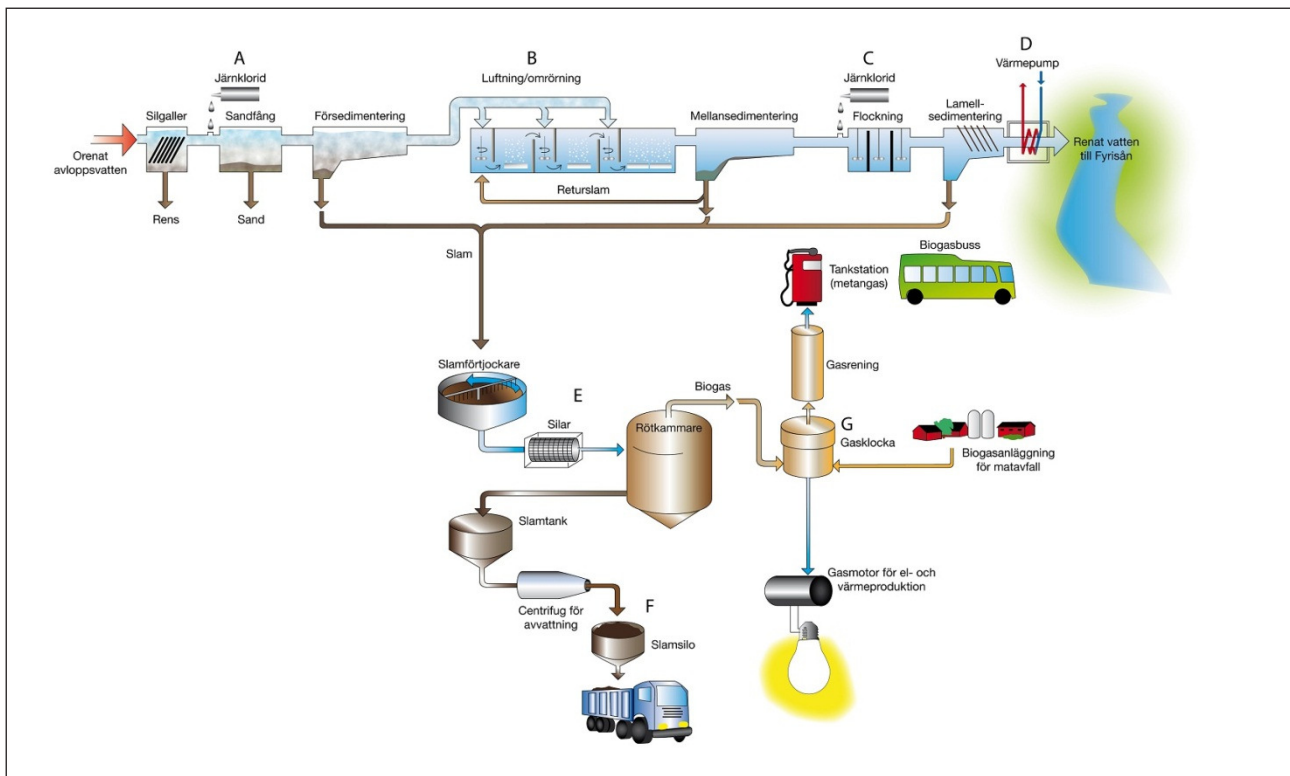
2.1 Kungsängsverkets befintliga process

Kungsängsverket i Uppsala är ett av Sveriges större reningsverk och behandlar avloppsvatten från Uppsala tätort, Bälinge och Lövsälö. Under 2012 behandlades omkring 20 miljoner m³ avloppsvatten och det producerades 2 100 000 Nm³ biogas samt 3 500 ton TS avloppsslam (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2013). Det slam som produceras på Kungsängsverket i Uppsala är REVAQ-certifierat sedan januari 2013. Under de närmaste fyra åren finns fortsatt behov av slam för täckning av den avslutade deponin vid Hovgårdens avfallsanläggning. I förlängningen kommer dock spridning på produktiv mark att bli aktuellt för Uppsala Vatten och Avfall AB om förutsättningar finns.

En översiktlig bild av processen vid Kungsängsverket visas i figur 2-1. Efter det inledande mekaniska reningssteget, där grovt partikulärt material avskiljs, doseras en fällningskemikalie (FeCl₃) innan avloppsvattnet leds in i försedimentering där primärslam avskiljs. Vattnet genomgår sedan biologisk rening med aktivt slam i luftnings- och sedimenteringsbassänger. I det biologiska steget avskiljs löst och partikulärt organiskt material, fosfor och kväve. I avloppsvattnet utgör den huvudsakliga delen av kvävet ammoniumkväve. Detta omvandlas till nitratkväve genom nitrifikation och vidare till kvävgas genom denitrifikation i luftade respektive oluftade volymer. Det överskott av biomassa som produceras i det biologiska steget avskiljs som överskottsslam. Slutligen passerar vattnet genom ett kemiskt reningssteg där fällningskemikalie återigen doseras för att fälla ut ytterligare fosfor från vattnet. Det slam som bildas här benämns kemslam. Alla de tre slamfraktionerna samrötas genom en konventionell totalomblandad process i två mesofila rötkammare som drivs parallellt. Den aktiva rötkammarvolymen är 5 700 m³. TS-halten för blandslammet in till rötningen är 4–5,5 % och för det rötade slammet 3–3,5 %. Inpumpad mängd blandslam till rötningen kan variera mellan 200–400 m³/d.

Efter rötningen avvattnas slammet med hjälp av två dekantercentrifuger. Genom att polymererna tillsätts förbättras slammets avvattningsegenskaper avsevärt då de får de fasta partiklarna att bindas samman till större flockar. Under 2012 förbrukades 20 ton polymerer vid slutavvattningen på Kungsängsverket (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2013).

44 % av den biogas som producerades under 2012 uppgraderades till fordonsgas medan 43 % drev en lokal gasmotor för produktion av el och värme. En liten del av den producerade biogasen eldades i gaspannor för värmeutvinning. Uppvärmningen av rötkamrarna sker med hjälp av värmeenergi producerad på plats och fjärrvärme vid behov. När gasklockan är fylld och produktionen överstiger anläggningens kapacitet att ta hand om gasen eldas överskottet upp i en gasfackla (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2013).



Figur 2-1 Processen vid Kungsängsverket. Illustration: Uppsala Vatten och Avfall AB.

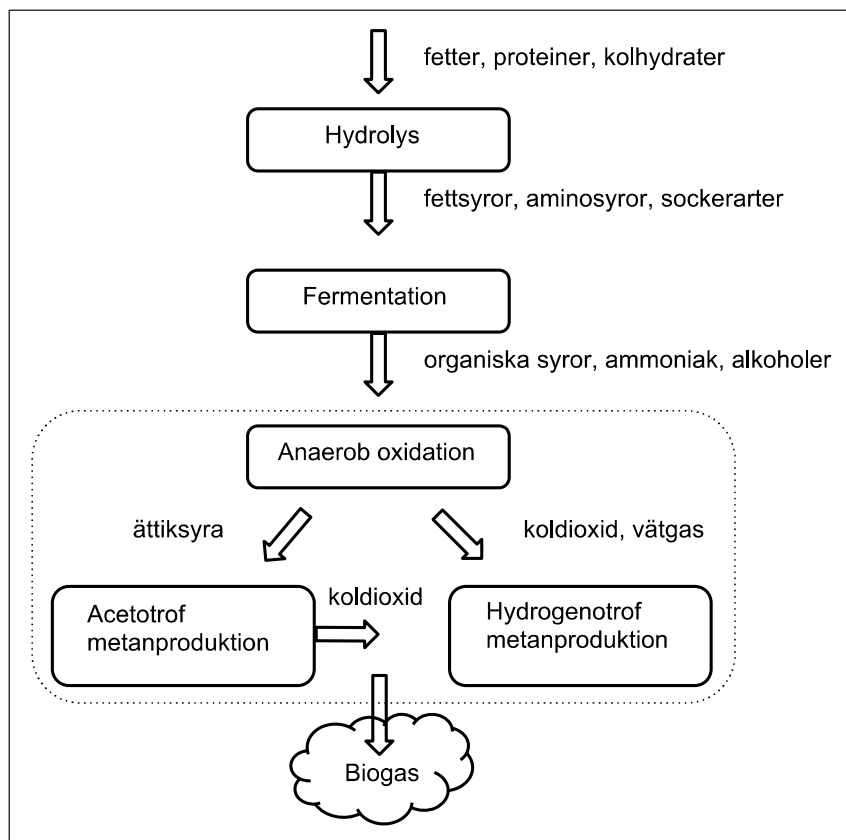
2.2 Biogas – sammansättning och energiinnehåll

Sammanfattningen i rå biogas skiljer sig haltmässigt beroende på processens utformning och typ av substrat, men dess beståndsdelar är i huvudsak desamma. Obehandlad biogas från rötning består huvudsakligen av metan (60–70 %) och koldioxid (ca 35 %) (Svenskt Gastekniskt Center, 2011). Dessutom innehåller rötgasen små mängder vattenånga, kvävgas, vätesulfid och gasformig ammoniak (Jarvis & Schnürer, 2009). Det effektiva energivärdet för rötgas är 6,5 kWh/Nm³ vid 65 % metaninnehåll (Svenskt Gastekniskt Center – SGC, 2011) Eftersom energivärdet ökar med ökad metanhalt är det önskvärt att den framställda biogasen håller en så hög metanhalt som möjligt.

2.2.1 Mikrobiologiska förutsättningar för biogasproduktion

Mikroorganismer lever i ständig konkurrens. De som under givna betingelser kan tillgodogöra sig mest energi ur substratet (födan) kommer att bli dominerande (Jarvis & Schnürer, 2009). Om syre finns närvarande i nedbrytningsprocessen kommer de aeroba organismerna att bli mer konkurrenskraftiga än de anaeroba organismerna. Detta eftersom de får ut mer energi ur födan (Zehnder, 1988). För biogasframställning utnyttjas så kallad anaerob rötning, en röttningsprocess i slutna tank där det enda syret närvarande är det som tillförs via substratet. En fungerande biogasprocess bygger på ett väl avstämt samspel mellan olika grupper av mikroorganismer, bakterier såväl som arkéer (Deublein & Steinhauser, 2011). Biogasframställ-

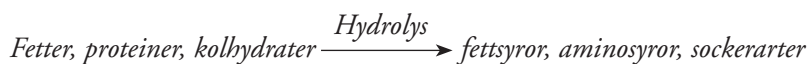
ningen bygger på fyra huvudsteg: Hydrolys, fermentation, anaerob oxidation och metanbildning, se figur 2-2.



Figur 2-2 Schematisk skiss över mikrobiologin bakom biogasproduktion som den ser ut i normalfallet. Illustration: Magnus Philison, SLU.

2.2.2 Hydrolys

Biogasprocessens första steg, hydrolysen, omvandlar komplexa makromolekyler som är för stora för att tas upp av mikroorganismer till mindre. Processen katalyseras av så kallade exoenzymer som utsöndras av de aktuella mikroorganismerna och sker alltså utanför cellväggen (Deublein & Steinhauser, 2011). Råmaterialet för rötningen kan delas in i grupperna fetter, proteiner och kolhydrater. Genom hydrolysen omvandlas ämnen från dessa respektive grupper till fettsyror och kortare fettkedjor, peptider och aminosyror samt mindre komplexa sockerarter. Tidsåtgången för detta steg varierar för olika typer av substrat (Jarvis & Schnürer, 2009).



2.2.3 Fermentation (Acidogenes)

Genom fermentationsprocesser omvandlas hydrolysens produkter till bland annat organiska syror, alkoholer, ammoniak, koldioxid och vätgas. De bildade syrorna är mestadels lättflyktiga, såsom ättiksyra och propionsyra (Deublein & Steinhauser 2011).

Fermenterare

Fettsyror, aminosyror, sockerarter $\longrightarrow$ *org. syror, NH_3 , alkoholer, CO_2 , H_2*

Enligt Jarvis & Schnürer (2009) är antalet mikroorganismer som är involverade i detta steg betydligt fler än för de övriga stegen, vilket gör det snabbare och mindre känsligt mot förändringar. En för kraftig beskickning av en rötningsprocess kan alltså lätt leda till en ansamling av organiska syror med sänkt pH och därmed toxiska biverkningar som följd. Toxiska effekter kan också orsakas av substrat med högt proteininnehåll, genom att detta leder till en ökad ammoniakproduktion (Jarvis & Schnürer, 2009).

2.2.4 Anaerob oxidation (Acetogenes)

Efter fermentationen tar mikroorganismer som anaerobt oxiderar alkoholerna och de organiska syrorna till acetat, vätgas och koldioxid (Jarvis & Schnürer, 2009). Vätgasbildningen beror på att de aktuella mikroorganismerna använder sig av protoner som elektronmottagare (Deublein & Steinhauser, 2011).

Alkoholer, organiska syror $\xrightarrow{\text{Anaeroba oxiderare}}$ $CH_3COO^- + H_2 + CO_2$

Processen är beroende av ett relativt lågt partialtryck från vätgas för att vara termodynamiskt gångbar. Energiutbytet för de acetogena reaktionerna minskar nämligen ju högre vätekonzentrationen blir (Deublein & Steinhauser 2011). Detta steg är alltså beroende av att vätgastrycket hålls lågt. Detta ombesörjs under välfungerande förhållanden av mikroorganismerna i det sista steget, metanbildningen (Jarvis & Schnürer, 2009).

2.2.5 Metanbildning (Metanogenes)

De metanproducerande mikroorganismerna tillhör domänen arkéer, detta till skillnad från övriga berörda organismer som alla är bakterier (Westerholm, 2012). Gemensamt för alla metanbildare är att de tillväxer relativt långsamt (Deublein & Steinhauser 2011). Detta medför att de ofta utgör en begränsning för i vilken utsträckning en rötningsprocess kan matas. Om den hydrauliska uppehållstiden är för kort riskerar detta att metanogenerna sköljs ut ur processen, eftersom de inte hinner föröka sig i samma takt som material pumpas in och ut ur röt-kammaren. (Jarvis & Schnürer, 2009). Även om metanbildning i en biogasreaktor är en komplex process, som utförs av en mängd olika arkéer, går det att urskilja två huvudvägar och ett specialfall.

Acetotrof metanbildning

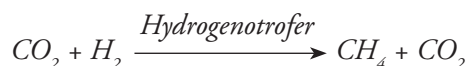
Acetotrof metanbildning sönderdelar ättiksyra till metan och koldioxid.

$CH_3COOH \xrightarrow{\text{Acetotrofer}} CH_4 + CO_2$

Om förutsättningarna är goda för de acetotrofa metanbildarna kommer denna process att stå för den största delen av metanproduktionen i en rötningsprocess (Jarvis & Schnürer, 2009). Enligt Deublein & Steinhauser (2011) härrör 70 % av metanproduktionen från acetotrof metanogenes.

Hydrogenotrof metanbildning

I den hydrogenotrofa metanbildningen används koldioxid och vätgas som substrat.



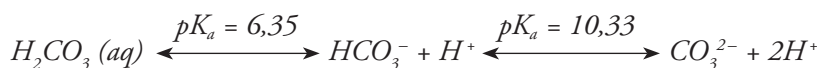
Denna process förekommer parallellt med den acetotrofa metanbildningen och i de flesta fall svarar dessa två grupper av metanogener för all metanbildning i en rötkammare (Jarvis & Schnüerer, 2009). Som redan har berörts är denna process vital för de anaeroba oxiderarnas förutsättningar genom konsumtionen av vätgas.

Metanbildning genom SAO

När de acetotrofa metanbildarna inhiberas omvandlas istället acetat till koldioxid och vätgas (Westerholm, 2011) med hjälp av SAO-bakterier. Den producerade koldioxiden och vätgasen omvandlas sedan till metan av hydrogenotrofa bakterier på det sätt som beskrivs i föregående avsnitt. I studien Sun et al. (2014) genomfördes försök att fastställa omfattningen av SAO och nivåerna av SAO-bakterier i 13 fullskaliga kommersiella biogasanläggningar i Sverige. Slutsatserna av denna studie visade att SAO-bakterier gynnas av en relativt hög halt fri ammoniak (>160 mg/l) samt höga VFA-halter medan acetotrofa metanbildare missgynnas av detta. I 10 av de 13 studerade anläggningarna fanns stora mängder SAO-bakterier trots att anläggningarna drivs med olika driftförhållanden. För att öka processtabiliteten och effektivitet på fullskaliga biogasanläggningar behöver optimala tillväxtförhållanden utredas för SAO-bakterier enligt Sun et al. (2014).

2.3 Viktiga parametrar i biogasprocessen

pH är en central parameter vid biogasproduktion och påverkas bland mycket annat av mängden koldioxid löst i substratet. När koldioxid löser sig i vatten inställer sig en jämvikt mellan kolsyra och vatten enligt



Den sönderdelade kolsyran får genom detta en pH-buffrande funktion (Atkins & Jones, 2007).

Enligt Jarvis & Schnüerer (2009) kan en termofil biogasprocess vanligen belastas med 4–5 kg VS/m³, d. Om en biogasprocess drivs med för hög organisk belastning kan så kallad surjäsning uppkomma. Detta sker eftersom de bakterier som sköter hydrolys och fermentation tillväxer snabbare än metanbildarna. Då de bildade fettsyrorerna inte konsumeras i samma takt som de bildas sjunker pH och toxiska förhållanden kan uppstå varpå processen i värsta fall avstannar (Jarvis & Schnüerer, 2009; Deublein & Steinhauser, 2011).

Proteinrika substrat i rötningen leder till att ammonium frigörs (Deublein & Steinhauser, 2011). Ammonium (NH₄⁺) står i vattenlösning i jämvikt med ammoniak (NH₃). pK_a-värdet eller dissociationskonstanten för jämvikten är 9,25 vid +25 °C, vilket innebär att vid pH 9,25 är koncen-

trationerna ammonium respektive ammoniak lika höga (Atkins & Jones, 2007). pK_a -värdet är temperaturberoende och beräknas enligt sambandet (Calli et al., 2005):

$$pKa = 0,09018 + \frac{2729,92}{T + 273,15} \quad \text{ekv 2.1}$$

Vid +37 °C (mesofil rötning) är pK_a -värdet 8,89 och vid +55 °C (termofil rötning) 8,41. Jämvikten mellan ammonium och ammoniak har en buffrande funktion genom att ett överskott av vätejoner resulterar i att ammoniak övergår i ammoniumform och därmed motverkar en sänkning av pH. Till skillnad från ammonium har ammoniak en starkt toxisk inverkan på mikroorganismer (Deublein & Steinhauser, 2011). Hur stor andel av det totala ammonium-/ammoniakhalten som föreligger i respektive form är beroende av temperatur och pH (Fricke et al., 2006; Gallert & Winter, 1997). Ju högre temperatur och pH desto mer är jämvikten förskjuten mot ammoniak. Det är därför rimligt att anta att biogasprocesser löper större risk att drabbas av ammoniaktoxicitet vid höga pH och högre temperatur.

2.4 Mesofil och termofil rötning

Röttningsprocesser i temperaturområdet 25–40 °C benämns mesofila medan temperaturer i intervallet 50–60 °C termofil rötning (Deublein & Steinhauser, 2011). För avloppsslam är mesofil rötning den vanligaste metoden. Den anses ofta vara stabilare och mer lättskött än en termofil process (Jarvis & Schnürer, 2009). Termofil rötning har visat sig generellt ge en högre utröttningsgrad än mesofil rötning (Gavala et al., 2003). Som följd av detta kan termofila anläggningar byggas något mindre än mesofila. Dock gör den ökade nedbrytningshastigheten att processen blir känsligare för störningar i form av giftiga komponenter (Jarvis & Schnürer, 2009). Termofila anläggningar löper också större risk för ammoniaktoxicitet eftersom det för mikroorganismerna ofarliga ammonium i större utsträckning övergår till ammoniak med ökad temperatur.

2.4.1 Övergång från mesofil till termofil rötning

Uppstarten av en termofil rötning från en mesofil process är ett långsamt och kritiskt förlopp som beror på många faktorer exempelvis tillgång och källa av den ymp som används, den organiska belastningen, rötkammarens volym och dess design. Övergångsperioden innebär att en mindre termofil mikroorganismpopulation ska gynnas framför den mesofila populationen. I fullskaliga processer är det nödvändigt att övergången sker med minimala processstörningar samt under en så kort övergångsperiod som möjligt (Palatsi et al., 2009)

Eftersom aktiviteten hos de metanproducerande mikroorganismerna är känsligare för temperaturförändringar än de organismer som är aktiva i fermentationen (van Lier et al., 1993) ackumuleras VFA vid en övergång från mesofila förhållanden till termofila förhållanden (Palatsi et al., 2009). Ackumulering ger en snabb minskning av metanproduktionen, vilket innebär kraftiga processtörningar i en fullskalig process om inte övergång från

mesofila till termofila förhållanden sker på ett genomtänkt sätt (van Lier et al., 1993).

Det finns flera olika strategier att starta upp en termofil rötning med en mesofil ymp. En metod som finns beskriven är en snabb ökning från mesofila till termofila förhållanden samtidigt som den organiska belastningen minskas initialt för att sedan öka belastningen allt eftersom processen stabiliseras (Bolzonella et al., 2003). Ett annat sätt baseras på en långsam ökning av temperaturen med konstant organisk belastning. Dock kräver detta en längre övergångsperiod (Zabranska et al., 2000). En tredje övergångsstrategi är en stegvis ökning av temperaturen i fem steg (35 – 43 – 45 – 50 – 52 – 55 °C) med en modifiering av den organiska belastningen efter varje steg till dess att systemet har anpassat sig (de la Rubia et.al., 2005).

Jämförande studier mellan en stegvis temperaturökning i tre steg (35 – 43 – 50 – 55 °C) och i ett steg (35–55 °C) har genomförts av Palatsi et al. (2009). Den organiska belastningen var konstant i båda fallen. En av slutsatserna från denna undersökning visade att systemet där temperaturökningen genomförts i ett steg återhämtade sig efter 20 dygn med god metanproduktion och låga VFA-halter (Palatsi et al., 2009).

2.5 Slamavvattning

Utrötat avloppsslam genomgår vanligen en avvattningsprocess innan det lämnar ett reningsverk. Målet är att nå en så hög TS-halt som möjligt och därmed minimera slamvolymerna. Låg halt av suspenderade ämnen i rejektvattnet är också av stor vikt för att minimera recirkulation av partiklar tillbaka till huvudströmmen. Vid större reningsverk sker avvattningen ofta med dekantercentrifuger eller silbandspressar. Ju mindre de sammanhängande slampartiklarna är, desto starkare blir de kapillära vattenbindande krafterna, varför stora slampartiklar är önskvärda. Slampartiklarna är ofta elektriskt laddade och för att motverka repulsion genomgår slammet ofta en så kallad konditionering, vilket i Sverige oftast innebär tillsats av kemikalier. Antingen tillsätts oorganiska ämnen i syfte att neutralisera slampartiklarnas laddningar eller organiska och ofta laddade polymerer för att neutralisera och samtidigt binda samman slampartiklarna. När slampartiklarna kommer tillräckligt nära varandra blir de alltid närvarande van der Waals-krafterna tillräckligt starka för att ytterligare binda samman partiklarna och avskilja kapillärvatten. Sammantaget är ett slams avvattningsegenskaper alltså beroende av slampartiklarnas storlek och laddning (Svenskt Vatten AB, 2010).

Avvattningsegenskaperna för ett slam påverkas bland annat av den drifttemperatur som används vid rötningen av slammet. Bouskova et al. (2006) studerade avvattningsegenskaperna för slam som behandlats vid drifttemperaturerna 33, 35, 37, 39 och 55 °C. Resultaten visade att filterbarheten var sämst för det slam som behandlats vid 55 °C (termofila förhållanden) och bäst för det slam som behandlats vid 37 °C (mesofila förhållanden). Detta förklarades med att en högre andel av flockarna dispergerat i termofila förhållanden och fanns som kolloidala partiklar i vattenfasen. Då slamproverna pressades blev det högst TS-halt i slamkakan från det prov som behandlats vid 55 °C.

Jason & Novak (2001) studerade avvattningsegenskaperna för slam i en tvåstegsprocess med en termofil rötning i serie med en mesofil process. Den termofila förrötningen drevs vid olika hydrauliska uppehållstider (1,5, 2, 2,5 och 3 dygn), medan efterföljande mesofila process hade en uppehållstid på 15 dygn i fyra olika semikontinuerliga utföranden. Resultaten visade att koncentrationerna av proteiner och polysackarider i kolloidal storleksfraktion ökade med ökande uppehållstid i den termofila rötningen. Detta gav en försämrad filtrerbarhet och ökande polymerbehov som följd. Anledningen till att proteiner ackumulerades berodde på att de enzymer som bryter ner proteiner inaktiveras under termofila förhållanden. Endast en liten del av det kolloidala materialet bröts ner i den efterföljande mesofila reaktorn.

Det finns studier genomförda på att efterlufta det rötade materialet för att förbättra avvattningsegenskaperna. Kevbrina et al. (2011) genomförde en aerob behandling av termofilt rötat slam från Moskvas reningsverk genom intermittent och kontinuerlig luftning. Syftet var att eliminera höga koncentrationer av ammoniumkväve i rejektvattnet och förbättra avvattningsegenskaperna. Resultaten visade bland annat att mängden ammoniumkväve minskade med 65–89 % i rejektvattnet vid optimala förhållanden samt att behovet av polymer minskade från 8 till 5 kg för varje ton torrt slam utan att avvattningen försämrades. Optimala förhållanden var i denna studie 3–4 dygns uppehållstid i den luftade volymen, 0,2–0,5 mg/l i syreöverskott vid kontinuerlig luftning och 0,7–1 mg/l vid intermittent luftning. Optimal temperatur var 30–35 °C.

Enligt Parravicini et al. (2008) kan en efterföljande intermittent luftning av mesofilt rötat slam innebära en kvävereduktion under optimala förhållanden på 45 %. Det betonas i denna studie att förhållandet oxisk/anoxisk tid behöver optimeras för att inte ackumulera nitrat.

2.6 Bestämmelser om avloppsslam

2.6.1 Allmänna bestämmelser

Avloppsslam producerat i Sverige regleras av EU-direktivet 86/278/EEG och Naturvårdsverkets kungörelse (SNFS 1994:2). Dessa föreskrifter reglerar användningen av avloppsslam på ett sådant sätt att skador på människor, djur, mark och vegetation minimeras. Vid tidpunkten för detta arbete finns inga krav på hygienisering av slam.

I Naturvårdsverkets kungörelse (SNFS 1994:2) regleras också metallhalter i avloppsslam som saluförs eller överläts för jordbruksändamål. Gränsvärdena presenteras i tabell 2-1.

Tabell 2-1 Gränsvärden av metaller för slam vid markanvändning.

Gränsvärde i slam (mg/kg TS)	
Bly	100
Kadmium	2
Koppar	600
Krom	100
Kvicksilver	2,5
Nickel	50
Zink	800

(Naturvårdsverkets kungörelse (SNFS 1994:2))

2.6.2 REVAQ-certifiering

REVAQ är ett certifieringssystem för avloppsslam som ägs av Svenskt Vatten AB. Certifieringen utgör en kvalitetssäkring för avloppsslam avsett att återföras till produktiv mark och ställer högre kvalitetskrav på slammet än gällande lagstiftning. För att ett avloppsslam ska kunna REVAQ-certifieras måste producenten bland annat ständigt arbeta med att förbättra slammets kvalitet och ha transparens i alla led av slamhanteringen (REVAQ, 2013). Det finns också krav på kontroll av 60 spårämnen med anrikingspotential i mark och krav på att slammet ska vara hygieniserat vid användning inom jordbruket.

De spårämnen som vid näringstillförsel med slam har en ackumulerings-takt större än 0,20 % per år ska bestämmas. Dessa benämns sedan prioriterade spårämnen och ska finnas med i den handlingsplan som upprättas för att avloppsslammets kvalitet ständigt ska kunna förbättras. I handlingsplanen ska det också finnas de spårämnen som regleras i Naturvårdsverkets kungörelse (SNFS 1994:2) och som vid tillförsel av maximal fosforgiva, 22 kg/ha, tillför mer än hälften av tillåtet gränsvärde i g/ha. Om det visar sig efter ett antal provtagningar att ett prioriterat spårämne understiger en ackumulerings-takt på 0,20 % är det inte längre prioriterat. Detsamma gäller för spårämnen som är under hälften av tillåtet gränsvärde, i g/ha, enligt Naturvårdsverkets kungörelse (SNFS 1994:2).

Enligt bestämmelserna i REVAQ är slam hygieniserat om det kan säkerställas att det är Salmonellafritt innan det kan levereras till jordbruk. De hygieniseringsmetoder som är tillåtna är: pastörisering, termofil rötning med garanterad uppehållstid på 2 h, kalkning (bränd och släckt kalk) och långtidslagring i minst 6 månader. Även andra metoder kan godkännas. Dock krävs det att man kan visa att dessa fungerar. Detta sker genom att man vid minst tre skilda tillfällen där Salmonella påvisats före hygienisering tar ut prov före och efter hygienisering. Slammet ska efter hygienisering vara Salmonellafritt (REVAQ, 2013).

2.6.3 Förslag från Naturvårdsverkets rapport 6580

I den utredning om hållbar återföring av fosfor från avloppsfraktioner och andra fosforkällor som Naturvårdsverket fick i uppdrag av regeringen att genomföra (se närmare beskrivning i kap 1), är ett av förslagen nya gränsvärden för metaller och organiska ämnen i en framtida förordning (se tabell 2-2).

Utgångspunkten är att gränsvärdena successivt ska skärpas så att ett system i balans kan uppnås på sikt. Det skapas då en möjlighet för teknikutveckling som leder till renare fraktioner i enlighet med miljö kvalitetsmålet "Giftfri miljö" (Naturvårdsverket, 2013).

Tabell 2-2 Förslag på gränsvärden för metaller och organiska ämnen för slam i Naturvårdsverkets rapport 6580 (Naturvårdesverket, 2013).

	2015 (mg/kg TS)	2023 (mg/kg TS)	2030 (mg/kg TS)
Bly	35	30	25
Kadmium	1	0,9	0,8
Koppar	600	550	475
Krom	60	45	35
Kvicksilver	1	0,8	0,6
Nickel	40	35	30
Silver	5	4	3
Zink	800	750	700
Dioxin ¹	20 ²	15 ²	10 ²
PFOS ³	0,07	0,05	0,02
Klorparaffiner ⁴	4	3	2
PCB7 ⁵	0,06	0,05	0,04
BDE-209 ⁶	0,7	0,5	0,5

¹ PCDD/PCDF. Beräknat som halt toxicitetskvivalenter (TEQ)

² ng TEQ/g TS

³ Perfluoroktansulfonat

⁴ Kortkedjiga klorparaffiner

⁵ Polyklorerade bifenyler

⁶ Bromererat flamskyddsmedel

De hygieniseringsmetoder som i utredningen föreslås vara godkända är bland annat:

1 *Termisk torkning*

Temperatur: ≥ 80 °C, exponeringstid: 10 min, fuktighet: <10 %

2 *Värmebehandling*

Temperatur: ≥ 52 °C, exponeringstid: 24 h

Temperatur: ≥ 55 °C, exponeringstid: 8 h

Temperatur: ≥ 60 °C, exponeringstid: 3 h

Temperatur: ≥ 65 °C, exponeringstid: 1 h

Temperatur: ≥ 70 °C, exponeringstid: 30 min

3 *Sluten kompostering*

Motsvarande temperaturer och exponeringstider som för värmebehandling. Temperaturprofiler ska registreras och materialet ska vändas så att i princip allt material uppnår angiven temperatur.

4 *Öppen kompostering*

Temperaturprofilen bestäms och antal vändningar kan sedan beräknas.

5 *Kalkbehandling*

pH: ≥ 12 , Temperatur: ≥ 55 °C, exponeringstid: 2 h

6 *Ureabehandling*

pH: ≥ 12 , Temperatur: 4 °C, exponeringstid: ett antal dygn beroende på koncentration av ammoniak och total koncentration av ammoniumkväve.

2.6.4 Läkemedelsrester i avloppslam

Det finns idag inga lagstadgade gränsvärden för läkemedelsrester i slam från reningsverk. Inte heller i Naturvårdsverkets rapport om "Hållbar återföring av fosfor" (Naturvårdsverket 2013) föreslås några nya förslag på gränsvärden i en ny förordning. Det nämns endast kort i rapporten att fler studier

behövs om vilka läkemedelssubstanser som följer med vattenfasen och vilka som avskiljs i slammet.

Förekomst av läkemedelsrester i vatten och slam har bland annat studerats på Bromma och Henriksdahls reningsverk i en studie av Wahlberg et al. (2010). I studien konstaterades det att läkemedelsrester som avskilts från avloppsvatten till slam passerar i huvudsak rötkammaren och följer med det avvattnade slammet. Endast en liten del kan återföras till inloppet via rejektvatten när det rötade slammet centrifugeras. I studien översteg tre av de analyserade läkemedelsresterna 1 mg/kg TS i slam. Det var två så kallade bredspektrumantibiotika, ciprofloxacin och tetracyklin samt ketokonazol som ingår i mjällschampo.

2.7 El- och värmebalans vid reningsverk

Olsson (2008) skriver att konventionella svenska reningsverk är nettoanvändare av el och värme. Luftningsbassänger och biobäddar utgör oftast de största elanvändarna men olika former av pumpning är också stora förbrukare. Ofta tas el och värme tillvara genom biogasproduktion men en stor potential finns också i form av utvinning av värme från det utgående vatten. Vidare är valet av lämpliga pumpar grundläggande för att hålla elbehovet lågt. Sammantaget finns ofta potential till el- och värmebesparande förbättringar vid reningsverken, både genom nya processteg och nya regleringsstrategier, men också genom optimering av befintlig utrustning (Olsson, 2008). Det är önskvärt att utvinna så mycket biogas som möjligt ur avloppsslammet, då detta inte bara genererar minskade slammängder utan också en koldioxidneutral källa för el och värme.

3 Metoder och material

3.1 Försöksuppställning

Den aktuella försöksuppställningen hyrdes in från JTI (Institutet för jordbruks- och miljöteknik) och bestod av två rötkammare (benämnda RK1 och RK2) på 35 l vardera med tidsstyrda omrörare (se figur 3-1). De var också utrustade med termometer och automatisk temperaturreglering. Ingen automatik fanns för beskickning och avtappning utan detta sköttes manuellt via en pluggförsedd öppning i toppen respektive en bottenkran. Övertrycksskydd fanns i form av vattenfyllda u-rör.

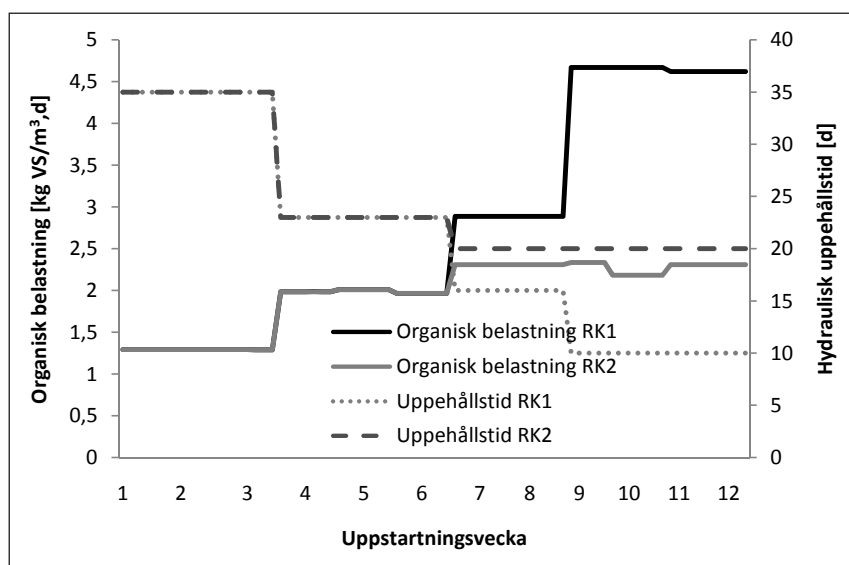


Figur 3-1 Försöksuppställningen. Foto: Jesper Olsson MDH.

3.1.1 Uppstartningsfas

Rötkamrarna driftsattes 2012-11-06 genom att de först "flushades" med kvävgas, varpå vardera kammaren fylldes med 35 l förtjockat mesofilt rötat slam (TS-halt på 7 %). I RK1 höjdes temperaturen till 55 °C redan den första dagen. I RK2 höjdes temperaturen från 37 °C med 1–2 °C per vecka för att ge den metanogena populationen möjlighet till en lugnare anpassning till nya temperaturbetingelser. Den organiska belastningen och den hydrauliska uppehållstiden i varje rötkammare förändrades successivt enligt figur 3-2. TS-halten på det förtjockade slammet som matades in var 7 % under hela uppstartningsfasen.

Då driftperioden påbörjades i slutet av januari 2013 bedömdes processerna i båda rötkamrarna vara stabila med avseende på uppmätta driftparametrar och gasproduktion, vilket togs som en indikation på att mikrobiologisk jämvikt var uppnådd.



Figur 3-2 Ökning av den organiska belastningen under uppstartningsfasen.

3.1.2 Driftperiod

Försöket pågick under 15 veckor från jan 2013 till april 2013. Detta inkluderar inte uppstartningsfasen. Under denna period drevs varje rötchkammare med två belastningsförhållanden (beskrivs i 3.1.4).

3.1.3 Förtjockning

För att nå önskad TS-halt blandades mesofilt rötat slam från den ordinarie processen med avvattnat mesofilt rötat slam. För detta användes murarhink och skruvdragare med betongblandarvisp. De rätta proportionerna av respektive slamfraktion beräknades utifrån uppmätta TS-halter för dessa.

Det avvattnade slammet togs ifrån den av Kungsängsverkets två centrifuger som för dagen var i drift. Tyvärr visade det sig att karaktären på den framtagna blandningen var starkt beroende av vilken centrifug det avvattnade slammet tagits från. Slam från den ena centrifugen (benämnd Alfa-centrifug) genererade ett lättflytande, grynigt slam medan slam från den andra centrifugen (benämnd Noxon-centrifug) gav ett trögflytande och mer homogent slam.

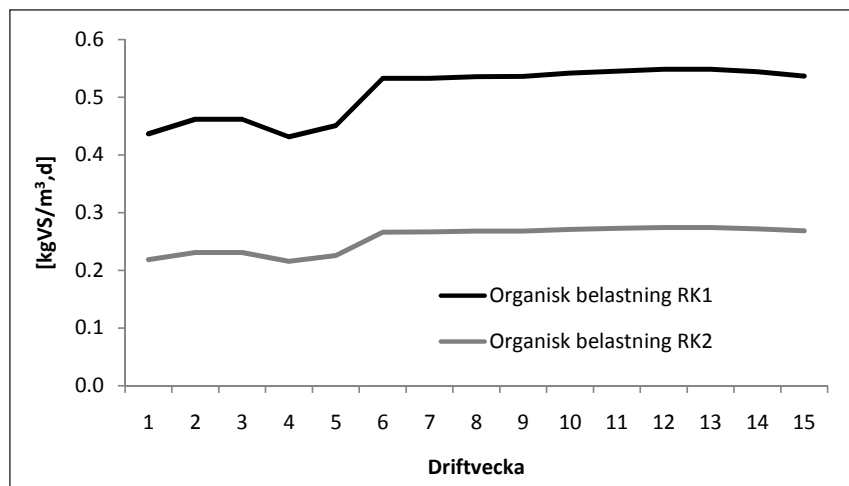
3.1.4 Beskickning

Rötkamrarna beskickades en gång varje vardag under den 15 veckor långa försöksperioden genom tappning via bottenkranen och toppmatning via en tratt. RK1 matades med 5 liter slam och RK2 med 2,5 liter, vilket medförde en hydraulisk uppehållstid på 9,8 respektive 19,6 dygn. För matningen och avtappningen användes ett graderat kärl med volymen fem liter. De första fem driftveckorna matades rötchkamrarna med 7 % TS. Från och med driftvecka sex höjdes belastningen och rötchkamrarna matades med 8 % TS. Den organiska belastningen (OLR) beräknades med hjälp av Kungsängsverkets egna mätningar av TS och GF (glödförlust) enligt sambandet:

$$OLR = \frac{\rho_{slam}}{T_r} (TS \cdot GF) \quad \text{ekv 3.1}$$

Där ρ_{slam} står för slamdensitet vilken antogs vara 1 000 kg/m³ och T_r står för hydraulisk uppehållstid. Som figur 3-3 illustrerar fick denna metod konsekvensen att den organiska belastningen varierade något under projektets gång.

Temperaturen på det ingående slammet var ca 25 °C.



Figur 3-3 Organisk belastning under driftperioden.

Medelvärden för VS, pH, bikarbonatalkalinitet, totalalkalinitet och ammoniumkväve för det mesofilt rötade slammet baseras på Kungsängsverkets egna mätningar under driftperioden, se tabell 3-1.

Tabell 3-1 Kvalitet på ingående substrat som medelvärden under projektperioden.

VS	66 %
pH	7,3
Bikarbonatalkalinitet	5 000 mg HCO ₃ /l
Totalalkalinitet	5 950 mg HCO ₃ /l
NH ₄ -N	750 mg/l

3.1.5 Rötkammartemperatur

Temperaturen hölls konstant genom att uppvärmningen startade automatiskt så snart temperaturen sjunkit till 54 °C för att sedan stängas av när temperaturen nått 55 °C. De inbyggda termometrarnas värde kontrollerades varje arbetsdag under försöksperioden. Den använda beskicksningsmetoden gjorde att temperaturen efter beskicksning sjönk till omkring 48 °C i RK1 och 52 °C i RK2 för att sedan åter nå 55 °C inom ett par timmar.

3.2 Processutvärdering under uppstartningsfas och driftperiod

Detta avsnitt beskriver det laborativa och praktiska arbetet med utvärdering av rötningsprocesserna och möjligheter till storskalig implementering.

3.2.1 TS-halt hos inmatat slam

För TS-mätning av ordinarie mesofilt rötat slam och ordinarie avvattnat slam användes en för detta ändamål avsedd Sartorius MA 35-våg, se figur 3-4. En kontrollmätning genomfördes enligt ackrediterad metod och gav ett mätresultat som skiljde sig 1 % från vågens TS-värde.



Figur 3-4 TS-våg Sartorius MA-35. Foto: Magnus Philipson SLU.

TS-halten på det inmatade slammet kontrollmättes också vid några tillfällen under testperioden.

3.2.2 Gasproduktion

Under uppstartningsfasen och de första sex driftveckorna mättes gasproduktionen genom att bildad gas samlades upp i påsar på 40 l vardera som byttes när de blivit fulla. Med denna metod var det oundvikligt att en påse ibland fick sitta kvar en längre tid trots att den blivit fylld. Den bildade biogasen strömmade vid dessa tillfällen ut genom övertrycksskyddet och blev inte medräknad. Från och med driftvecka sju mättes gasproduktionen med gasflödesmätare av typ Ritter MGC-1 v 3.0, avbildad i figur 3-5, vilket gav betydligt säkrare data. Flödesmätaren kallas också MilliGascounter och mätprincipen går ut på att gas bubblar genom en packningsvätska upp i en mätcell som rymmer en känd mängd gas. Cellen består av två mätkammare, som fylls alternerande av de stigande gasbubblorna. När en mätkammare är gasfylld vippar den över och den andra mätkammaren börjar fyllas med

gas. Mätningen av gasvolymen sker i steg genom att antalet gånger mätkammarna vippar räknas. På grund av denna fysiska mättingsprincip, är mätfelet beroende på flödes hastigheten. Felet är cirka +3 % vid minimal flöde och cirka -3 % vid maximalt flöde (Ritter, 2014).

Medelvärden för gasproduktionen bildades baserat på data från försöksveckorna 7–12 då driften ansågs vara stabil.



Figur 3-5 Gasmätare Ritter MGC-1 v3.0. Foto: Magnus Philipson SLU.

Gasproduktionen från en storskalig anläggning beräknades baserat på ett medelvärde mellan gasproduktionen under drift vecka 7–12 från RK1 och RK2 uttryckt i $\text{l/kgVS}_{\text{in}}$.

3.2.3 Gaskvalitet

Vid varje beskicksningstillfälle mättes den bildade biogasens koldioxidinnehåll med hjälp av en Einhorn-saccharometer. Instrumentet kan beskrivas som ett svängt och graderat provrör fyllt med 7 M NaOH-lösning. Vid gaskvalitetsproven samlades 5 ml gas upp och tillsattes sedan i botten av kröken. Vid kontakt med den kraftigt basiska natriumhydroxidlösningen tvättas koldioxiden ur vilket medför att endast gasens övriga beståndsdelar samlas upp i toppen av det täckta röret. Resultatet avlästes och den erhållna biogasens koldioxidhalt räknades sedan ut genom sambandet:

$$\text{Koldioxidhalt} = \frac{5 \text{ ml} - \text{avläst volym}}{5 \text{ ml}} \cdot 100 \quad \text{ekv. 3.2}$$

Vid byte av gaspåse analyserades den uppsamlade gasens metan-, koldioxid- och svavelvätehalter med gasanalysinstrument Multitec Sewerin 540. Från och med driftvecka sju analyserades gasen direkt i utrymmet ovanför vätskeytan i varje rötchammare.

3.2.4 Analyser utförda av ackrediterat laboratorium på Uppsala Vatten och Avfall AB

Varje måndag under driftperioden togs slamprover som analyserades för TS, glödförlust (GF), pH, alkalinitet och ammoniumkväve av personal på ackrediterat laboratorium på Uppsala Vatten och Avfall AB.

TS, VS och utröttningsgrad

Mätningar av det efterrötade slammets TS-halt utfördes varje vecka under försöksperioden genom torkning i ugn vid 105 °C. Glödförlust mättes också varje vecka genom förbränning av det torkade TS-provet i ugn vid 550 °C. VS-halten erhöles sedan genom att multiplicera GF med TS, där GF är uttryckt i andel av TS. Både TS och GF-mätningarna utfördes enligt ackrediterad metod SS 028113 (Svensk Standard, 1981). Samma mätningar genomförs regelbundet för Kungsängsverkets mesofilt rötade slam. Utröttningsgraden räknades fram enligt sambandet

$$\text{Utröttningsgrad} = \frac{VS_{in} - VS_{ut}}{VS_{in}} \cdot 100 \quad \text{ekv. 3.3}$$

Den årliga slamminknningen vid införande av ett termofilt efterröttningssteg räknades ut med hjälp av den årliga slamproduktionen på Kungsängsverket och medelvärde för det ordinarie slammets TS-halt under 2012.

pH och alkalinitet

pH-värdet för utrötat slam mättes med pH-meter enligt ackrediterad metod SS-EN 12176 (Svensk Standard, 1998). Bikarbonatalkalinitet och totalalkalinitet uppmättes genom titrering med 2 M saltsyra ner till pH 5,75 respektive pH 4,0 och angavs i mg HCO₃/l.

Ammoniumkväve och ammoniakkväve

Ammoniumkväveanalyser för slammet gjordes enligt ackrediterad metod SS-EN 13342:2000 (Svensk Standard, 2000). Denna metod ger ett värde på den totala ammoniumkväve-/ammoniakkvävehalten. Eftersom det främst är ammoniak som har toxisk inverkan på mikroorganismer uppskattades ammoniakkväveinnehållet enligt ett förhållande givet i Gallert & Winter (1997):

$$NH_3 - N = \frac{NH_4 - N \cdot 10^{pH}}{\frac{6544}{e^{273/T} + T} + 10^{pH}} \quad \text{ekv. 3.4}$$

NH₃-N står för ammoniakkväve i mg/l, NH₄-N ammoniumkväve i mg/l och T för temperaturen i °C. Notera att NH₄-N avser totalhalten av ammonium-/ammoniakkväve i slammet.

3.2.5 Flyktiga fettsyror – VFA

VFA-prover togs mot slutet av varje arbetsvecka. Det utgående slammets innehåll av flyktiga fettsyror analyserades av ett externt laboratorium. Vid testerna användes HPLC (High Performance Liquid Chromatography), en jonbyteskromatograf utrustad med refraktiv detektor och jonbytarkolonn

Rezer ROA. Separationen utfördes vid 60 °C och flöde 0,6 ml/min med 5 mM svavelsyra som elueringsmedel.

3.2.6 CST-analys

Försök utfördes för att jämföra avvattningsegenskaperna hos det efterrötade slammet och det ordinarie slammet, som enbart genomgått mesofil rötning. Detta gjordes vid ett tillfälle under driftvecka 8. Vid försöken användes en CST-analysator av modell Triton Electronics type 304M, utrustad en provtratt med bottendiametern 1,8 cm, se figur 3-6. CST står för Capillary Suction Time och instrumentet mäter den tid det tar för vätskefasen i aktuellt slam att via kapillärkrafter sugas genom ett filterpapper en på förhand bestämd sträcka. En slam med låg CST är alltså lättare att avvattna än ett slam med hög CST.



Figur 3-6
CST-analysator.
Foto: Magnus Philipson,
SLU.

Vid testerna jämfördes ordinarie mesofilt rötat slam och termofilt efterrötat slam med uppehållstid på 10 respektive 20 dygn. Genom att späda de termofila slamfraktionerna med rejektvatten erhöles en TS-halt på 3 % för alla slamtyperna. Till 100 ml av respektive slamfraktion sattes polymerlösning (Superfloc C-498) motsvarande 8,8 kg polymerer per ton TS. Denna dosering motsvarade den vid Kungsängsverkets ordinarie process. Blandningen rördes sedan om med en propelleromrörare med hastigheten 100 rpm under en minut. Erhållen blandning höllades sedan i CST-analysatorns trätt och CST registrerades. På samma sätt som i Taylor & Elliot (2013) uppmättes CST minst sex gånger för respektive slamfraktion.

3.2.7 Avvattningsförsök utförda av polymerleverantör

En polymerleverantör kontaktades för bedömning av skillnader i avvattningsegenskaper mellan det ordinarie mesofilt rötade slammet och de ter-

mofilt efterrötade slammen. Försöken utfördes genom att kända mängder polymer tillsattes till 50 ml slam varpå inblandning skedde genom att slammet hölls för hand mellan två bägare. Erhållen flockbildning registrerades och utvärderades av polymerleverantören. Hänsyn togs till de bildade flockarnas beskaffenhet, rejektivattnets grumlighet och hur mycket energi som krävdes för inblandning.

3.2.8 Luktbedömning

Bedömningar av det efterrötade slammets doft utfördes av examensarbetaren, handledaren och drifttekniker från Kungsängsverket.

3.3 Energibalans

Leverantörer av utrustning till reningsverk kontaktades för att erhålla uppgifter beträffande den tänkta processlinjens el- och värmebalans. Detaljerad information om leverantörer och komponenters uppskattade el- och värmebehov samt de viktigaste förutsättningarna för beräkningarna återfinns i bilaga B.

Med Kungsängsverkets slamproduktion under 2012 som bas togs två möjliga processupplägg fram, det ena baserat på data från försöken i RK1 med 10 dygns uppehållstid och det andra baserat på RK2 med 20 dygns uppehållstid. Erhållen gasproduktion per kg inmatad VS skalades upp och användes som bas för att uppskatta biogasproduktionen i en fullskalig process. Ett medeltal mellan resultaten från RK1 och RK2 användes. Den möjliga utvinningsbara energin från bildad biogas uppskattades genom att beräkna el- och värmeproduktion från en lämplig gasmotor.

De el- och värmekrävande delarna i processupplägget innefattar som illustrerat i figur 3-7 förtjockning via trumförtjockare, slamlager med omrörare, inloppspump till rötkammare, cirkulationspump i rötkammare, omrörare i rötkammare, uppvärmning av ingående slam via vattenburen värmeväxling med utgående slam och kylvatten från gasmotor, varmhållning av rötkammare samt blåsmaskiner till slamluftningen.

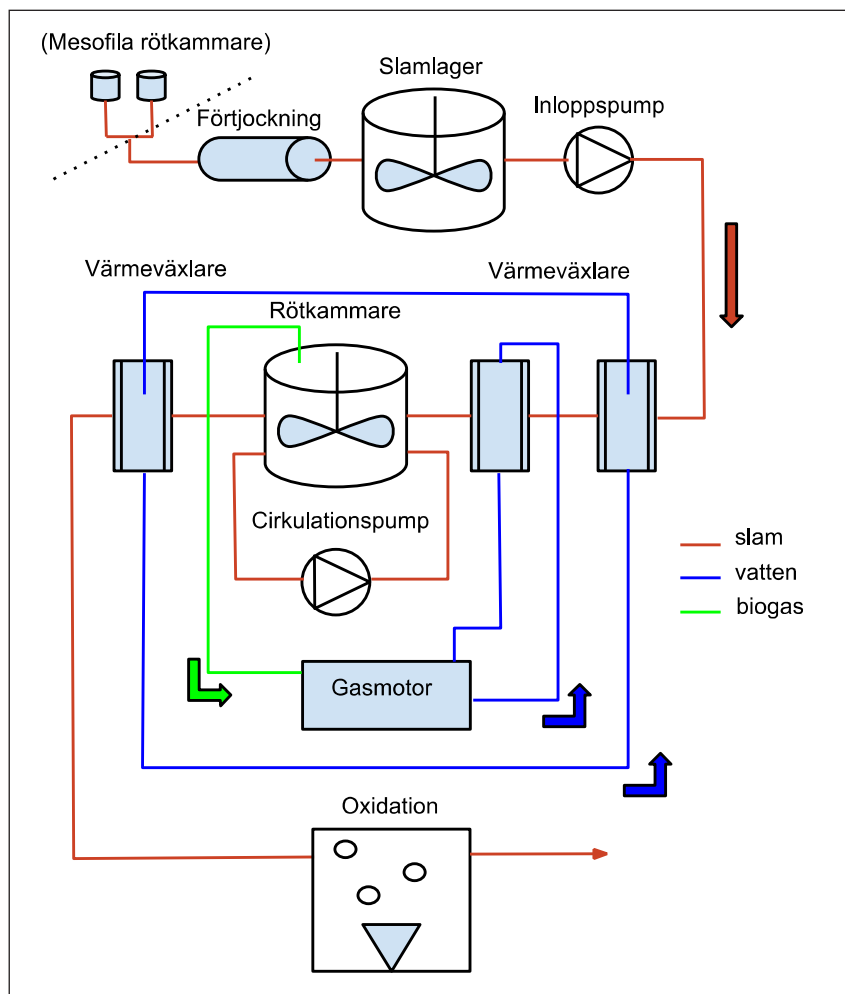
Slamförtjockningens el-behov beräknades av en leverantör utifrån Kungsängsverkets årliga slamproduktion. Elenergibehovet för omrörare till slamlager samt inloppspumpar och cirkulationspumpar till rötkammare antogs vara detsamma som för befintlig utrustning på Kungsängsverket. Värmebehovet för uppvärmning av slam via värmeväxling uppskattades av en tillverkare baserat på Kungsängsverkets årliga slamproduktion och inpumpning under två timmar tre gånger per dygn. Energibehovet för omrörning av rötkammare beräknades av en leverantör baserat på rötkammardimensioner. Måtten på rötkammare för anläggningar baserade på RK1 respektive RK2 räknades ut med hjälp av dimensionerna hos befintlig rötkammare på biogasanläggningen vid Kungsängens gård. Värmeenergi för varmhållning av rötkamrarna beräknades med hjälp av en formel från VAV (1981):

$$P = U \cdot A \cdot \Delta T \quad \text{ekv. 3.5}$$

P står för effektbehov i W, U för värmegenomgångstalet i W/m²,°C, A för den area som är exponerad mot luft eller mark och ΔT för temperaturskill-

naden mellan det rötade materialet och omgivningen. Rötkamrarna antogs för enkelhetens skull vara cylinderformade. Det antogs vidare ha sin lägsta punkt en meter under markytan. Enligt VAV (1981) har en mycket väl isolerad rötkammare ett värmegenomgångstal på $0,3 \text{ W/m}^2, ^\circ\text{C}$, såväl ovan som under mark. Denna uppskattning användes i beräkningarna. Baserat på data från mätstationen på Geocentrum avseende dygnsmedeltemperatur för luft och marktemperatur på 40 cm djup för varje dag under 2012 beräknades effektbehovet för varmhållning. Effektförluster via rötkamrarnas kåpor, botten samt väggytor ovan och under mark beräknades för varje dag varpå ett årsmedelvärde bildades. Utvinningsbar el- och värmeenergi från lämplig gasmotor beräknades av en leverantör baserat på uppskattad gasproduktion och gaskvalitet från en fullskalig anläggning. Elförbrukningen för luftning av det efterrötade slammet togs fram av en leverantör baserat på 2012 års slamproduktion vid Kungsängsverket.

Då beräkningarna på processuppläggen baserade på RK1 respektive RK2 gav liknande resultat valdes att endast redovisa upplägget baserat på RK2, vilket var det upplägg som krävde mest energi. Anledningen var att skillnaderna i beräknad energiförbrukning mellan de båda alternativen ansågs ligga inom de relativt stora felmarginalerna.



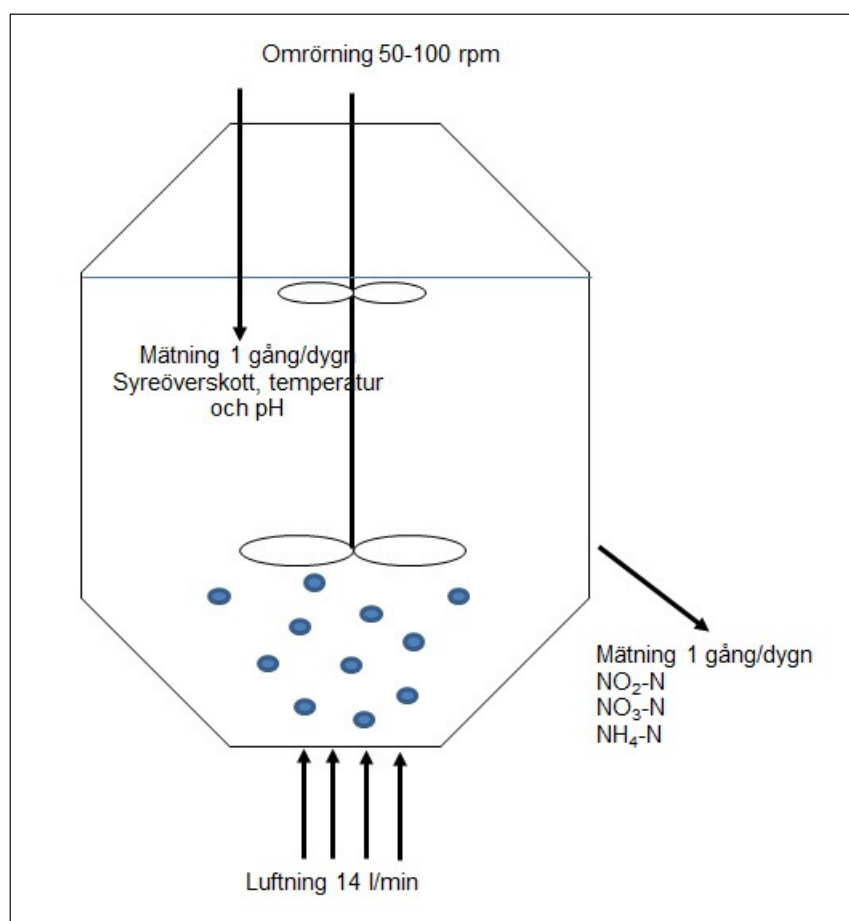
Figur 3-7 En schematisk illustration av den processlösning som el- och värmebalansberäkningen baseras på. Illustration: Magnus Philipson, SLU.

3.4 Efterföljande luftnings- och avvattningsförsök

På slammet från RK2 genomfördes ett satsvist försök att intermitternt lufta detta i en dubbelmantlad reaktor på ca 10 l. En vattenburen värmekrets runt reaktorn utnyttjades för att hålla en jämn temperatur. Försöket pågick mellan den 4 och 11 juni 2013 med en timmes luftad fas och 30 min oluftad fas. Extra slam tillsattes inte till reaktorn under försöksperioden. Målet var att hålla en syrehalt under den luftade fasen på 0,5 mg/l i syreöverskott samt en temperatur på 30 °C. Försöksuppställningen beskrivs schematiskt i figur 3-8.

Under perioden mättes syreöverskott, temperatur, pH, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ en gång per driftdygn. Syreöverskott och temperatur mättes med en portabel syrehaltsmätare från Hach Lange och pH mättes med en givare från Metrom. För analys av $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ användes en UV/VIS spektrofotometer från Hach Lange.

Innan analyserna av $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ utfördes förbehandlades proverna genom centrifugering med 3 000 rpm under 15 min. Därefter dekanterades och filtrerades provet genom ett 0,45 μm filter. Klarfasen analyserades i UV/VIS spektrofotometern.



Figur 3-8 Schematisk uppställning av luftningsförsöket.

Efter den 11 juni genomfördes avvattningsförsök av en polymerleverantör på det kvarvarande slammet. Med de polymerer som bedömdes ge de bästa resultaten genomfördes ytterligare CST-analyser enligt den princip som beskrivs i kapitel 3.2.6.

Eventuella förändringar av lukten på slammet bedömdes efter luftningsförsöken.

3.5 Tungmetallanalyser och analyser av läkemedelsrester

För att få svar på om ytterligare nedbrytning av det organiska materialet i efterföljande termofil rötning och luftning innebär förhöjda tungmetallhalter i slammet genomfördes en tungmetallanalys av ett externt laboratorium på följande prover:

- Det mesofilt rötade slammet
- Det termofilt rötade slammet från RK2
- Det luftade slammet från RK2
- Det luftade slammet som också behandlats med oxidationsmedlet kaliumpermanganat. Dosen var 100 g/m^3 (motsvarar ca $13 \text{ kg KMnO}_4/\text{dygn}$ i fullskala).

Man ville också undersöka om eventuella läkemedelsrester i slammet bröts ner i de olika stegen. Prover skickades därför också till IVL som genomförde en analys av 37 st läkemedel (se beskrivning av analysmetoden i Bilaga A).

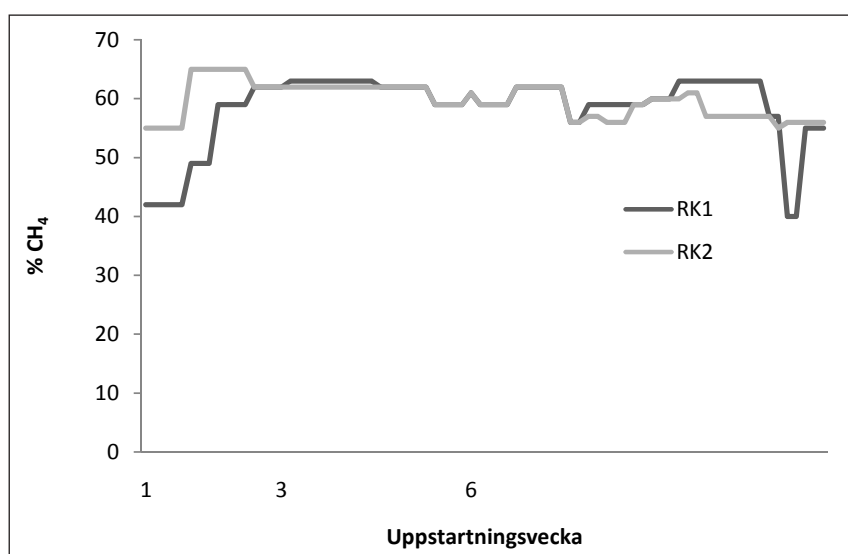
4 Resultat

4.1 Uppstartningsfas

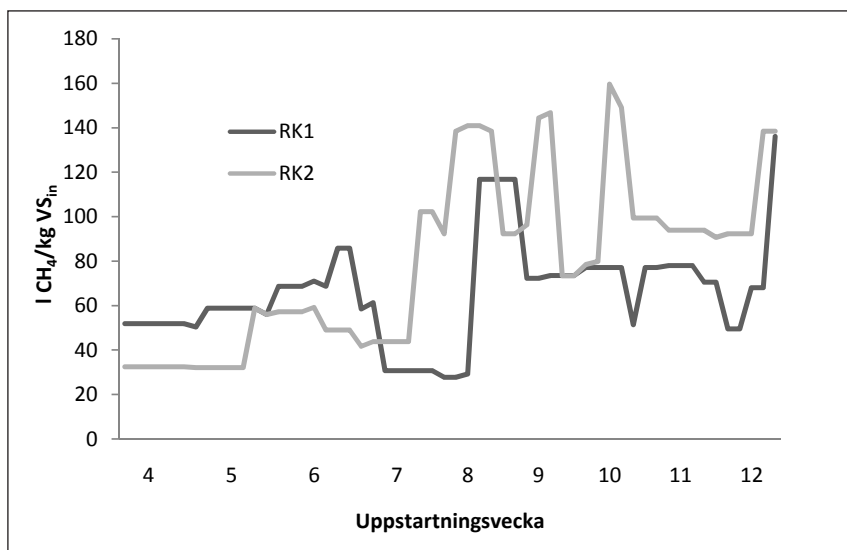
Under uppstartningsfasen av RK1 gick det att konstatera att metanhalten i rågasen ökade till ca 60 % inom 14 dagars drift (se figur 4-1). Denna metanhalt gick det sedan att hålla i reaktorn under hela uppstartningsfasen. Under de 21 första dagarna var gasproduktionen från RK1 relativt hög 130 l/kg VS_{in}. Dock ansågs detta inte vara representativa resultat eftersom processen troligtvis inte var anpassad till rådande förhållanden än. Enligt figur 4-2 ökade den specifika metanproduktionen successivt under uppstartningsfasen. Belastningsökningen som genomfördes efter 35–42 dagar sänkte den specifika gasproduktionen från 80 l/kg VS_{in} till 30–40 l/kg VS_{in} fram till dag 49, då det skedde en ökning till 120 l/kg VS_{in}. Den sista belastningsökningen som genomfördes efter 55 dagar sänkte den specifika gasproduktionen till ca 70–80 l/kg VS_{in}. Dock återhämtade sig processen igen efter 25 dagar.

Belastningsökningarna som genomfördes i RK1 medförde också en ackumulering av acetat och propionat i slammet se figur 4-3. De två sista belastningsökningarna höjde VFA-halten kraftigt till maximalt 1,4 g VFA/l vecka 12 för att sedan sjunka under de påföljande 2 veckorna till betydligt lägre nivåer.

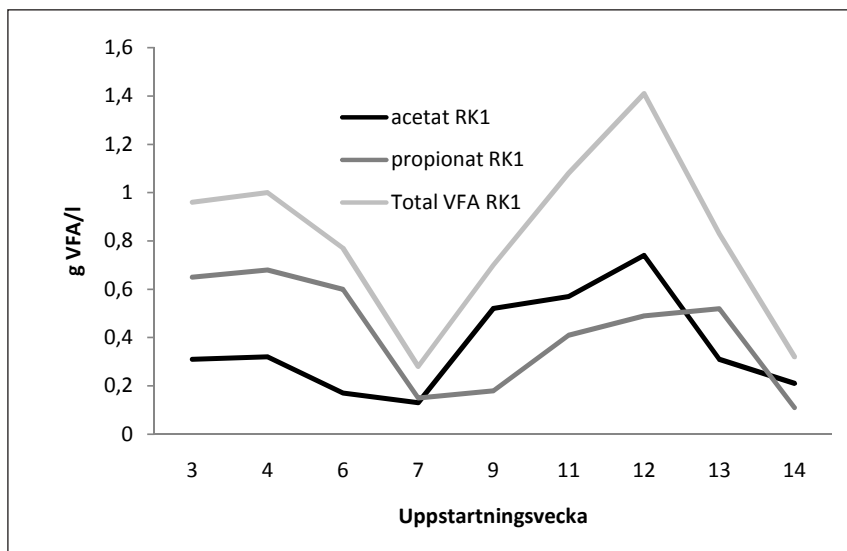
I RK2 blev det en hög metanhalt i gasen redan efter första driftveckan (se figur 4-1). På grund av den lägre drifttemperaturen gick det också att konstatera att den specifika gasproduktionen de första 40 dagarna var lägre än i RK1 (se figur 4-2). Dock gick det därefter att hålla en högre specifik gasproduktion under nästkommande uppstartningsveckor i RK2. Det ackumulerades heller inte acetat och propionat i samma utsträckning i RK2 som i RK1 (se figur 4-3 och 4-4)



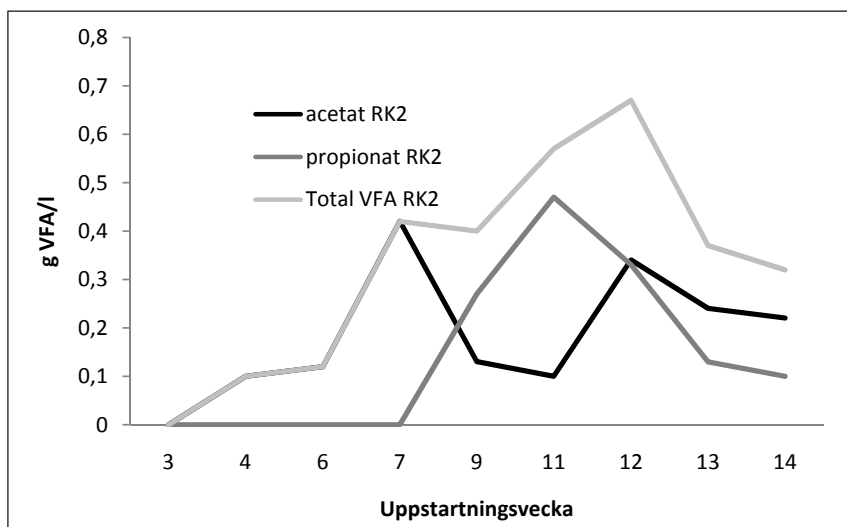
Figur 4-1 Gaskvalitet i RK1 och RK2 under uppstartningsfas.



Figur 4-2 Specifik metanproduktion i RK1 och RK2 under uppstartningsfasen.



Figur 4-3 VFA-halter i slammet i RK1 under uppstartningsfasen.



Figur 4-4 VFA-halter i slammet i RK2 under uppstartningsfasen.

4.2 Resultat under driftperioden

RK1 uppvisade en ojämnare drift än RK2 och hade märkbara störningar i processen driftveckorna 3–4 samt 13–14. Under merparten av driftperioden var driften dock stabil. Medelvärden för uppmätta driftparametrar från hela driftperioden redovisas i tabell 4-1.

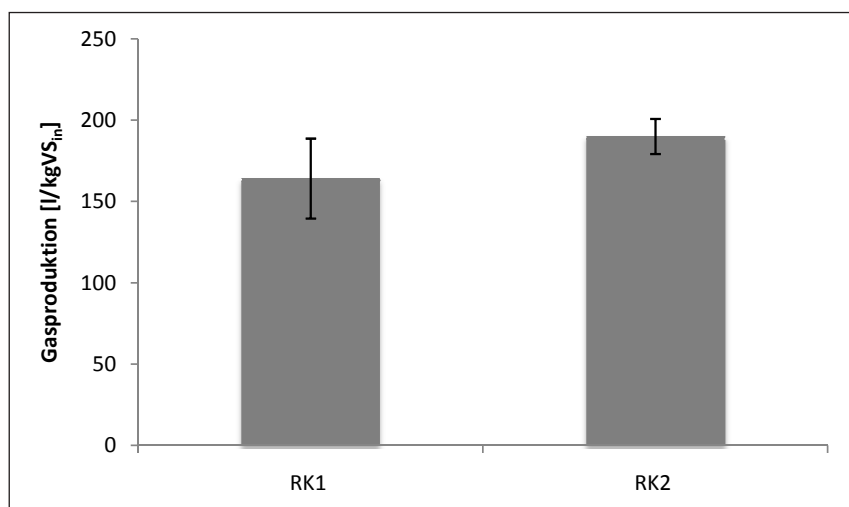
Tabell 4-1 Medelvärden för uppmätta parametrar för de båda rötkamrarna och ordinarie mesofila rötkammare under driftperioden med standardavvikelser inom parentes (Gasproduktionen avser veckomedelvärden).

	RK1	RK2	Mesofil RK
Hydraulisk uppehållstid [d]	9,8	19,6	16,3
Organisk belastning [kg VS/m ³ , d]	5,1 (0,4)	2,5 (0,2)	2,0
Gasproduktion [l/kg VSin]	140 (38)	180 (20)	430
Metanhalt, gas [%]	56 (7)	60 (4)	62–65
Koldioxidhalt, gas [%]	38 (7)	37 (3)	35–38
pH	8,1 (0,1)	8,1 (0,1)	7,3
NH ₄ -N [mg/l]	1 900 (340)	1 900 (450)	750 (80)
Bikarbonatalkalinitet [mgHCO ₃ /l]	9 800 (1000)	11 000 (500)	5 000 (300)
Totalalkalinitet [mgHCO ₃ /l]	12 500 (700)	13 500 (600)	6 000 (300)
Acetat [mg/l]	650 (400)	400 (280)	
Propionat [mg/l]	475 (320)	270 (180)	
Total VFA [mg/l]	1 190 (670)	650 (400)	

Följande stycken behandlar uppmätta driftparametrar och övriga resultat. Samtliga parametrar rörande slamkvalitet avser slam som genomgått termofil efterrötning.

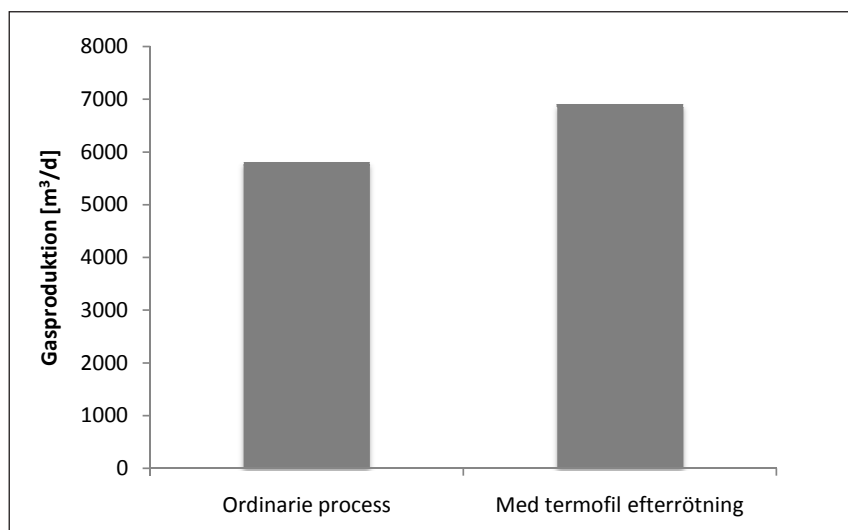
4.2.1 Biogasutbyte

Som figur 4-5 visar beräknades gasproduktionen i RK1 och RK2 till 164 respektive 190 l/kg VSin, baserat på mätningar från veckorna 7 – 12. Standardavvikelserna var 25 respektive 11 l/kg VSin, således något större fluktuationer i gasproduktion i RK1 än i RK2.



Figur 4-5 Uppskattad gasproduktion för RK1 och RK2.

Extrapolerat till en fullskalig process på Kungsängsverket motsvarar detta en gasproduktion på omkring 1 100 m³ per dygn, utöver dagens omkring 5 800 m³ per dygn (Uppsala Vatten & Avfall AB, 2013) från de befintliga mesofila rötkamrarna, se figur 4-6.

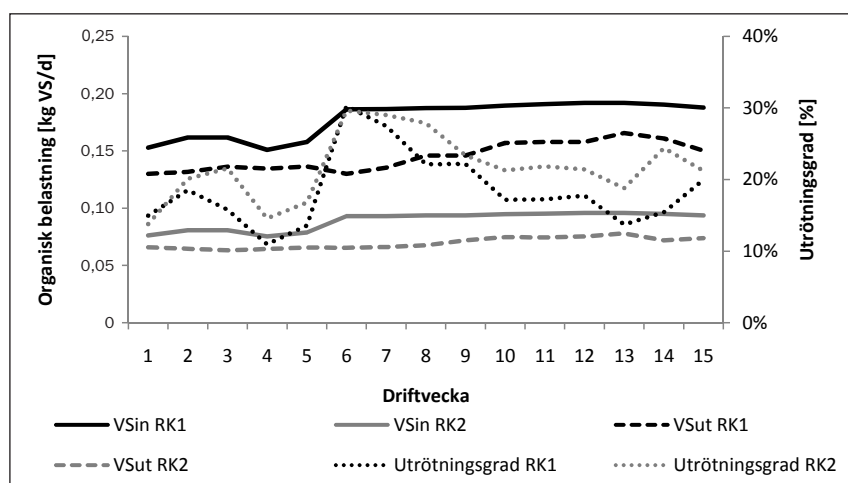


Figur 4-6 Ordinarie gasproduktion och uppskattad total gasproduktion vid införande av termofil efterrötning på Kungsängsverket.

4.2.2 Utröttningsgrad

Under den första perioden med lägre organisk belastning varierar utröttningsgraderna ganska kraftigt i båda rötkamrarna. När belastningen ökades försöksvecka 6 tog det omkring fyra veckor innan jämvikt uppnåddes, vilket åskådliggörs i figur 4-7. Utröttningsgraden var då 15 % för RK1 och strax under 20 % för RK2.

Slammängderna vid implementering av termofil efterrötning i fullskala vid Kungsängsverket befanns kunna minska med mellan 1 300 och 1 700 ton avvattnat slam per år, jämfört med 2012 års totala slamproduktion på 12 710 ton med TS 27,1 % (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2013). Detta



Figur 4-7 Processernas beräknade utröttningsgrader samt ingående och utgående VS-mängder.

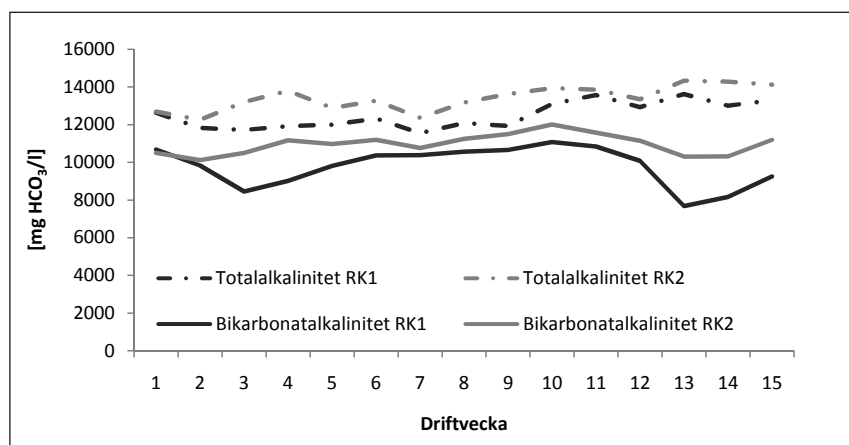
motsvarar en procentuell minskning på mellan 10 och 13 %. Den beräknade minskningen av slammängderna förutsätter att det termofilt efterrötade slammet kan avvattnas i samma utsträckning som ordinarie slam avvattnades under 2012. Om TS-halten i slammet minskar till 24 % är slammängden volymmässigt oförändrad.

4.2.3 pH

pH-värdet var stabilt för både RK1 och RK2 och pendlade mellan 8,0 och 8,2 under hela driftperioden med undantag av två veckor. Under driftvecka 13 och 14 sjönk pH till 7,7 i RK1 och 7,9 i RK2 för att sedan återhämta sig under driftvecka 15.

4.2.4 Alkalinitet

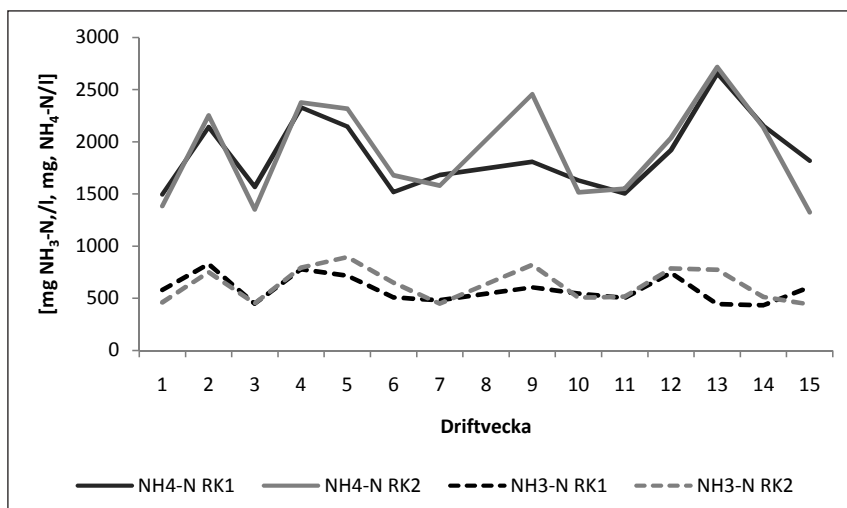
I RK1 pendlade bikarbonatalkaliniteten mellan 10 000 och 11 000 mg HCO_3^-/l under hela driftperioden, förutom under driftvecka 3, då den sjönk till omkring 8 500 mg HCO_3^-/l . RK2 uppvisade ännu stabilare drift med bikarbonatalkaliniteter runt 11 000 mg HCO_3^-/l . Alkaliniteterna visade tendenser att sjunka mot slutet av driftperioden. Som figur 4-8 visar tenderade totalalkaliniteten att vara ännu mer stabil än bikarbonatalkaliniteten.



Figur 4-8 Totalalkalinitet och bikarbonatalkalinitet. Värdena är strikt något högre i RK2 än i RK1 genom hela perioden.

4.2.5 Ammoniumkväve

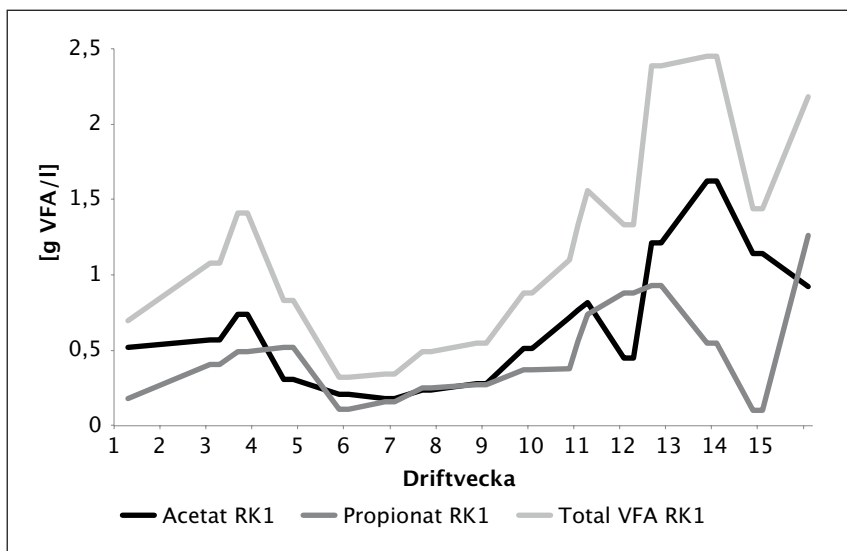
Ammoniumkvävehalterna ($\text{NH}_4\text{-N}$) visade sig variera relativt kraftigt under drift, från omkring 1 500 till 2 500 mg/l, se figur 4-9. De beräknade ammoniakkvävehalterna ($\text{NH}_3\text{-N}$) var mellan 400 och 800 mg/l.



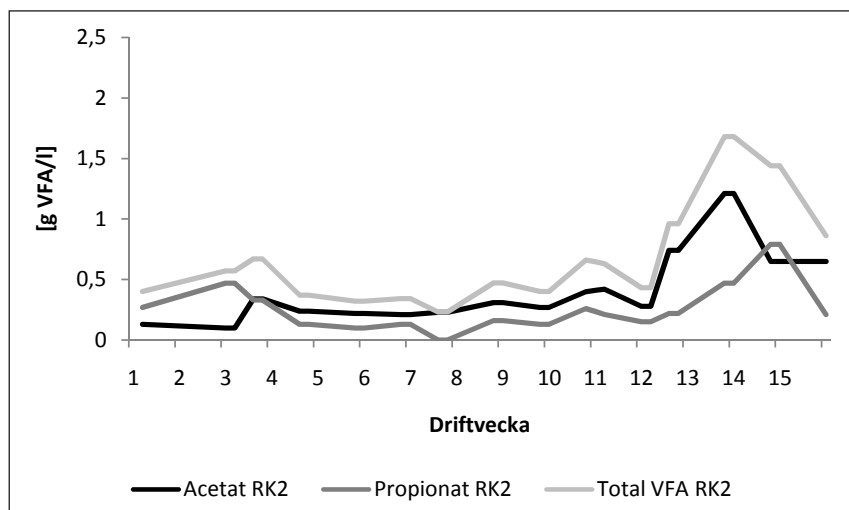
Figur 4-9 Ammoniumkväve och beräknat ammoniakkväve.

4.2.6 VFA – flyktiga fettsyror

De totala VFA-halterna var betydligt högre i RK1 än i RK2 och samvarierade i rötkamrarna, se figur 4-10 och figur 4-11. Under driftvecka 3 och 4 ökade VFA-halterna för att sedan åter minska innan de ökade markant mot slutet av perioden. De sista driftveckorna ökade andelen propionat av den totala VFA-halten i båda rötkamrarna. I RK1 nådde propionat en särskilt hög andel. I den totala VFA-halten ingår förutom acetat och propionat också uppmätta halter av butyrat, iso-butyrat och valeriat. Dessa förekom i relativt låga koncentrationer och endast i RK1. Fördelningen mellan propionat och acetat varierade också den genom perioden. Andelen acetat steg kraftigt under driftvecka 13 och 14.



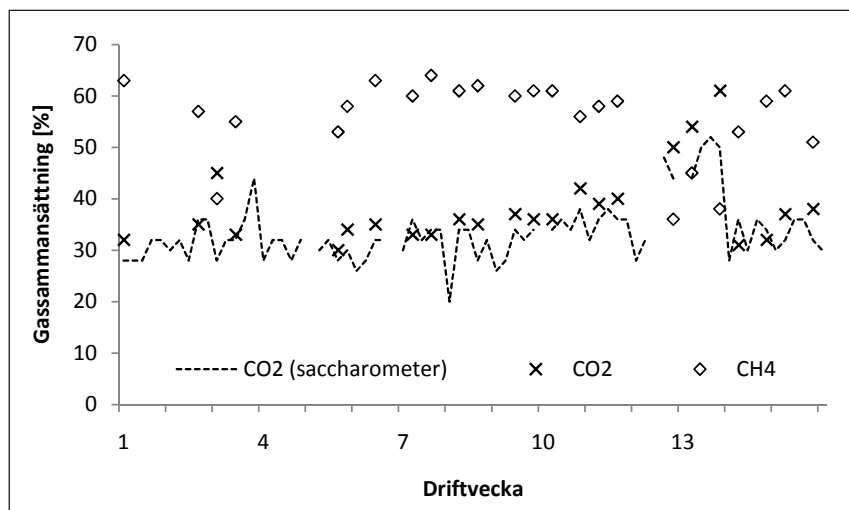
Figur 4-10 Uppmätta VFA-halter i RK1.



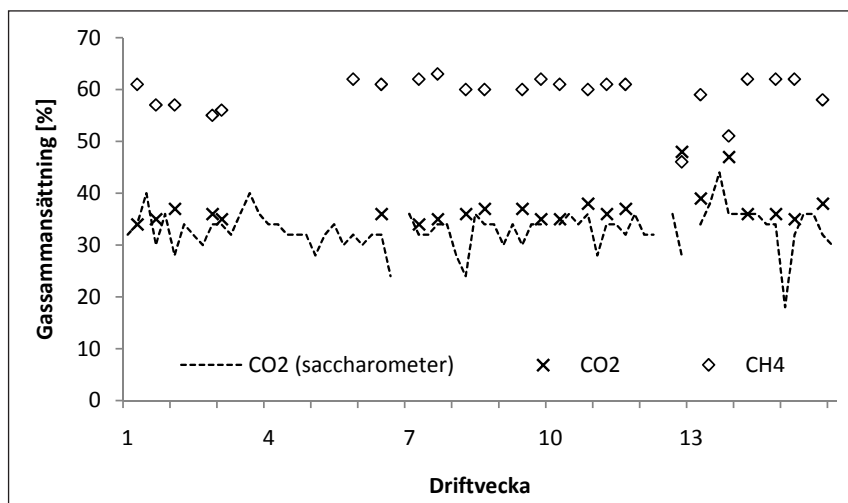
Figur 4-11 Uppmätta VFA-halter i RK2.

4.2.7 Gaskvalitet

Som visas i Figur 4-12 och figur 4-13 gav koldioxidmätningarna utförda med saccharometer generellt ett något lägre värde än mätningarna med gasanalysinstrumentet. Koldioxidhalterna var under stabila perioder runt 36 % i båda processerna medan metanhalterna var runt 60 %. Under perioder med förmodad "surjäsning" i RK1 sjönk metanhalterna så lågt som till omkring 40 %. RK2 uppvisade en jämnare gaskvalitet än RK1 men också denna process fick förhöjda koldioxidvärden och sänkta metanvärden under en vecka mot slutet av perioden. Halterna svavelväte var genomgående mellan 2 och 14 ppm. Båda rötkamrarna uppvisade kraftiga processtörningar under driftvecka 13 och 14 vilket bland annat avspeglades i gaskvaliteten.



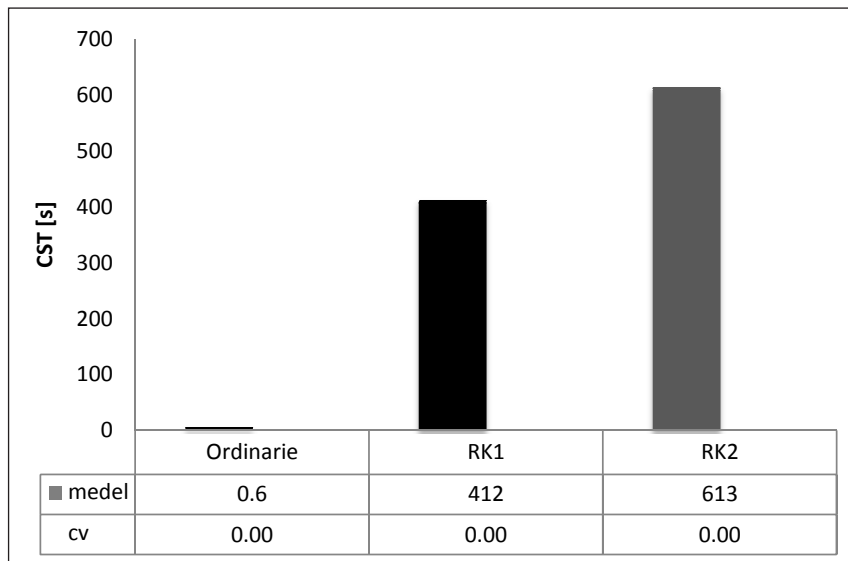
Figur 4-12 Metan och koldioxidhalter i RK1. För koldioxidhalten redovisas både värden från saccharometer och elektroniskt gasanalysinstrument.



Figur 4-13 Metan och koldioxidhalter i RK2. För koldioxidhalten redovisas både värden från saccharometer och elektroniskt gasanalysinstrument.

4.2.8 CST-analys

Resultatet från CST-analysen visar på en skillnad avseende avvattningsegenskaper mellan det ordinarie slammet och de termofilt efterrötade slammen. Dessa fick med samma polymerdosering som det ordinarie slammet betydligt sämre avvattningsegenskaper, vilket framgår av figur 4-14. Slammet från RK1 visade något bättre avvattningsegenskaper än slammet från RK2.



Figur 4-14 Utfallet från CST-analyserna och mätseriernas variationskoefficienter baserade på 6 mätningar vid ett mätningstillfälle av CST för respektive slam.

4.2.9 Avvattningsförsök utförda av polymerleverantör

De termofilt rötade slammen visade sig även under dessa försök vara relativt svåravvattnade. Med de produkter ur leverantörens sortiment som visade sig fungera bäst åtgick sju gånger så mycket polymerlösning för de termofilt

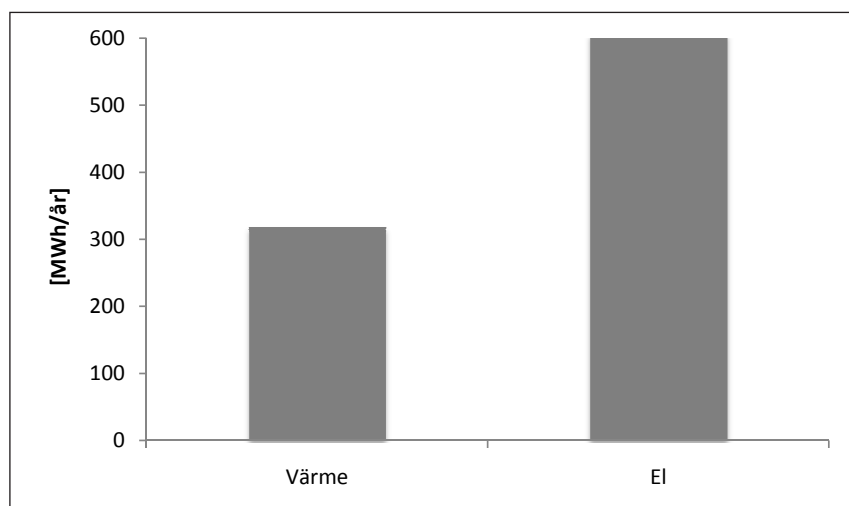
efterrötade slammen jämfört med det ordinarie, mesofilt rötade slammet. Detta motsvarar i Kungsängsverkets fall en ökad förbrukning med omkring 140 ton polymerer per år för slutavvattning.

4.3 El- och värmebalans

Resultaten från el- och värmebalansberäkningarna visade på ett nettoöverskott för efterbehandlingen av det mesofilt rötade slammet. Exklusive slamluftning hamnade överskottet på cirka 300 MWh/år för värme och 600 MWh/år för el, se tabell 4-2 och figur 4-15. Tillgången på el och värme har beräknats utifrån driften av den gasmotor som angivits i bilaga B. Elbehovet är beräknat utifrån de komponenter som krävs i efterbehandlingen av slammet. Dessa finns listade i bilaga B.

Tabell 4-2 Uppskattad produktion och behov av el och värme för processlinjen exklusive slamluftning uttryckt i MWh/år.

	Värme	El
Tillgång	1 250	930
Behov	930	320
Netto	320	610

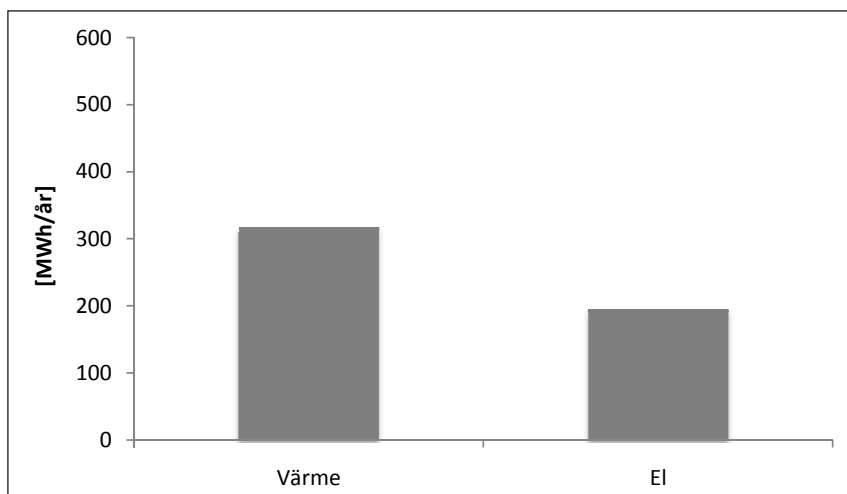


Figur 4-15 El- och värmebalans för processen, exklusive slamluftning.

Om slamluftningen räknades med i elbalansen blev överskottet istället cirka 200 MWh/år för el, vilket illustreras i tabell 4-3 och figur 4-16. Mängden luft som behövs för att tillfredsställa syrebehovet i slamluftningen har antagits till 5 500 Nm³/h.

Tabell 4-3 Uppskattad produktion och behov av el och värme för processlinjen inklusive slamluftning uttryckt i MWh/år.

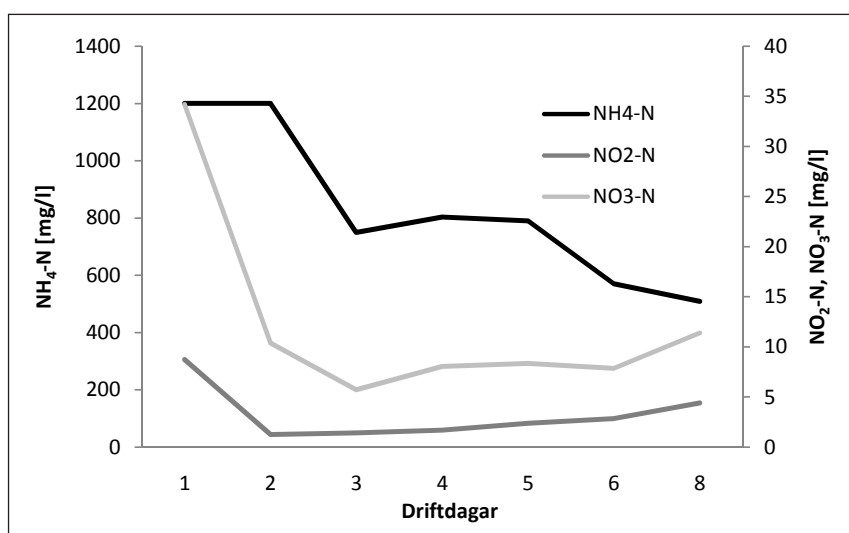
	Värme	El
Tillgång	1 250	930
Behov	930	730
Netto	320	200



Figur 4-16 El- och värmebalans för processen, inklusive slamluftning.

4.4 Luftnings- och avvattningsförsök

Resultatet från luftningsförsöket visade på en omgående höjning av pH till 8,75 i slammet. pH sjönk sedan vid varje mätning till 8,30 det sista drift-dygnet. Syreöverskottet hölls mellan 0,2–0,7 mg/l med en ökning i slutet av försöksperioden. Temperaturen var ca 30 °C under hela försöksperioden. I figur 4-17 presenteras resultaten av $\text{NH}_4\text{-N}$ -, $\text{NO}_2\text{-N}$ - och $\text{NO}_3\text{-N}$ -mätningarna under försöket. Reduktionen av ammonium var totalt 58 % under försöket. Slammet hade en stark ammoniaklukt efter 1–2 dygns drift, vilket tyder på avdrivning av ammoniak till luft. I slutet av försöket hade lukten övergått till samma kompostliknande lukt som kan upplevas från en aerob biologisk process.

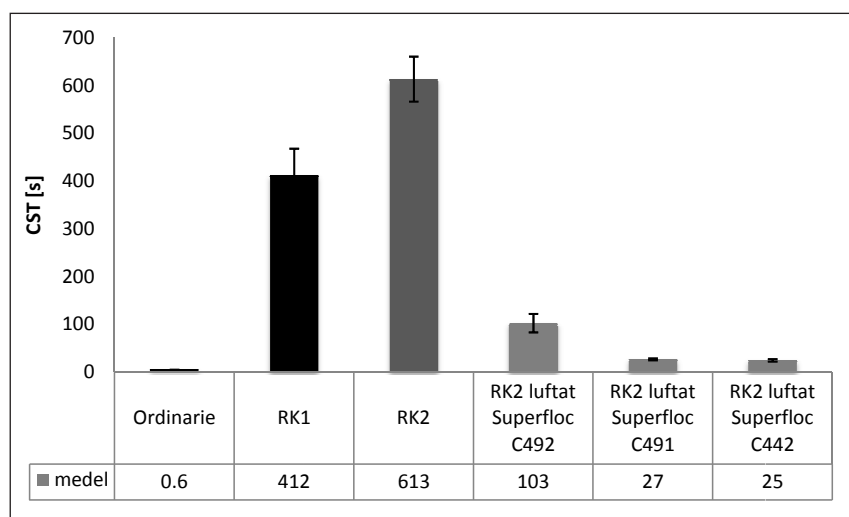


Figur 4-17 $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ under försöket.

De avvattningsförsök som genomfördes av en extern polymerleverantör på det luftade slammet resulterade i att tre polymerer (Superfloc C491, Super-

floc C492 och Superfloc C442) valdes ut. Produkterna är alla polyakrylamid i pulverform med katjonisk laddning. Superfloc C491 och Superfloc C492 har en hög relativ molekylvikt, medan Superfloc C442 har en medelhög relativ molekylvikt. Gemensamt för alla tre produkterna är att den katjoniska laddningen är lägre än Superfloc C498 som används idag för avvattning av det mesofilt rötade slammet vid Kungsängsverket i Uppsala.

Efter att samma typ av flockningsförsök som för det termofilt rötade slammet genomförts på det luftade slammet med de tre olika polymererna gick det att konstatera att det åtgår fortfarande mer polymer än vid den fullskaliga avvattningsprocessen vid Kungsängsverket. Det bedömdes att det bästa flockningsresultatet uppnåddes vid en dosering motsvarande 13 kg polymer/ton TS för alla tre produkterna. CST-analysen efter flockningen redovisas i figur 4-18. I figuren jämförs också resultaten från figur 4-14. Bäst filtrerbarhet uppnåddes för flockningen från Superfloc C442 med en CST på 25 sekunder.



Figur 4-18 Utfallet från CST-analyserna baserade på sex mätningar vid ett tillfälle av CST för respektive slam.

4.5 Metallanalyser

I tabell 4-4 redovisas delar av de metallanalyser som genomfördes på det mesofilt rötade slammet, det termofilt rötade slammet från RK2, det luftade slammet från RK2 och slammet behandlat med KMnO_4 . Dessa resultat jämförs med dagens gränsvärden för metaller enligt Naturvårdsverkets kungörelse (SNFS 1994:2) samt de förslag på framtida gränsvärden som redovisas i Naturvårdsverkets rapport 6580 (Naturvårdsverket, 2013).

De analysvar som överstiger något av gränsvärdena eller förslagen på nya gränsvärden är understruken i tabell 4-4. För kvicksilver överstigs det föreslagna gränsvärdet 2030 i det mesofilt rötade slammet och det luftade slammet. För det termofilt rötade slammet och det KMnO_4 -behandlade slammet överstigs det föreslagna gränsvärdet för kvicksilver redan år 2023.

Tabell 4-4 Gränsvärden för metaller enligt Naturvårdsverkets kungörelse (SNFS 1994:2) och förslag på framtida gränsvärden enligt Naturvårdsverkets rapport 6580 samt metallanalyser genomförda på slamproverna.

Metaller	Dagens gränsvärden (mg/kg TS)	2015 (mg/kg TS)	2023 (mg/kg TS)	2030 (mg/kg TS)	Mesofilt rötat slam (mg/kg TS)	Termofilt rötat slam (mg/kg TS)	Luftat slam (mg/kg TS)	KMnO ₄ -behandlat slam (mg/kg TS)
Bly	100	35	30	25	13,7	13,5	13,6	13
Kadmium	2	1	0,9	0,8	0,6	0,6	0,7	0,7
Krom	100	60	45	35	84,5	24,1	24,3	25,1
Koppar	600	600	550	475	434	537	544	523
Kvikksilver	2,5	1	0,8	0,6	0,7	0,8	0,8	0,8
Nickel	50	40	35	30	30	18,3	18,1	19,1
Silver		5	4	3				
Zink	800	800	750	700	535	572	583	559

Troligtvis är provet från det mesofilt rötade slammet felanalyserat för nickel och krom. Årsmedelvärdet för krom i det rötade slammet från Kungsängsverkets fullskaliga anläggning var 2013 18 mg/kg TS och för nickel 14 mg/kg TS (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2013).

4.6 Läkemedelsrester

I tabell 4-5 redovisas resultaten av läkemedelsanalysen som genomfördes på det mesofilt rötade slammet, det termofilt rötade slammet från RK2, det luftade slammet från RK2 samt slammet behandlat med KMnO₄. Tabellen redovisar de halter som överskrider kvantifieringsgränsen vid analystillfället. Det går att konstatera att en positiv avskiljningseffekt fås efter att slammet behandlats med KMnO₄ för diklofenak (12,0 %), furosemid (17,5 %),

Tabell 4-5 Läkemedelsanalyser för slam.

Substans	Funktion	Mesofilt rötat slam (µg/kg TS)	Termofilt rötat slam (µg/kg TS)	Luftat slam (µg/kg TS)	KMnO ₄ -behandlat slam (µg/kg TS)	Reduktion (+/-)
Diklofenak	Inflammations-hämmande	109	120	84	96	+
Furosemid	Diuretika	97	109	84	80	+
Hydroklorotiazid	Blodtrycks-sänkande	12	< 2	< 2	<2	+
Ibuprofen	Inflammations-hämmande	219	289	209	205	
Östron	Könshormon	48	71	4 530	4 441	--
Koffein	Stimulerande medel	29	76	52	51	-
Atenolol	Blodtrycks-sänkande	12	3,5	10	12	
Metoprolol	Blodtrycks-sänkande	237	333	273	303	-
Oxazepam	Lugnande	58	< 3	< 3	<3	+
Karbamazepin	Lugnande	224	213	189	189	+
Amlodipin	Blodtrycks-sänkande	93	76	60	64	+
Propranolol	Blodtrycks-sänkande	328	371	316	346	-
Citalopram	Antidepressivt	1 328	1 127	1 627	1 746	-
Progesteron	Könshormon	168	129	642	589	--
Sertralin	Antidepressivt	2 746	3 832	3 232	3 341	-
Ketokonazol	Antisvamp medel	1 857	2 350	2 621	2 875	-

hydroklorothiazid (83,0 %), oxazepam (95,0 %), karbamazepin (15,6 %) och amlodipin (31,1 %). Mätningarna visade också att vissa läkemedelsrester ökade efter behandlingen, vilket kan anses vara oväntat. Kraftigast ökning fick man av hormonet östron med närmare 100 ggr förhöjning efter en luftning av slammet.

5 Diskussion

5.1 Uppstartningsfas och driftperiod

De två olika uppstartningsmetoderna i RK1 och RK2 verkar båda kunna ge en process i jämvikt med låga VFA-halter efter samma period. Varje belastningsökning gav en större effekt på den specifika metanproduktionen i RK1 än i RK2. Dock gick det att se en återhämtning av metanproduktionen i RK1 efter 2–4 veckor. Detta stämmer överens med Palatsi et al. (2009) som genomförde samma typ av uppstartsmetod som i RK1. I denna studie blev det en återhämtning med ett högt metanutbyte efter 20 dygn efter en temperaturhöjning från 35–55 °C. Dock var det i denna studie en konstant låg organisk belastning på 1,29–1,73 kg VS/ m³,d samt utnyttjade en blandning av primärt och sekundärt örötat slam.

Under driftperioden var den organiska belastningen i RK1 5,4–5,5 kg VS/m³,d under driftvecka 7–12, vilket av resultaten att döma tenderar att vara en högre belastning än lämpligt. Resultaten visade på ojämn gasproduktion, skiftande gaskvalitet och perioder med höga halter av fettsyror. Under driftvecka 1–6 var belastningen i RK1 omkring 4,5 kg VS/m³,d vilket tenderade att ge en stabilare drift. Dessutom uppvisade både gaskvalitet och gasproduktion negativa trender i RK1 sedan belastningen höjdes.

En betydligt stabilare process erhöles i RK2, där uppehållstiden var 20 dygn och den organiska belastningen 2,3 kg VS/m³, d under veckorna 1–5 och 2,7 kg VS/m³,d under driftvecka 6–15. Processen i RK2 gav en jämnare gaskvalitet och en stabilare drift. Det visade sig tydligt att perioder med instabil drift innebar ökning av VFA-halter i slammet och koldioxidhalt i gasen samtidigt som bikarbonatalkaliniteten i slammet sjönk.

Under vecka 13 och 14 uppvisade båda processerna i RK1 och RK2 problem samtidigt, troligen som följd av en ändrad kvalitet på det inmatade slammet. Orsaken till detta skulle kunna bero på att metoden som användes till förtjockning gav skiftande kvalitet på substratet som matades in i röt-kamrarna. Det avvattnat slam från den ena centrifugen gav upphov till en annorlunda slamblandning än slam från den andra centrifugen. Det fanns under driftperioden inte möjlighet att använda enbart en typ av avvattnat slam på grund av växelvisa reparationsarbeten på de båda centrifugerna.

Det utgående slammet från de två processerna uppvisade, förutom skillnader i analyserade parametrar, också en skillnad i textur. Medan slammet från RK2 var mer homogent till sin karaktär fanns i slammet från RK1 millimeterstora suspenderade korn. Dessa analyserades för TS och GF, vilket inte visade på några skillnader mellan dem och den flytande delen av slammet. Även om kornen inte verkade påverka processen i sig ansågs de vara en följd av de pressade förhållandena i RK1.

Den använda metoden för beskickning resulterade i en variation i gasproduktion under veckans dagar. Under perioder då VFA-halterna ökade och gasproduktionen minskade visade processerna tecken på återhämtning under helgerna. I en fullskalig process skulle röt-kamrarna beskickas mer regelbundet. Detta skulle medföra en jämnare organisk belastning och ge ett

bättre underlag för utvärdering av efterrötningsprocessen. Försök utförda av Person et al. (2012) har visat att beskickning var 6:e timme ger bättre metanproduktion än beskickning var 24:e timme.

Eftersom båda anläggningarna fick kraftiga störningar samtidigt under driftvecka 13 torde dessa bero på en förändring av det inkommande slammet och inte i den organiska belastningen. I RK2, där belastningen låg omkring 2,5 kg VS/m³,d, var driften stabil fränsett under vecka 13. Belastningen i RK1, omkring 5,5 kg VS/m³,d tenderar ha varit för hög för att fungera i längden. Om man går vidare med försök i semifullskala rekommenderas därför att undersöka hur processen svarar på en organisk belastning omkring 4 kg VS/m³,d.

Beträffande lämplig uppehållstid är båda de undersökta, 10 respektive 20 dygn gångbara. Dock ger den längre uppehållstiden en högre utrötningsgrad och rekommenderas därför. Detta måste dock vägas mot den betydligt större rötkammare som den längre uppehållstiden kräver vid storskalig implementering.

Under driftperioden var ammoniumkvävehalterna höga i både RK1 och RK2 vilket med ett högt pH och hög temperatur gav beräknade ammoniakkvävehalter på 400 och 800 mg/l. Flera tidigare studier har pekat på att höga ammoniakhalter ger inhiberande effekt på rötningen (Rajagopal, Massé, & Singh, 2013; Yenigün & Demirel, 2013). Eftersom tidigare studier visat att en inhiberande effekt fås av ammoniakkvävehalter mellan 100–300 mg/l skulle höga halter ammoniak också kunna vara en orsak till att en ackumulering av VFA orsakades i både RK1 och RK2 i slutet av driftperioden.

Kjerstadius et al. (2012) har genomfört försök med enbart termofil rötning i liknande pilotskala. Denna studie syftade till att jämföra rötning vid olika temperaturer. Resultaten visade att ammoniumkvävehalten var betydligt lägre och därmed kunde det hållas en stabilare drift med lägre VFA-halter än i de efterrötningsförsök som nu genomförts. En av orsakerna till detta kan bero på att det hölls en något lägre organisk belastning i studien genomförd av Kjerstadius et al. (2012).

Rogstrand et al. (2012) har undersökt kombinationer av pastörisering och tvåstegs mesofil rötning av avloppsslam för ökad biogasproduktion och hygienisering. Denna studie gav indikationer på att de undersökta slammens avvattningssegenskaper försämrades. Liknande effekter kunde också konstateras i de efterrötningsförsök som genomförts i denna studie. I Bouskova et al. (2006) förklarades sämre avvattningssegenskaper i termofila förhållanden med att en högre andel av flockarna dispergerat i termofila förhållanden och fanns som kolloidala partiklar i vattenfasen. I Jason & Novak (2001) konstaterades det att koncentrationen av protein och polysackarid i kolloidal storleksfraktion ökade med ökande uppehållstid i den termofila rötningen. Detta gav en försämrad filtrerbarhet och ökat polymerbehov som följd.

Vid inblandning av polymerer under CST-försöken i denna studie syns tydligt att de efterrötade slammen uppvisade andra egenskaper än det ordinarie slammet. Det ordinarie slammet delade efter inblandning av polymer och omrörning upp sig i tydligt definierade klumpar och en klarfas. Även om de efterrötade slammen till viss del bildade klumpar uppkom för dessa ingen klarfas vid polymerinblandning. Detta resultat styrks också av

avvattningsförsök utförda av den kontaktade polymerleverantören, i vilka olika typer av polymerer i olika mängder provades ut. Polymerleverantörens bedömning var att avvattningsegenskaperna kraftigt försämrats i och med den termofila efterrötningen och att betydligt mer polymerlösning skulle gå åt för avvattning. En eventuell ökad polymerförbrukning är alltså en faktor att ta med i bedömningsunderlaget inför storskalig implementering.

Det efterrötade slammets lukt är också en parameter att väga in i processidéns genomförbarhet. Jämfört med det ordinarie slammets blev doften betydligt fränare och mer intensiv efter den termofila rötningen. Processen måste alltså utformas så att det är möjligt att behandla frånluft på ett lämpligt sätt.

5.2 Energibalansberäkningar

I den framtagna energibalansen utgjordes de absolut största energibehoven av värmeenergi för uppvärmning av inkommande slam och elenergi för slamluftningen. De övriga posterna i form av varmhållning, pumpar, omrörare och liknande visade sig vara små i sammanhanget. Eftersom de två olika uppehållstiderna gav så pass lika resultat energimässigt valdes att endast redovisa upplägget baserat på förhållandena i RK2, där energibehovet uppskattades vara något högre än för upplägget baserat på RK1.

Beräkningarna gav ett nettoöverskott av energi för hela processlinjen, inklusive slamluftning motsvarande 200 MWh/år el och 300 MWh/år värme. Med slamluftningen exkluderad ur beräkningarna blir elöverskottet ännu större. Ett överskott av elenergi är fördelaktigt, särskilt eftersom el är att betrakta som en betydligt ädlare form av energi än värme (Olsson, 2008).

Jämfört med en pastöriseringsanläggning som en extern konsult räknat på för Kungsängsverkets del skulle termofil efterrötning vara ett betydligt energisnålare alternativ. Beräkningarna gav att den tilltänkta pastöriseringsanläggningen skulle kräva värmeenergi motsvarande ca 8,8 GWh/år (Sweco, 2011). Med ett värmeenergipris på 0,60 kr/kWh skulle den externt inköpta värmen kosta 5,3 milj kr/år. Beräkningarna är dock inte helt jämförbara eftersom den externa konsultens sammanställning baserades på en tänkt framtida slamproduktion motsvarande 150 % av den aktuella för år 2012.

Den termofila efterrötningens anläggningen skulle enligt genomförda beräkningar istället leverera ett överskott av både el- och värme. Genomförbarheten är dock beroende av att slammet går att avvattna till samma TS-halt som i befintlig fullskalig avvattningsprocess med rimliga insatser av polymer.

5.3 Luftnings- och avvattningsförsök samt analyser av metaller och läkemedel

Det satsvisa luftningsförsöket av det termofilt rötade slammet gav precis som i studien Kevbrina et al. (2011) förbättrade avvattningsegenskaper för slammet. Dock är det oklart hur lång tid slammet behöver genomgå en aerob behandling för att få förbättrade avvattningsegenskaper. Anledningen

till att den intermittenta luftningen pågick i 7–8 dygn beror på att efterföljande volym där luftningen ska ske i en eventuell framtida anläggning vid Kungsängsverket ger en uppehållstid på 7–8 dygn för slammet.

För att nå en viss ammoniumreduktion i slammet genom intermittent luftning krävs det dock enligt Parravicini et al. (2008) sex dygns uppehållstid. I de luftningsförsök som nu genomförts var ammoniureduktion 58 % medan reduktionen endast var 45 % i Parravicini et al. (2008). Eftersom stor del av ammoniumreduktionen troligtvis drevs av som ammoniak till luft är det viktigt att behandla frånluften genom ett biologiskt filter.

En lång uppehållstid i efterföljande luftning krävs också för att minska lukten från slammet. Den kompostliknande lukt som kan upplevas från en aerob biologisk process uppkom under den senare delen av försöket.

Metallanalyserna av slamprover visade på en viss uppkoncentrering av metallhalter i slammet vilket var att vänta. Kvicksilverhalten i proverna överskred Naturvårdsverkets förslag på nya gränsvärden (Naturvårdsverket 2013). Eftersom slammet från Kungsängsverket är sedan januari 2013 kommer troligtvis ett ökat uppströmsarbete medföra att kvicksilverhalten successivt minskar i slammet.

I studien Wahlberg et al. (2010) översteg tre av de analyserade läkemedelsresterna 1 mg/kg TS i slam: ciprofloxacin, tetracyklin, samt ketokonazol. Endast ketokonazol kunde detekteras i slammet i den studie som nu har genomförts. Den kraftiga ökningen av könshormonen östron och progesteron har också konstaterat i ett försök med långtidslagring av samma slam från Kungsängsverket. Ämnena skulle kunna föreligga delvis som konjugat i det mesofila slammet och sedan frigöras som modersubstans (de-konjugering) i efterföljande luftning. De konjugerade substanserna syns inte vid analys av modersubstansen. Detta har också diskuterats i Wahlberg et al. (2010), då med karbmazepin som är en aktiv substans.

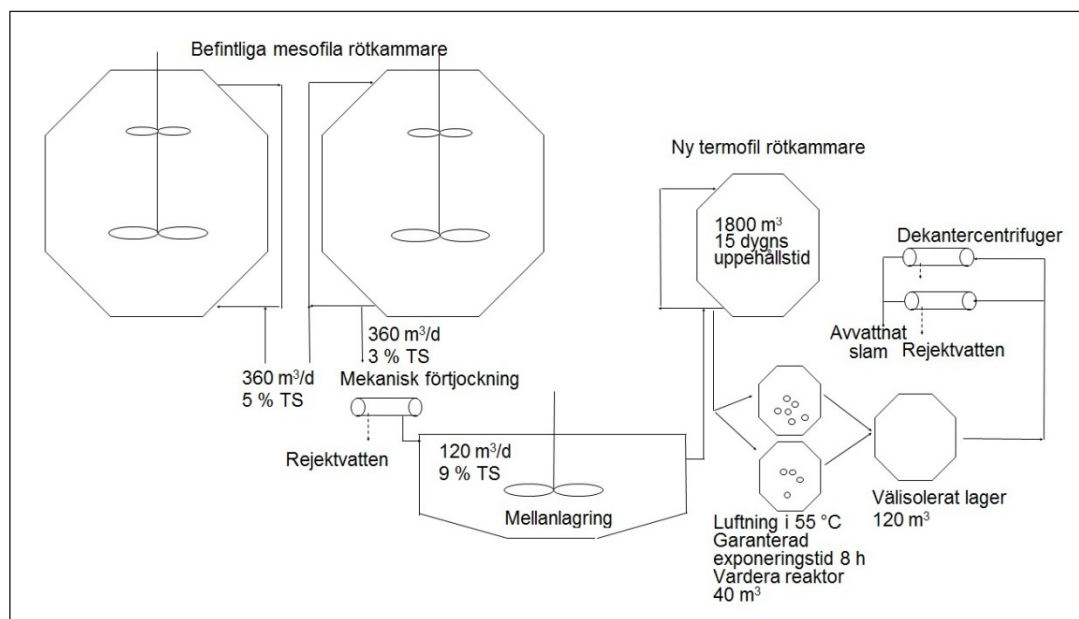
5.4 Framtida processförslag

I Naturvårdsverket (2013) är en av de godkända hygieniseringsmetoderna värmebehandling med temperatur ≥ 55 °C och garanterad exponeringstid på åtta timmar. Den garanterade exponeringstiden har ökat från sex timmar enligt Naturvårdsverket (2010) vid samma värmebehandling. I Kjerstadius et al. (2013) utvärderades hygieniseringseffekten av *Salmonella*, *Escherichia coli*, *Enterococcus* och *Clostridium perfringens* med anaerob behandling vid 35, 55 och 60 °C. Resultaten visade att det gick att nå koncentrationsgränserna som föreslagits av EU och Sverige för *Salmonella*, *Escherichia coli* och *Enterococcus* vid 55 och 60 °C och en garanterad uppehållstid på två timmar. I Norge krävs dessutom endast två timmar garanterad exponeringstid vid 55 °C som hygieniseringsmetod för slam (Nedland & Gjaerde, 2008). Det finns därför ingen anledning att kräva åtta timmar garanterad uppehållstid vid 55 °C eftersom detta skulle fördyra den termofila hygieniseringen både ur en investerings- och driftsynvinkel.

En möjlighet att ändå öka intresset för termofil rötning av mesofilt rötat slam trots en garanterad exponeringstid på 8 h skulle kunna vara att lufta det termofilt rötade slammet växelvis i två välisolerade reaktor i ≥ 55 °C. Tan-

karna dimensioneras så att den garanterade exponeringstiden upprätthålls. Detta innebär att in- och utpumpning till och från den termofila rötningen kan ske utan hänsyn till kravet på exponeringstid och därmed ge jämnare förhållanden. En mindre mängd värmeenergi behöver dock tillföras för att hålla temperaturen på minst 55 °C. Om temperaturen skulle höjas till minst 60 °C minskar kravet på exponeringstid till tre timmar. Det torde dock bli billigare att på sikt bygga större luftningstankar från början som måste vara försedda med effektiv rening av frånluft. Det bör även finnas en tredje välisolerad tank, dit varmt slam kan pumpas efter hygieniseringen och sedan användas för att höja inkommande slammets temperatur. I figur 5-1 visas schematiskt vilka volymer som skulle behövas för att efterbehandla ett mesofilt rötat slamflöde på 360 m³/d (TS 3 %). Förtjockning till 9 % TS ger en volym på 120 m³/d att behandla termofilt. Den termofila rötkammaren har tilldelats en uppehållstid på 15 dygn.

Ammonium kommer troligtvis drivas av som ammoniak till luft från luftningssteget i denna processlösning. Det är därför även i detta fall viktigt att behandla frånluften genom ett biologiskt filter. Det är osäkert om avvattningsegenskaperna för slammet förbättras tillräckligt med en uppehållstid i luftningen på enbart 8 h.



Figur 5-1 Processförslag för termofil hygienisering av slam. Processen består av mesofil rötning, mekanisk förtjockning, termofil rötning, luftning och avvattning.

6 Slutsatser

Den första slutsats som kan dras av denna studie är att uppstarten av termofil efterrötning av mesofilt rötat slam kan genomföras både med en snabb temperaturökning från 37 °C till 55 °C och en långsam temperaturökning med 1–2 °C per vecka till 55 °C. Det går att i båda fallen få en process i jämvikt med låga VFA-halter efter samma tid.

Försöket visar att termofil efterrötning av avloppsslam som först rötats mesofilt ger en gasproduktion motsvarande 190 liter per kg inmatad organisk substans (VS). I Kungsängsverkets fall innebär detta en ökning av gasproduktionen med omkring 20 % jämfört med enbart mesofil primärrötning. Utröttningsgraden i efterröttningsanläggningarna bedömdes vara cirka 15 % vid 10 dygns uppehållstid och cirka 20 % vid 20 dygns uppehållstid. Den termofila efterröttningsprocessen i försöken medförde relativt höga ammoniumhalter, pH-värden och VFA-halter. Den resulterade också i en hög alkalinitet. Den bildade biogasen från den termofila efterrötningen hade en metanhalt strax under 60 %, vilket är något lägre än vid primärrötning.

De termofila efterrötade avloppsslammen i försöken fick försämrade avvattningsegenskaper. Detta bedömdes vara den största svårigheten som måste lösas för att möjliggöra en lyckad storskalig implementering av processen. De efterrötade slammens lukt förändrades också till det sämre.

Sammantaget bedömdes pilotförsöken ge en bra bild av genomförbarheten för termofil efterrötning vid reningsverk med mesofil primärrötning. Ytterligare försök bör göras för att ta fram ett fullgott bedömningsunderlag inför en eventuell fullskalig anläggning. Ett förtjockningsförfarande liknande det i en fullskalig process, med frekvent beskickning, skulle troligen ge en stabilare drift och ett därmed ett bättre underlag för bedömning av kritiska värden på driftparametrar som till exempel organisk belastning.

Luftningsförsöken visade att det gick att reducera $\text{NH}_4\text{-N}$ -halten med mer än 50 % genom ett efterföljande luftningssteg med en veckas uppehållstid. Detta skulle minska den interna ammoniumbelastningen på den biologiska reningen och ge stabilare resultat på kvävehalten i utgående vatten. Dessutom kan ett luftningssteg troligen ge förbättrade avvattningsegenskaper (dock inte återskapa lika bra avvattningsegenskaper som för det mesofilt rötade slammet). Luktegenskaperna för slammet verkade också förbättras påtagligt med luftningen.

Efterbehandlingen av slammet gav något högre metallhalter eftersom mer organiskt material bröts ner. Dock var uppkoncentreringen inte så hög så att den försämrade möjligheterna att klara framtida gränsvärden nämnvärt.

Halterna av en del läkemedelsrester i slammet reducerades vid termofil efterrötning, luftning och behandling med kaliumpermanganat. Dock blev det en oväntad kraftig ökning av hormoner efter behandlingen.

För att hela den tänkta slambehandlingen med mesofil rötning, förtjockning, termofil efterrötning, luftning och tillsatts av oxidationsmedel ska vara genomförbar är det av stor vikt att avvattningsegenskaperna för slut-

produkten är godtagbara. Dessa bör undersökas vidare som ett första steg inför beslut om att eventuellt gå vidare med den aktuella slambehandlingsmetoden.

7 Referenser

- Arthursson, V. (2008). Proper Sanitation of Sewage Sludge: A Critical Issue for a Sustainable Society. *Applied and Environmental Microbiology* 74 (2008), 5267–5265.
- Atkins, P., Jones, L. (2007): *Chemical Principles – The Quest for Insight*. W. H. Freeman. ISBN: 978-1429209854.
- Bernes, C., Lundgren, L. J. (2009). *Bruk och missbruk av naturens resurser. En svensk miljöhistoria*. Naturvårdsverket.
- Bolzonella, D., Battistoni, P., Mata-Alvarez, J., & Cecchi, F. (2003). Anaerobic digestion of organic solid wastes: process behaviour in transient conditions. *Water Science and Technology* 48(4), 1–8.
- Bouskova, A., Persson, E., Jansen, J. L. C., & Dohanyos, M. (2006). The effect of operational temperature on dewatering characteristics of digested sludge. *Journal of Residuals Science & technology* 3(1), 43–49.
- Calli, B., Mertoglu, B., Inanc, B. Och Yenigun, O. (2005) Effects of free ammonia concentration on the performance of anaerobic bioreactors. *Process Biochemistry* 40: 1285–1292.
- De la Rubia, M. A., Romero, L. I., Sales, D., & Perez, M. (2005). Temperature conversion (mesophilic to thermophilic) of municipal sludge digestion. *Aiche Journal*, 51(9), 2581–2586.
- Deublein, D., Steinhauser, A. (2011). *Biogas from Waste and Renewable Resources*. Second edition. Wiley-VCH, Weinheim. ISBN: 978-3-527-32798-0.
- European Commission. (2010). *Working document: sludge and biowaste 21 september 2010*. Brussels, DG ENV C2/BZ/tb.
- Fricke, K., Santen, H., Wallmann, R., Hüttner, A., Dichtl, N. (2006). Operating problems in digestion plants resulting from nitrogen in MSW. *Waste management* 27 (2007), 30–43.
- Gallert, C., Winter, J. (1997): Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source sorted organic wastes: Effect of ammonia on glucose degradation and methane production. *Appl Microbiol Biotechnol* 48 (1997), 405–410.
- Gavala, H., Yenal, U., Skiadas, I., Westermann, P., Ahring, B. (2003). Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. *Water Research* 37 (2003), 4561–4572.
- Jason, L. B., & Novak, J. T. (2001). Changes in Dewatering Properties between the Thermophilic and Mesophilic Stages in Temperature-Phased Anaerobic Digestion Systems. *Water Environment Research*, 73(4), 444–449.
- Jarvis, Å., Schnürer, A. (2009). *Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar*. Svenskt Gastekniskt Center. Rapport SGC 207.

- Kevbrina, M. V., Nikolaev, Y. A., Danilovich, D. A., & Vanyushina, A. Y. (2011). Aerobic biological treatment of thermophilically digested sludge. *Water Science and Technology* 63(10), 2340–2345.
- Kjerstadius, H., la Cour Jansen, J., Stålhandske, L., Eriksson, E., Olsson, M., Davidsson, Å. (2012). *Rötning av avloppsslam vid 35, 55 och 60 °C*. SVU-rapport nr 2012-15.
- Kjerstadius H., La Cour Jansen J., De Vrieze J., Haghhighatafshar S., & Davidsson Å. (2013). Hygienization of sludge through anaerobic digestion at 35, 55 and 60 °C. *Water Science and Technology*. 68 (10), 2234–2239.
- Naturvårdsverket (2010). *Uppdatering av "Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp"*. Rapport 525-205-09.
- Naturvårdsverket (2013). *Hållbar återföring av fosfor – Naturvårdssverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen*. Rapport 6580.
- Nedland, K.T., Gjaerde B. (2008). *Faktaark 6. Smittestoffer (for mennesker og dyr) i Avloppsslam*. Norsk Vann – Bruker av slam på kornarealer – informationsprosjekt.
- Olsson, G. (2008): *Effektivarer reningsverk – Några steg mot bättre energi och resursutnyttjande*. SVU-rapport nr 2008-19.
- Palatsi, J., Gimenez-Lorang, A., Ferrer, I., & Flotats, X. (2009). Start-up strategies of thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge. *Water Science and Technology* 59(9), 1777–1784.
- Parravicini, V., Svardal, K., & Kroiss, H. (2008). Post-aeration of anaerobically digested sewage sludge for advanced COD and nitrogen removal: results and cost-benefit analysis at large-scale. *Water Science and Technology* 57(7), 1087–1094.
- Persson, E., Ossiansson, E., Carlsson M., Uldal M., Johannesson S. (2012). *Rötning med inledande termofilt hydrolyssteg för hygienisering och ökad metanutvinning på avloppsreningsverk*. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport 2012-04.
- Radjenovic, J., Petrovic, M., & Barceló, D. (2007). Analysis of pharmaceuticals in wastewater and removal using a membrane bioreactor. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 387(4), 1365–1377.
- Rajagopal, R., Massé, D. I., & Singh, G. (2013). A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource Technology*, 143(0), 632–641.
- REVAQ (2013). *Regler för certifieringssystemet – REVAQ återvunnen växtnäring*. Utgåva 2.2.1.
- Ritter (2014). *MilliGascounter – Measurements principle*. <http://www.ritter.de/en/products/milligascounters/measurement-principle/> [2014-02-17]
- Svenskt Gastekniskt Center – SGC (2011). *Basdata om Biogas*. Informationsblad.
- Rogstrand, G., Olsson, H., Andersson-Chan, A., Johansson, N., Edström, M. (2012). *Process för ökad biogasproduktion och effektiv hygienisering av slam*. Svenskt Gastekniskt Center. Rapport SGC 2012:269.

- Sun, L., Müller, B., Westerholm, M., & Schnürer, A. (2014). Syntrophic acetate oxidation in Industrial CSTR biogas digesters. *Journal of Biotechnology*, 171(0), 39–44.
- Svensk standard (1998). *SS-EN 12176 Karaktärisering av slam – Bestämning av pH*. Swedish Standards Institute, Stockholm, Sweden.
- Svensk standard (2000). *SS-EN 13342 Karaktärisering av slam – Bestämning av Kjeldahlkväve*. Swedish Standards Institute, Stockholm, Sweden.
- Svensk standard (1981). *SS 28113 Vattenundersökningar – Bestämning av torrs substans och glödningsrest i vatten, slam och sediment*. Swedish Standards Institute, Stockholm, Sweden.
- Svenskt Vatten AB (2010). *Avloppsteknik 3 – Slamhantering*. Utgåva 2. ISSN 1654-5117.
- Sweco Environment AB (2011). *Hygienisering av slam vid Kungsängsverket*. Rapport. Uppdragsnummer 1833453000.
- Taylor, M., Elliot, H. A. (2013): Influence of water treatment residuals in dewaterability of wastewater biosolids. *Water Science & Technology* 67 (1), 180–185.
- Uppsala Vatten och Avfall AB (2013). *Miljörapport Kungsängsverket 2012*. Uppsala: Uppsala Vatten och avfall AB.
- VAV (1981): *Rötning av kommunalt slam – Teknik med nya möjligheter*. Publikation P42. ISSN 0347-1799.
- Wahlberg, C., Björleinius, B., & Paxéus, N. (2010). *Läkemedelsrester i Stockholms Vattenmiljö*. Stockholm: Stockholm Vatten. ISBN 978-91-633-6642-0.
- Van Lier, J. B., Hulsbeek, J., Stams, A. J. M., & Lettinga, G. (1993). Temperature susceptibility of thermophilic methanogenic sludge: Implications for reactor start-up and operation. *Bioresource Technology*, 43(3), 227–235.
- Westerholm, M. (2012). *Biogas Production through the Syntrophic Acetate-Oxidizing Pathway*. Doktorsavhandling. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Yenigün, O., & Demirel, B. (2013). Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochemistry*, 48(5–6), 901–911.
- Zehnder, J.B. (1988). *Biochemistry and biochemistry of anaerobic habitats*. Biology of Anaerobic microorganisms. John Wiley and Sons, Inc. USA.
- Zabranska, J., Stepova, J., Wachtl, R., Jenicek, P., & Dohanyos, M. (2000). The activity of anaerobic biomass in thermophilic and mesophilic digesters at different loading rates. *Water Science and Technology*, 42(9), 49–56.

Bilaga A – Analysmetod av läkemedelsrester vid IVL

Proverna upparbetades genom att läkemedel extraherades ur slam (Provmängd, 0,5 g frystorkat slam) enligt följande procedur:

1. Tillsätt IS till provet, dvs 50 µl Karbamazepin- $^{13}\text{C}_{15}\text{N}$ (1 µg/ml) och 50 µl Ibuprofen-d3 (1 µg/ml) samt 50 µl Ciprofloxacin (2 µg/ml).
2. Tillsätt 0,5 ml 1M $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ löst i vatten till provet.
3. Tillför provet med 10 ml ACN:DCM (1:1) i 14 ml Falcon-rör. Extrahera i 5 min på U-bad samt skaka i 30 min (~1400 rpm).
4. Centrifugera provet vid ~3 000 rpm i 5 min och dekantera vattenfasen till ett nytt 14 ml Falcon-rör.
5. Indunsta extraktet till torrhet och återlös provet i 1 ml 0,1 % EDTA löst i MeOH:vatten (1:1) på U-bad i 5 min.
6. Vid fällning, centrifugera extraktet i 10 min vid ~10 000 rpm i Eppendorf-rör.
7. Överför provet till provrör.

Proverna analyserades sedan på en HPLC-MS/MS instrument med ESI-interface i både negativ och positiv mode. Kolonnen som användes var en C18-kolonn.

Bilaga B – El- och värmebalansberäkningar

Tabell B-1 Komponenter som ligger till grund för el- och värmebalansberäkningar med referenser. Referens Kungsängsverket innebär att energibehovet uppskattats baserat på komponenter från ordinarie process.

Komponent	Referens	Modell
Gasmotor	Kristian Jarheim, IGF Gasprodukter	IET 100 Bio
Förtjockare	Tomas Bengtsson, Huber	Rotamat RoS2s
Slamlager	Kungsängsverket	-
Inloppspump rötkammare	Kungsängsverket	-
Cirkulationspump	Kungsängsverket	-
Omrörare rötkammare	Bengt Wigren, Sulzer Pumps	-
Värmeväxlare	Fredrik Karlsson, Läckby Products AB	-
Varmhållning rötkammare	Beräkningar, VAV 1981	-
Blåsmaskiner luftning	Johan Eriksson, Atek	iTurbo ITC75-0.6S

Tabell B-2 De viktigaste förutsättningarna för elbalansberäkningen.

Komponent	Effekt (kW)
Förtjockare	0,6
Slamlager omrörare	8
Inloppspump excenterskruvpump	12
Cirkulationspump	6
Omrörare rötkammare	5
Blåsmaskiner luftning	47

Tabell B-3 De viktigaste förutsättningarna för värmebalansberäkningen.

Parametrar	Värden
Producerad slammängd	3 490 ton TS/år
VS i substrat	65 %
Temperatur mesofilt rötat slam	25 °C
Temperatur mesofilt rötat slam efter slam/slam – värmeväxling	40,2 °C
Temperatur i termofil rötkammare	55 °C
Temperatur termofil rötat slam efter slam/slam-värmeväxling	39,8 °C

Tabell B-4 Elbalans, exklusive slamluftning.

Eltillgång [kWh/år]	
Gasmotor	927 000
Elbehov [kWh/år]	
Förtjockare	5 300
Slamlager	70 000
Inloppspump rötkammare	105 000
Cirkulationspump	53 000
Omrörare rötkammare	75 000
	321 000
Netto	606 000

Tabell B-5 Värmebalans, exklusive slamluftning.

Värmetillgång [kWh/år]	
Gasmotor	1 250 000
Värmebehov [kWh/år]	
Värmeväxlare	767 000
Varmhållning röt-kammare	166 000
	933 000
Netto	317 000

Tabell B-6 Elbalans, inklusive slamluftning.

El-tillgång [kWh/år]	
Gasmotor	927 000
Elbehov [kWh/år]	
Förtjockare	5 300
Slamlager	70 000
Inloppspump röt-kammare	105 000
Cirkulationspump	53 000
Omrörare röt-kammare	74 000
Luftning slam	412 000
	732 000
Netto	195 000

Tabell B-7 Värmebalans, inklusive slamluftning.

Värmetillgång [kWh/år]	
Gasmotor	1 250 000
Värmebehov [kWh/år]	
Värmeväxlare	767 000
Varmhållning röt-kammare	166 000
	933 000
Netto	317 000

Bilaga C – Läkemedelsanalyser



Datum:

2013-07-04

Vår referens:

Jörgen Magnér

Ert datum:

2013-06-12

Er referens:

Jesper Olsson

Uppdragsgivare:

Mälardalens Högskola

Department of Energy Technology

Jesper

Olsson

Box 883

721 23 Västerås

Rapport

Utförd i enlighet med laboratoriets rutiner, där flertalet analyser är ackrediterade.

Avser

Analys av läkemedelsrester i slam

Provhantering

Beställningsdatum	2013-06-12	Er märkning	IVLs märkning
Ankomstdatum	2013-06-12	Mesofilter, rötat slam	MR 2352
Analysdatum	2013-06-27	Termofilter, rötat slam	MR 2353
		Luftat-oluftat slam	MR 2354
		KMn4-behandlat slam	MR 2355

Bedömning av analysresultat

16 av de 37 analyserade läkemedel återfanns över kvantifieringsgränsen i en eller flera av de undersökta slammen. De uppmätta halterna av läkemedelsrester skilde inte så mycket åt mellan de fyra slammen förutom med avseende på Estrone som uppvisade nästan 100 gånger högre halt i Luftat-oluftat slam och KMn4-behandlat slam jämfört med rötat slam från Mesofilter och Termofilter.

Med vänliga hälsningar

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Jörgen Magnér PhD

Analysansvarig

Org.nr: 556116-2446
VAT no.: SE556116244601
Säte: Stockholm
www.ivl.se

Box 21060, SE-100 31 Stockholm
Valhallavägen 81, 114 27 Stockholm
Tel: +46 (0)8 598 563 00
Fax: +46(0)8 598 563 90

Box 5302, SE-400 14 Göteborg
Äschebergsgatan 44, 411 33 Göteborg
Tel: +46 (0)31 725 62 00
Fax: + 46 (0)31 725 62 90

IVL Svenska Miljöinstitutet AB
IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.

Analysresultat

		Koncentration i µg/kg torrsvikt			
Substans	Mode of action	Mesofilter, rötat slam	Termofilter, rötat slam	Luftat-olufat slam	KMn4-behandlat slam
Diclofenac	<i>Inflammationshämmande</i>	109	120	84	96
Enalapril	<i>Diuretika</i>	<10	<10	<10	<10
Ethinylestradiol	<i>Könsbormon</i>	<400	<400	<400	<400
Furosemide	<i>Diuretika</i>	97	109	84	80
Sulfamethoxazole	<i>Antibiotika</i>	<25	<25	<25	<25
Hydrochlorothiazide	<i>Blodtryckssänkande</i>	12	<2	<2	<2
Ibuprofen	<i>Inflammationshämmande</i>	219	289	209	205
Naproxen	<i>Inflammationshämmande</i>	<15	<15	<15	<15
Estradiol	<i>Könsbormon</i>	<400	<400	<400	<400
Estriol	<i>Könsbormon</i>	<100	<100	<100	<100
Estrone	<i>Könsbormon</i>	48	71	4530	4441
Warfarin	<i>Blodförtunnande</i>	<10	<10	<10	<10
Ramipril	<i>Blodtryckssänkande</i>	<25	<25	<25	<25
Norfloxacin	<i>Antibiotika</i>	<200	<200	<200	<200
Caffeine	<i>Stimulerande medel</i>	29	76	52	51
Atenolol	<i>Blodtryckssänkande</i>	12	3,5	10	12
Ciprofloxacin	<i>Antibiotika</i>	<50	<50	<50	<50
Paracetamol	<i>Inflammationshämmande</i>	<75	<75	<75	<75
Terbutaline	<i>Astma medicin</i>	<40	<40	<40	<40
Trimetoprim	<i>Antibiotika</i>	<25	<25	<25	<25
Ranitidine	<i>Medel mot magsår</i>	<50	<50	<50	<50
Metoprolol	<i>Blodtryckssänkande</i>	237	333	273	303
Oxazepam	<i>Lugnande</i>	58	<3	<3	<3
Carbamazepine	<i>Lugnande</i>	224	213	189	189
Ketoprofen	<i>Inflammationshämmande</i>	<25	<25	<25	<25
Finasteride	<i>Krymper prostata</i>	<10	<10	<10	<10
Amlodipine	<i>Blodtryckssänkande</i>	93	76	60	64
Propranolol	<i>Blodtryckssänkande</i>	328	371	316	346
Citalopram	<i>Antidepressiva</i>	1328	1127	1627	1746
Norethindrone	<i>Könsbormon</i>	<200	<200	<200	<200
Bisoprolol	<i>Blodtryckssänkande</i>	<25	<25	<25	<25
Progesterone	<i>Könsbormon</i>	168	129	642	589
Simvastatin	<i>Blodfettssänkande</i>	<50	<50	<50	<50
Sertralin	<i>Antidepressiva</i>	2746	3832	3232	3341
Ketoconazole	<i>Antisvamp medel</i>	1857	2350	2621	2875
Tetracycline	<i>Antibiotika</i>	<100	<100	<100	<100
Doxycycline	<i>Antibiotika</i>	<300	<300	<300	<300

*Mindre än värden (<) avser lägsta kvantifieringsgräns (LOQ, S/N=10)

Org.nr: 556116-2446
VAT no.: SE556116244601
Säte: Stockholm
www.ivl.se

Box 21060, SE-100 31 Stockholm
Valhallavägen 81, 114 27 Stockholm
Tel: +46 (0)8 598 563 00
Fax: +46(0)8 598 563 90

Box 5302, SE-400 14 Göteborg
Äschebergsgatan 44, 411 33 Göteborg
Tel: +46 (0)31 725 62 00
Fax: + 46 (0)31 725 62 90

IVL Svenska Miljöinstitutet AB
IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.



Box 14057 • 167 14 Bromma
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se