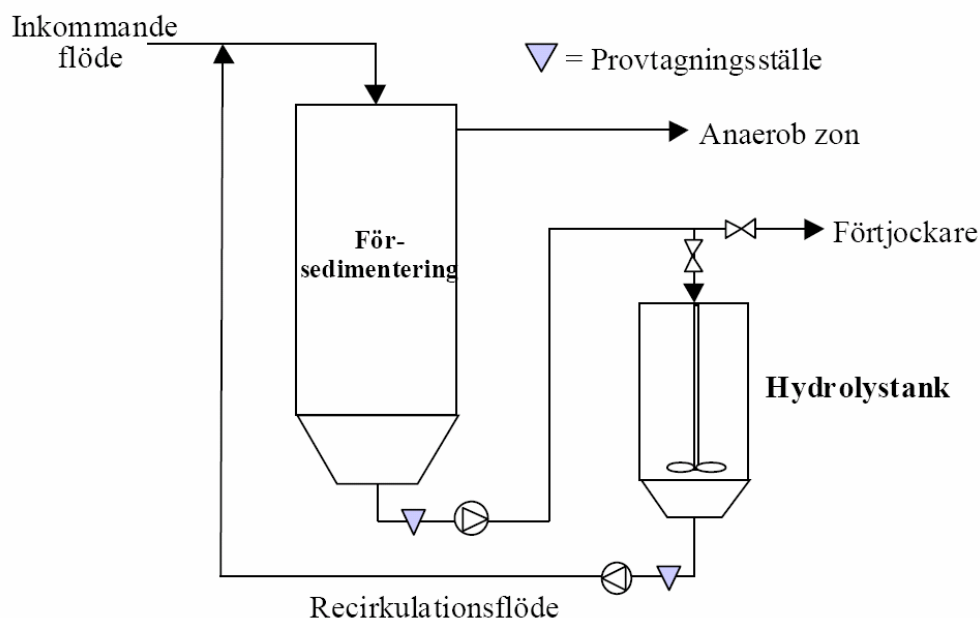


Hydrolys av primärslam för förbättrande av biologisk fosforreduktion vid behandling av hushållsavloppsvatten

Hydrolysis of Primary Sludge for Enhancement of Biological Phosphorus Removal in Household Wastewater

Erik Elfving, MP / Linköpings Universitet



Examensarbete

Hydrolys av primärslam för förbättrande av biologisk
fosforreduktion vid behandling av
hushållsavloppsvatten

Erik Elfving

2005-06-10

Handledare: Berndt Björlenius
Stockholm Vatten AB
Värmdövägen 23
131 55 Stockholm

Examinator: Prof. Bo Svensson
Inst. för Tema vatten i natur och samhälle
Linköpings universitet
581 83 Linköping

FÖRORD

Detta examensarbete har utförts på uppdrag av Stockholm Vatten AB och ingår som en del i det underlag som kommer att ligga till grund för utvärderingen av aeroba behandlingstekniker av Hammarby Sjöstads hushållsavloppsvatten.

Handledare under examensarbetet har varit Berndt Björleinius, Stockholm Vatten AB, som också är huvudansvarig för de aeroba processlinjerna vid Sjöstadsverket. Examinator från Linköpings universitet har varit Bo Svensson, professor vid institutionen Tema vatten i natur och samhälle.

Jag vill rikta ett speciellt tack till Berndt för jag fick chansen att ta mig an en ett så spännande och varierande examensarbete och för all bistådd hjälp under arbetets gång. Ett stort tack vill jag även rikta till Bo för stort engagemang samt för givande tips och kommentarer. Tack driftansvarige Lars Bengtsson och Fredrik Petterson vid Sjöstadsverket för ovärderlig hjälp med det praktiska, samt för att ni bidrog till en god stämning på plats. Mats Ek vid IVL förtjänar ett stort tack för sina idéer under försökets gång och för lån av utrustning. Vid Stockholm Vatten vill jag även tacka Rolf Wolfe för lån av utrustning, Kristina Antman för hjälp med artiklar samt Elisabeth Boman för hjälp med en brådslande beställning. Ett tack vill jag också rikta till Eva Enqvist vid Matematiska Institutionen vid Linköpings universitet för hjälp med frågor inom statistikområdet. Susanne Jonsson vid Tema vatten vid Linköpings universitet vill jag tacka för utförda GC-analyser. Jag vill även tacka praktiserande Mila Harding och mina examensarbetande vänner vid Sjöstadsverket för att de bidrog till en så trevlig stämning.

Slutligen, vill jag rikta ett stort tack till min familj och Carina för all er uppmuntran!

Stockholm, juni 2005

Erik Elfving

SAMMANFATTNING

Hammarby Sjöstad är en av Stockholms nyaste stadsdelar, beläget strax söder om centrala Stockholm. Det som gör Hammarby Sjöstad speciell i jämförelse med övriga nybyggnationer är det stora fokuset på minskad miljöpåverkan och ett tydligt kretsloppstänkande. Miljömålen innefattar bland annat en halvering av vattenförbrukningen och en lokal dagvattenhantering som gör att avloppsvattnet enbart härrör från hushållen. Projektplanen rymmer idén om ett lokalt reningsverk för omhändertagandet av hushållsavloppsvattnet. Inom ramen för denna projektidé byggdes Sjöstadsverket, en försöksanläggning för nya reningstekniker för avloppsvatten. De nya reningsteknikerna ska under en period testas för att sedan utvärderas och jämföras med konventionella metoder. Försöksanläggningen består av fyra olika försökslinjer, två aeroba och två anaeroba.

En av de aeroba försökslinjerna innefattar biologisk fosforreduktion (Bio-P) som är en metod för att rena avloppsvatten från fosfor. Biologisk fosforreduktion innebär att avloppsvattnet växelvis utsätts för anaeroba och aeroba förhållanden, vilket gynnar en typ av bakterier som kan ta upp mer fosfor än de behöver för sin egen tillväxt. Till denna process krävs energi i form av flyktiga fettsyror (VFA), något som det normalt finns för lite av i avloppsvatten.

Syftet med detta examensarbete har varit att skapa bästa möjliga förutsättningar för att generera VFA genom att hydrolysera och fermentera primärslam. Genom hydrolys och fermentation kan det organiska materialet i det inkommande avloppsvattnet utnyttjas i biologisk fosforreduktion, efter att det har brutits ner till VFA.

Då man genom hydrolys vill generera VFA är tre parametrar för slammet viktiga: Temperatur, torrsubstanshalt (TS) och uppehållstid. Genomförda hydrolysförsök i laboratorieskala, i detta examensarbete, har visat att hög temperatur och hög TS är gynnsamt för den totala VFA-bildningen. Resultaten har även visat att en uppehållstid på fyra till fem dygn är lämplig vid en processtemperatur högre än 23°C, men även att uppehållstiden bör ökas vid lägre temperaturer.

Vid fullskaleförsök har primärslam pumpats från en försedimenteringstank till en hydrolystank och tillbaka till försedimenteringstanken. Resultat av mätningar på hydrolysslam har visat på ökad VFA-produktion vid ökad TS-halt. En temperaturskillnad på omkring 3°C uppmättes mellan primärslammet och hydrolysslammet. Orsaken till skillnaden har inte fastslagits, men anses viktig då temperaturen påverkar VFA-produktionen. Vidare har analys med gaskromatograf (GC) visat att acetat är den mest förekommande fettsyran, men att även andra fettsyror, såsom propionat, förekommit i inte oansenliga koncentrationer.

Laboratieförsök med fosforfrisättning, där fosfor frisattes under en anaerob period och togs upp under aerob period, visade att biologisk fosforreduktion förekom i anläggningen.

Fullskaleförsöket har visat att hydrolysens bidrag av VFA till den biologiska fosforreduktionen har varit mycket ringa. Orsaken till detta är att flödet genom hydrolystanken var alldeles för lågt i förhållande till det inkommande flödet. Problemet ligger sannolikt i vattnets karaktäristik då den låga andelen suspenderat material (SS) medförde att för lite organiskt material sedimenterade i försedimenteringstanken.

ABSTRACT

Hammarby Sjöstad is a new district of southern Stockholm built with focus on reduced environmental impact by recirculation of materials and sustainability. The environmental goals aim to cut the water consumption by half and a separate storm water treatment. Thus, the wastewater will be more concentrated and will originate from the households only. The Sjöstad project includes the idea of a local treatment plant for the household wastewater. To evaluate this possibility, Sjöstadsverket, an experimental treatment plant was constructed. New wastewater treatment processes are tested and evaluated and compared to conventional methods including both aerobic and anaerobic treatment processes.

One of the aerobic treatment processes includes enhanced biological phosphorus removal (EBPR or Bio-P) as the method for the removal of phosphorus. In biological phosphorus removal the wastewater is alternately being exposed to anaerobic and aerobic conditions, which favours a certain bacteria, which can accumulate more phosphorus than is required for their growth. For this phosphorus accumulation the bacteria need volatile fatty acids (VFA) to cover their energy demand, but normally there is a shortage in VFA in the incoming wastewater.

The main purpose of this master thesis work has been to create the best possible conditions in order to produce VFA by hydrolysis and fermentation of primary sludge. In this way the organic material in the incoming wastewater can be used in biological phosphorus removal. The sludge temperature, total solids (TS) and retention time are regarded as important parameters for a successful biological phosphorus removal and a laboratory study was set up to investigate these conditions for the wastewater at the Hammarby Sjöstad experimental plant. These laboratory-scale hydrolysis experiments showed that high temperature and high TS favours VFA-production. The results have also shown that four to five days retention time is suitable at a process temperature higher than 23°C, but also that the retention time likely should be extended at lower temperatures.

In a full-scale process experiment, primary sludge was pumped from a primary clarifier to a hydrolysis tank and then back to the primary clarifier. The hydrolysis gave rise to increased VFA-production when TS was increased. A temperature difference between the primary sludge and the hydrolysis sludge of 3°C was observed. The reason behind the difference has not been determined, but is considered important, since the temperature affects the VFA-production. Further on, analyses with gas chromatograph (GC) have shown that acetate has been the most frequently occurring VFA, although significant levels of other VFA, such as propionate, has also been detected.

Phosphorus release tests in laboratory-scale, where phosphorus was released during an anaerobic phase and taken up during an aerobic phase, proved that biological phosphorus removal occurred at the full-scale experimental train.

The full-scale hydrolysis experiment has shown that the VFA contribution by the hydrolysis tank to the biological phosphorus removal was low. The main reason is that the sludge-flow through the hydrolysis tank has been insignificant compared to the incoming wastewater flow. The problem is most likely connected to the incoming wastewater characteristics, since the low share of suspended solids (SS) entailed that not enough organic material in the primary clarifier settled.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING.....	9
1.1	INTRODUKTION.....	9
1.2	ARBETETS SYFTE.....	10
1.3	RAPPORTENS STRUKTUR.....	10
2	TEORI.....	11
2.1	FOSFORRENING.....	11
2.2	KEMISK FÄLLNING AV FOSFOR.....	11
2.3	BIOLOGISK FOSFORREDUKTION (BIO-P).....	11
2.3.1	<i>Bio-P-principen</i>	12
2.3.2	<i>Bio-P-processens metabolism</i>	13
2.3.3	<i>Parametrar som påverkar Bio-P-processen</i>	15
2.4	BIOLOGISK HYDROLYS.....	18
2.4.1	<i>Alternativa sätt att bidra med organiskt material till Bio-P</i>	18
2.4.2	<i>Nedbrytning genom biologisk hydrolys</i>	18
2.4.3	<i>Förekomst av biologisk hydrolys</i>	20
2.4.4	<i>Parametrar som påverkar hydrolysen</i>	21
2.5	HUR KAN TEORIN APPLICERAS PÅ SJÖSTADSVERKET?.....	23
3	HYDROLYSFÖRSÖK I LABORATORIESKALA.....	24
3.1	ÖVERGRIPANDE FÖRSÖKSMETODIK.....	24
3.2	MATERIAL OCH METOD.....	24
3.2.1	<i>Försökets utformning</i>	24
3.2.2	<i>Försökupställning</i>	24
3.2.3	<i>Provtagning</i>	24
3.2.4	<i>Analysmetoder</i>	25
3.3	RESULTAT OCH DISKUSSION.....	25
3.3.1	<i>Ändrade försöksförutsättningar</i>	25
3.3.2	<i>Analysresultat</i>	26
3.3.3	<i>Korrelation av parametrar</i>	34
3.4	SLUTSATSER AV LABORATORIEFÖRSÖKET OCH REKOMMENDATIONER INFÖR FULLSKALEFÖRSÖKET.....	36
4	HYDROLYSFÖRSÖK I FULLSKALA.....	38
4.1	ANLÄGGNINGENS UTFORMNING.....	38
4.1.1	<i>Hydrolystankens mätagivare</i>	39
4.1.2	<i>Styrsystemet och Waste</i>	39
4.2	ÖVERGRIPANDE FÖRSÖKSMETODIK.....	40
4.3	FÖRSÖKETS UTFORMNING.....	40
4.4	PROVTAGNING.....	41
4.5	ANALYSMETODER.....	41
5	BIO-P-FÖRSÖK.....	43
5.1	ÖVERGRIPANDE FÖRSÖKSMETODIK.....	43
5.2	FÖRSÖKETS UTFORMNING.....	43
5.3	FÖRSÖKSUPPSTÄLLNING.....	43
5.4	PROVTAGNING.....	44
5.5	ANALYS.....	44
6	RESULTAT OCH DISKUSSION.....	45
6.1	HYDROLYSFÖRSÖK I FULLSKALA.....	45
6.1.1	<i>Driftinformation</i>	45
6.1.2	<i>Analysresultat</i>	45
6.1.3	<i>Resultat från VFA-analys med gaskromatograf (GC)</i>	52
6.1.4	<i>Korrelation av hydrolystankens parametrar</i>	53
6.2	BIO-P-FÖRSÖKET.....	54

6.3	FÖRHÅLLET MELLAN VFA OCH P	57
6.3.1	VFA/P.....	57
6.3.2	Bio-P-processens VFA-behov.....	58
6.3.3	Hydrolysens VFA-bidrag.....	59
6.3.4	Korrigerig av resultat baserat på VFA-bestämningen med GC.....	60
6.4	FELKÄLLOR	60
7	SAMMANFATTANDE DISKUSSION OCH SLUTSATSER.....	62
8	REFERENSER.....	65
9	BILAGOR.....	67
9.1	BILAGA 1 – ORDLISTA.....	67
9.2	BILAGA 2 – METOD- OCH INSTRUMENTBESKRIVNINGAR.....	70
9.3	BILAGA 3 – DR LANGE KYVETTESTER - METODBESKRIVNING.....	72
9.4	BILAGA 4 – SAMBAND MELLAN VFA OCH COD.....	75
9.5	BILAGA 5 – TEMPERATURÖKNINGARS PÅVERKAN VID LABORATORIEFÖRSÖKET....	76
9.6	BILAGA 6 – TERMOMETERKONTROLL OCH TEMPERATURMÄTNINGAR.....	79
9.7	BILAGA 7 – BERÄKNINGAR VID FÖRSÖK MED FOSFORFRISÄTTNING.....	80
9.8	BILAGA 8 – DRIFTSTÖRNINGAR UNDER FULLSKALEFÖRSÖKET	82

1 INLEDNING

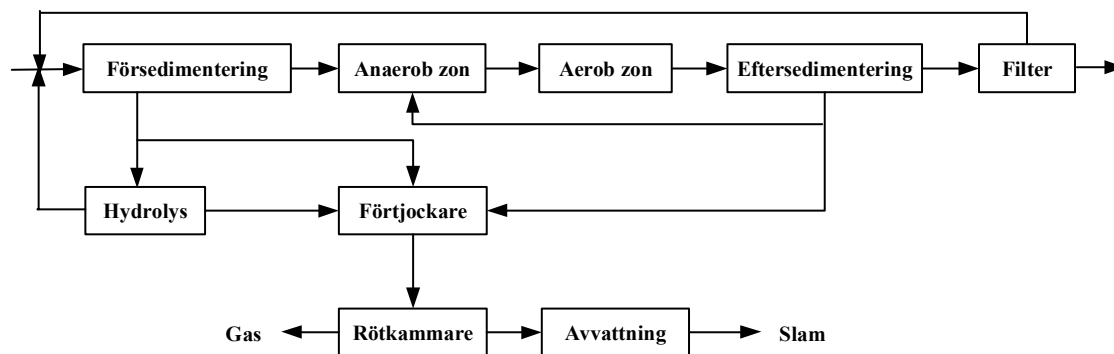
1.1 INTRODUKTION

Hammarby Sjöstad är en av Stockholms nyaste stadsdelar, beläget strax söder om centrala Stockholm på ett tidigare industriområde. Redan tidigt under projektutformningen bestämdes att Hammarby Sjöstad skulle inneha en särställning i miljöanpassning och vara en förebild för en hållbar utveckling i tät stadsmiljö. Inom projektets alla delområden har målet varit att minska miljöpåverkan avsevärt jämfört med motsvarande nybyggnationer. Ett politiskt beslutat miljöprogram ligger till grund för miljöatsningen i stadsdelen. Denna rapport behandlar den del av miljöprogrammet som rör vatten- och avloppshanteringen, närmare bestämt behandlingssteg för att förbättra fosforreningen vid Sjöstadens avloppsreningsverk. Ett av målen är att fosforinnehållet i det renade avloppsvattnet inte ska överstiga 0,15 mg/L. (Miljöprogram för Hammarby Sjöstad, [www](#))

Tendensen idag är att utsläppskraven på avloppsreningsverken skärps och att flertalet verk därför måste uppgradera sina anläggningar för att möta dessa krav. Trots att kapaciteten bör ökas finns sällan några större ytor att ta i anspråk för utvidgad verksamhet. (Brinch et al. 1994) Svårigheterna är av naturliga skäl störst i urbana områden. I konceptet för Hammarby Sjöstad valde man att inte blanda dagvattnet och hushållens avloppsvatten samt att satsa på alternativa tekniker för avloppsvattenreningen. För att utveckla och utvärdera reningsteknikerna byggdes 2002 en försöksanläggning i en första etapp. Försöksanläggningen som ligger i anslutning till Henriksdals reningsverk togs i drift hösten 2003 och kan behandla avloppsvatten från motsvarande 1 000 personer. Resultaten från etapp 1 ska därefter utgöra beslutsunderlag för att om möjligt bygga ett fullskaligt, lokalt reningsverk för Hammarby Sjöstad i etapp 2. (Miljöredovisning för Hammarby Sjöstad, [www](#))

Försöksanläggningen, även kallad Sjöstadsverket, består av fyra olika processlinjer som behandlar avloppsvattnet på olika sätt. De första två linjerna bygger på aeroba processer och membranteknik, medan linje tre och fyra är baserade på anaerob teknik. De olika processlinjerna testkörs, optimeras och utvärderas kontinuerligt för att beslut inför etapp 2 ska kunna fattas på goda grunder.

Detta examensarbete behandlar processlinje 1 (se Figur 1), som i grunden bygger på den reningsprocess som Henriksdalsverket använder sig av idag. Henriksdalsprocessen (biologisk kvävereduktion, med kemisk fällning), har i Linje 1 kompletterats med biologisk fosforreduktion (Bio-P). För att skapa en effektiv Bio-P-process krävs lättnedbrytbart organiskt material, vilket vanligtvis inte finns i tillräcklig mängd i avloppsvatten. Genom att internt cirkulera slam mellan försedimenteringstank och hydrolystank och låta slammet brytas ner i en process kallad biologisk hydrolys, är förhoppningen inom projektet att lättnedbrytbart organiskt material skall genereras och bidra till en effektiv biologisk fosforrening.



Figur 1. Processlinje 1 i Sjöstadverket.

1.2 ARBETETS SYFTE

För att möjliggöra en effektiv biologisk fosforreduktion krävs det att kvoten mellan flyktiga fettsyror (VFA) och fosfor (P) i avloppsvattnet är tillräckligt hög, d v s att det finns tillräckligt med VFA per P. Dessvärre är kvoten VFA/P ofta för låg i kommunala avloppsvatten. Problemet skulle kunna lösas genom biologisk hydrolys och fermentation av t ex primärslam.

Syftet med denna examensarbetet var att undersöka hur man skapar förutsättningar för att styra hydrolys och fermentation av primärslam, så att en så stor andel fosfor som möjligt kan reduceras i Bio-P-processen.

Rapporten kommer att behandla frågeställningarna:

- Vilket behov av VFA har Bio-P-processen?
- Hur skapar man bästa möjliga förhållande mellan VFA och P i hydrolysslammet?
- Är hydrolysen tillräcklig för en väl fungerande Bio-P-process eller måste extern energikälla tillsättas?

1.3 RAPPORTENS STRUKTUR

I rapportens inledande teoriavsnitt beskrivs begreppet biologiskt fosforreduktion både i allmänna termer och mer i detalj, samt parametrar som påverkar fosforreduktionen. I det efterföljande avsnittet beskrivs biologisk hydrolys som en metod att internt generera VFA till Bio-P. Där beskrivs också hur olika parametrar påverkar hydrolysen samt olika hydrolysförsök som rapporterats. Teorin följs upp av ett hydrolysförsök i laboratorieskala som utförts, samt tillhörande resultat och slutsatser. Därefter följer det huvudsakliga försöket, fullskaleförsöket. Processuppbyggnaden beskrivs och därefter hur försöket genomfördes och de resultat som erhöles. Slutligen utvärderas resultaten för att komma fram till slutsatser och rekommendationer inför framtiden.

2 TEORI

2.1 FOSFORRENING

Näringsämnet fosfor är i sig ingen förorening, utan en livsviktig substans för växter och djur. Problem uppkommer, när fosfor och andra tillväxtbegränsande näringsämnen tillförs ekosystem i allt för stora mängder, så att ekosystemets funktion och egenskaper påverkas. Då detta sker i hav och sjöar talar man om eutrofiering, vilket innebär övergödning och förändring av ett ekosystems ursprungliga karaktär. (Vattenportalen, [www](http://www.vattenportalen.se)) Med vårt moderna samhälle bidrar vi till eutrofiering bland annat genom tillförsel av fosfor till hav och sjöar via avloppsvatten (Jönsson, 1996). Avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad karaktäriserades noggrant i en rapport av Magnusson (2003). Där konstaterades att rengöringsmedel och hushållskemikalier var BDT-vattnets främsta fosforkällor. Vidare noterades att urin var den fraktion i avloppsvattnet som innehöll mest näringsämnen per volymenhet. Fraktionen utgjorde <1 % av den totala volymen avloppsvatten, men innehöll 50 % av fosfor, fosfor som till mer än 95 % återfanns som oorganiskt fosfat. (Magnusson, 2003)

Vid avloppsreningsverk är den alltjämt dominerande tekniken för fosforrening, kemisk fällning (se avsnitt 2.2). Nackdelen med kemisk fällning är dels en slamproduktion som måste tas om hand, dels att reningsverken fastnar i ett kemikaliebehov. Dosering av fällningskemikalier är både ekonomiskt kostsamt och miljömässigt något som man vill undvika. Sedan åtskilliga år arbetar man därför på många håll med utveckling av alternativa reningstekniker av fosfor. Biologisk fosforrening (Bio-P) är en av dessa alternativa tekniker.

2.2 KEMISK FÄLLNING AV FOSFOR

Den metod som idag är vanligast för att rena bort fosfor ur avloppsvatten vid reningsverk är kemisk fällning av fosfor. För att bilda fosfatfällning tillsätts ofta salter av flervärda metalljoner, vanligtvis aluminium [Al(III)] och järn [Fe(III)]. För att få fosforfällningen att flockulera tillsätts, tillsammans med fällningskemikalierna, ibland även polymerer (Metcalf et al., 2003).

Metallsalter kan tillsättas vid olika steg i reningsprocessen och vid de flesta verk i Sverige tillsätts dessa tidigt i reningsprocessen, s k förfällning (Björleinius, muntlig kommunikation).

2.3 BIOLOGISK FOSFORREDUKTION (BIO-P)

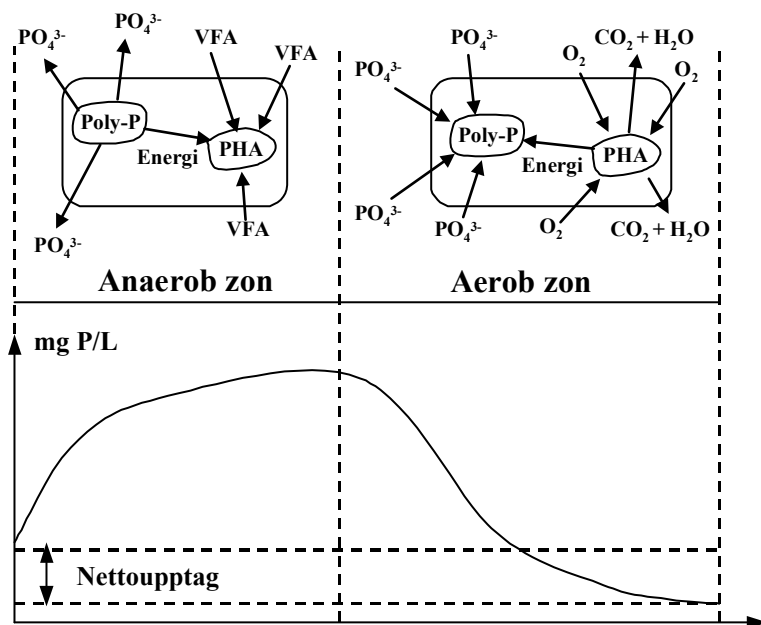
Biologisk fosforreduktion har de senaste 20 åren på olika sätt modifierats och utvecklats men grunden till processen har alltid varit en anaerob process följt av en aerob. 1974 var Barnard den första som insåg behovet av att anaerobt föra samman aktivt slam och inkommande avloppsvatten innan det aeroba steget, för att på sått åstadkomma fosforrening. Några av de vanligare processvarianterna idag är A/O (anaerob/aerob), A²/O (anaerob/anoxisk/aerob) och University of Cape Town (UCT) där skillnaderna ligger i om en anoxisk zon ingår som ett processteg mellan den anaeroba och aeroba zonen samt hur slam och vatten återcirkuleras i systemet. (Metcalf et al., 2003) I Sverige finns i dagsläget 25-30 anläggningar som använder sig av Bio-P vilket är betydligt färre än i många andra EU-länder. Skillnaden beror på att de tillåtna halterna fosfor i behandlat vatten i Sverige är lägre satta än i många andra länder. Bio-

P är ofta fullt tillräckligt för att nå EU-nivåerna, men för att nå ner till de svenska gränsvärdena krävs ofta något ytterligare behandlingssteg. (Ek, muntlig kommunikation)

I biologisk fosforreduktion utnyttjas mikroorganismers unika egenskaper. Den fosfor som finns i det inkommande avloppsvattnet inkorporeras i mikroorganismernas cellbiomassa och tas bort som slam i efterföljande processteg. (Metcalf et al., 2003)

2.3.1 Bio-P-principen

Principen för den enklaste Bio-P-processen är att processvatten först leds till en anaerob zon, där det alltså inte finns tillgång till syre. Den anaeroba zonen följs av en aerob, där syre finns närvarande genom konstant lufttillförsel. Genom dessa olika betingelser, kommer mikroorganismer att agera på olika sätt (se Figur 2). I en Bio-P-process är en typ av bakterier som kallas fosforackumulerande organismer (PAO) av speciellt intresse. Dessa bakterier har egenskapen att kunna ta upp mer fosfor än de behöver för sin egen tillväxt, ett så kallat ”lyxupptag”. Denna extra fosfor lagrar bakterierna som polyfosfater (poly-P), som utgör en energireserv. Då processvatten först leds till en anaerob zon används energi från poly-P för att ta upp lättnedbrytbart organiskt material och lagra detta. Det lättnedbrytbara organiska materialet som utnyttjas är framför allt VFA och då merendels acetat. Samtidigt frigör PAO fosfor, vilket gör att halten fosfor stiger i processvattnet (se Figur 2). När vattnet därefter leds till en aerob zon kommer PAO att med hjälp av syre förbränna det lagrade organiska materialet och använda energin för att ta upp fosfor igen. Då upptaget av fosfor i den aeroba zonen är större än frisättandet av fosfor i den anaeroba zonen, erhålls ett nettoupptag av fosfor från processvattnet. Genom att ta den mängd bakterier som motsvarar tillväxten från systemet kan fosfor avskiljas. PAO finns naturligt i avloppsvatten infinner sig bara de rätta förutsättningarna betyder detta att Bio-P spontant uppkommer i reningsverk. (Jönsson, 1996)

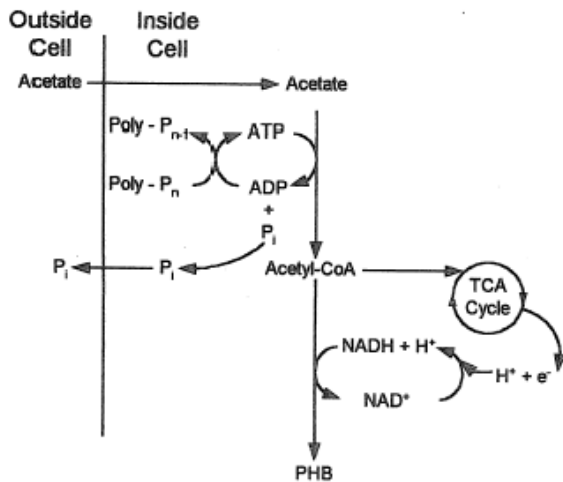


Figur 2. Bio-P-processen. De fosforackumulerande cellernas upptag och frisättande av olika ämnen. Fosfornivå som visar frisättande av fosfor i den anaeroba zonen och upptag i den aeroba. Markerat nettoupptag är den mängd fosfor som reducerats från processvattnet. Polyfosfat (Poly-P) och Polyhydroxyalkanoat (PHA) är energilagringseenheter. Modifierad efter Lie (1996), med tillstånd.

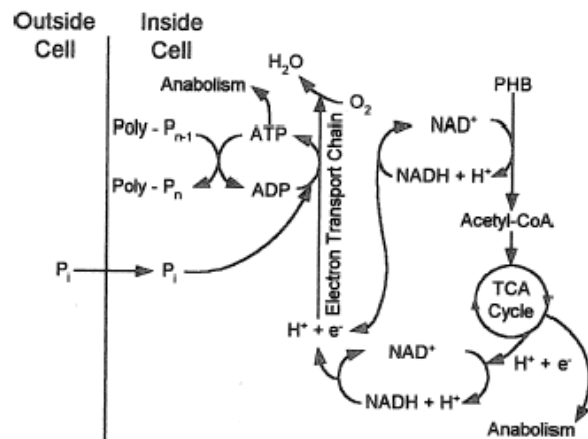
I en del rapporter inom avloppsvattenbranschen används ofta termen ”kolkälla”, då organiskt material, som omsätts av mikroorganismer, åsyftas. Egentligen är det fråga om en energikälla som bakterierna utnyttjar, snarare än en kolkälla, därför kommer fortsättningsvis enbart termen energikälla att användas i rapporten.

2.3.2 Bio-P-processens metabolism

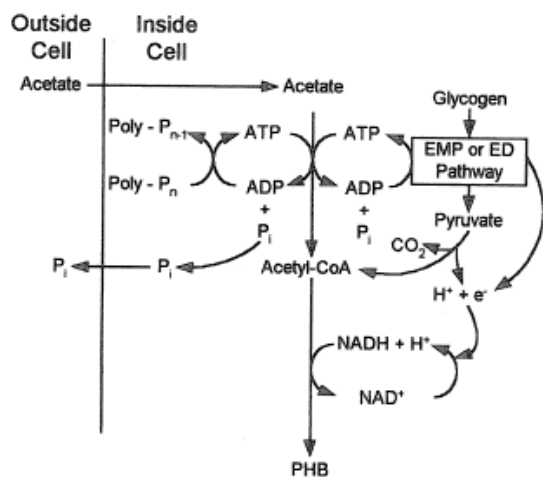
Olika metaboliska modeller för Bio-P har föreslagits och i synnerhet mekanismen bakom poly-P-ackumulering har varit föremål för diskussion. De gängse teorierna rör varför och hur mikroorganismerna ackumulerar fosfor. I litteraturen finner man i allmänhet två olika biokemiska modeller för Bio-P, baserade på empiriska studier, Comeau/Wentzel-modellen (se Figur 3 & Figur 4) och Mino-modellen (se Figur 5 & Figur 6). Modellerna är relativt lika, då de båda konstaterar att Bio-P kräver både anaeroba och aeroba zoner och att VFA, i synnerhet acetat, spelar en avgörande roll i den anaeroba fasen. (Lie, 1996)



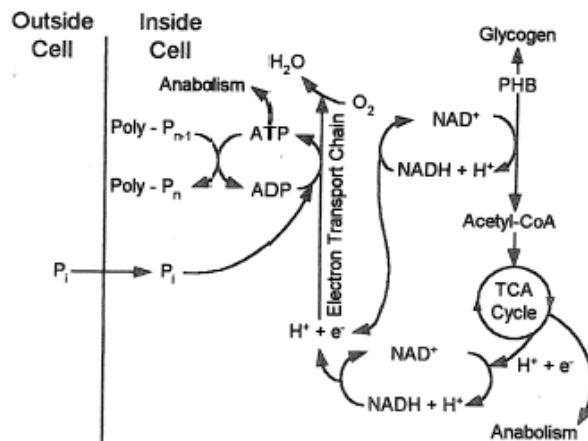
Figur 3. Skeendet i den anaeroba zonen enligt Comeau/Wentzel-modellen. VFA motsvaras av acetat och PHA motsvaras av PHB, som är en grupp inom PHA. Grady et al. (1999)



Figur 4. Skeendet i den aeroba zonen enligt Comeau/Wentzel-modellen. PHB i figuren är en grupp inom PHA. Grady et al. (1999)



Figur 5. Skeendet i den anaeroba zonen enligt Mino-modellen. VFA motsvaras av acetat och PHA motsvaras av PHB, som är en grupp inom PHA. Grady et al. (1999)



Figur 6. Skeendet i den aeroba zonen enligt Mino-modellen. PHB i figuren är en grupp inom PHA. Grady et al. (1999)

Anaeroba zonen

Redan i avloppsledningar sker en viss fermentation och en del av det organiska materialet i avloppsvattnet omvandlas till acetat eller andra korta fettsyror (Grady et al., 1999). Vatten som inkommer till den anaeroba zonen innehåller dock en hel del organiskt material i annan form än acetat. En del av detta organiska material omsätts i den anaeroba zonen till acetat. Energin som PAO använder för att ta upp fosfor genereras då energirika bindningar i lagrade poly-P bryts. (Metcalf et al., 2003) Den acetat som tas upp omvandlas intracellulärt till energidepån polyhydroxyalkanoat (PHA). Samtidigt med acetatupptaget sker en frisättning av fosfor (Metcalf et al., 2003) Sammanfattningsvis: I den anaeroba zonen ökar PHA-lagringen, medan poly-P minskar i PAO samtidigt som den extracellulära fosforhalten ökar.

Det som skiljer Comeau/Wentzel-modellen och Mino-modellen åt är hur man resonerar kring den reducerande kraften som krävs för syntes av PHA i den anaeroba fasen. I båda modellerna diffunderar acetat in i cellen och aktiveras till Acetyl-CoA av ATP, som genererats vid hydrolys av poly-P. PHA syntetiseras av acetylgruppen i Acetyl-CoA tillsammans med reduktionsmedlet NADH. I Comeau/Wentzel-modellen produceras NADH genom att en del Acetyl-CoA oxideras i den trots anaerobin fungerande citronsyracykeln (se Figur 3). I Mino-modellen bryts istället intracellulärt lagrad glykogen ner anaerobt i glykolysen (EMP) för att generera NADH till PHA-syntes (se Figur 5). (Lie, 1996)

Aeroba zonen

Det till aerobzonen inkommande vattnet innehåller sparsamt med löst organiskt material, däremot innehåller PAO mycket PHA. Dessutom är nivåerna extracellulärt oorganiskt fosfat (P_i) höga medan halterna poly-P i PAO är låga.

I den aeroba zonen kan aerob metabolism ske, då syre finns tillgängligt som elektronacceptor till PAO. PHA fungerar som energikälla och ATP genereras genom elektrontransportfosforyleringen. (Grady et al., 1999) I Comeau/Wentzel-modellen bryts PHA ner genom antingen anabol eller katabol metabolism. Den katabola metabolismen sker genom att PHA bryts ner till Acetyl-CoA och via citronsyracykeln och den oxidativa fosforyleringen genererar ATP, den energi som krävs för återbildning av poly-P. I Mino-modellen används PHA i den aeroba zonen på samma sätt som i Comeau/Wentzel-modellen med undantaget att

glykogen syntetiseras av PHA (Lie, 1996). Den energi som frigjorts vid oxidationen av PHA används för återbilda poly-P i PAO. (Metcalf et al., 2003)

Då den aeroba metabolismen av PHA frigör relativt mycket energi, kan PAO ta upp både den fosfor som frigjorts i den anaeroba zonen och den fosfor som ursprungligen fanns i avloppsvattnet. Detta faktum medför ett nettoupptag av fosfor till biomassan, vilken sedan kan avlägsnas som slam.(Grady et al. 1999) Storleken på fosforupptaget begränsas av energitillgången (PHA-mängd) i PAO. Sammanfattningsvis är därför acetattillgången i den anaeroba zonen av avgörande betydelse för fosforupptagets storlek i den aeroba zonen.

I och med att PAO kan lagra poly-P har de energi till att ta upp acetat i den anaeroba zonen. Detta ger dem en konkurrensfördel gentemot vissa aeroba heterotrofa bakterier, som inte besitter denna egenskap (Metcalf et al., 2003). En del heterotrofa bakterier har dessutom ingen möjlighet att tillväxa om syre eller nitratkväve inte finns tillgängliga som elektronacceptor (Grady et al., 1999). PAO hör således till de få bakterier i processen som kan ta upp acetat och på så sätt utnyttja det organiska materialet i den anaeroba zonen.(Metcalf et al., 2003) Många undersökningar har gjorts för att förstå mekanismerna bakom ”lyx-upptaget” av fosfat och finna bakterietypen inom gruppen PAO, som är ansvarig för detta. Arter inom *Acinetobacter* har länge ansetts vara de mest betydelsefulla bakterierna i Bio-P-processer och är av den anledningen de mest studerade i sammanhanget. Nya metoder för att isolera bakterier har dock inneburit att acinetobacters betydelse i Bio-P-processen till viss del ifrågasatts. (Lie, 1996)

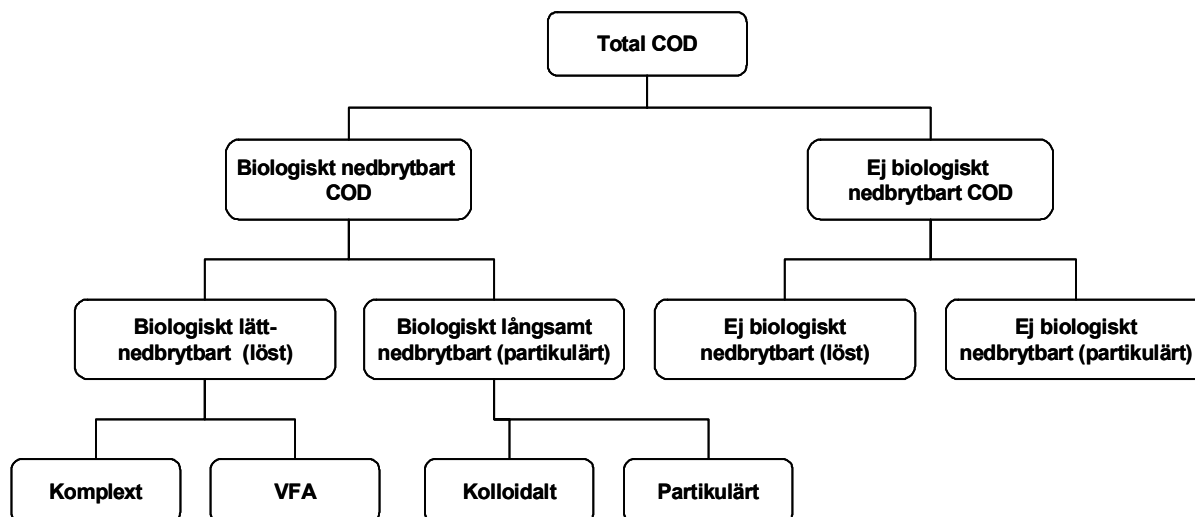
Oavsett vilken metod man använder för att eliminera fosfor från avloppsvatten, biologisk eller kemisk, så inkorporeras fosfor i det totala suspenderbara materialet (TSS), vilket avskiljs som slam. Antingen inkorporeras fosfor i kemisk fällning eller som poly-P i mikroorganismer (Metcalf et al., 2003).

2.3.3 Parametrar som påverkar Bio-P-processen

Det finns en mängd faktorer som påverkar hur väl en Bio-P-process fungerar och några av faktorerna är mer centrala än andra. Vattnets karaktäristika, VFA, katjoner, temperatur, slamkvalitet, behov av löst syre (DO), anaerob frigörning av fosfat, sekundär frigörning av fosfat, mängd fosfat och pH är faktorer som alla påverkar Bio-P-processen. (Mulkerrins et al., 2004)

Vattnets karaktäristika

Biokemisk syreförbrukning (BOD) har länge varit den vanligaste parametern vid karaktärisering av avloppsvatten. På senare tid har dock användningen av kemisk syreförbrukning (COD) blivit alltmer dominerande bl a på grund av dess avsevärt kortare analystid. Till skillnad från BOD så är en del av COD inte biologiskt nedbrytbart, därför skiljer man på biologiskt nedbrytbart COD och ej biologiskt nedbrytbart COD (se Figur 7). Under denna grunduppdelning skiljer man även på om COD är löst eller partikulärt. I aktivslamprocesser är biologiskt lättnedbrytbart material (rbCOD) av stort intresse då det snabbt kan tas upp av bakterierna, till skillnad från det kolloidala och partikulära materialet som först måste brytas ner av extracellulära enzymer. Vid biologisk fosforreduktion kan den komplexa delen av rbCOD, genom fermentation i den anaeroba zonen, omvandlas till VFA som kan tas upp av PAO. Genom att känna till andelen rbCOD i det inkommande avloppsvattnet kan man prediktera hur väl den biologiska fosforreduktionen kommer att fungera. (Metcalf et al., 2003)



Figur 7. Undergruppering till total kemisk syreförbrukning (total COD). Modifierad efter Metcalf et al. (2003).

rbCOD består av organiskt material, med låg molekylvikt, som kan passera bakteriecellernas membran. I inkommande avloppsvatten är andelen biologiskt långsamt nedbrytbart material (sbCOD) ofta större än rbCOD. Det partikulära sbCOD kan brytas ner till mindre molekyler genom enzymatisk behandling (2.4).

Energikällan i Bio-P

Många försök har gjorts för att undersöka vilken typ av energikälla som Bio-P-bakterierna föredrar. Fermentationsprodukter, som mestadels består av VFA, har visat sig vara särskilt viktiga (se Tabell 1) baserat på försök presenterade av Abu-ghararah et al. (1991). De visar att frigörandet av fosfor per mg upptaget COD ökade med ökad molekylvikt av den ingående fettsyran med undantag för acetat som gav det största frigörandet av fosfor. På samma sätt gav ökad molekylvikt av fettsyra ökat fosfatupptag med undantag för acetat.

Tabell 1. Kvot mellan fosforfrisättning och energikälla som gått åt under anaeroba förhållanden (Abu-ghararah et al., 1991).

VFA	mg P _{frisatt} /mg COD _{upptagen}
Ättiksyra	0,37
Propionsyra	0,12
Smörsyra	0,15
Iso-smörsyra	0,16
Valeriansyra	0,19
Iso-valeriansyra	0,25

I flertalet andra försök som gjorts togs acetat och propionat upp direkt med samtidig frigörelse av fosfor (Lie, 1996).

Mängden energikälla som finns tillgänglig för Bio-P-bakterierna är också det avgörande för fosforfrigörelsen. Den varierar med doserad mängd acetat (ökad dosering ger ökad frisättning) och storleken på fosforupptaget står i proportion till fosforfrigörelsens storlek. (Jönsson, 1996)

Kvoten VFA/P

Då man undersöker möjligheten att använda sig av Bio-P, är det viktigt att känna till hur mycket energikälla, som finns tillgänglig i relation till mängden fosfor i avloppsvattnet. Med kännedom om VFA/P och inkommande fosforhalt kan man beräkna hur mycket fosfor som skulle kunna reduceras. För att ta reda på detta kan man exempelvis mäta COD i filtrat av avloppsvattnet. En annan metod är att använda sig av kvoten VFA-potential till tillgänglig fosfor. (Lie, 1996) Vid Öresundsverket fann man i praktiken att 14 mg VFA-potential krävdes för avskiljning av 1 mg P (Jönsson, 1996). VFA-potentialbegreppet och mätmetod av parametern har utvecklats vid Öresundsverket och VFA-potentialen är jämförbar med VFA-koncentrationen, men inte exakt lika. Då acetat och till viss del propionat utnyttjas av PAO genererar 7 till 10 mg acetat borttagning av 1,0 mg P (Metcalf et al., 2003). Enligt Henze (1997), behövs 10 g ättiksyra för avskiljning av 1 g P. Påståendet baseras på molförhållanden mellan ättiksyra och fosfat vid ackumulering av poly-P under aeroba förhållanden. Nästan 20 mg VFA/mg P krävs enligt Abu-ghararah et al. (1991). Sammantaget verkar alltså 10-20 mg VFA/mg P krävas.

Övrigt

Dygnsvariationer i förekomsten av suspenderat material i avloppsvattnet är viktigt att beakta. Ett utspätt avloppsvatten ger ett lägre bidrag av organiskt material till PAO än ett koncentrerat. Perioder med låg koncentration i inflödet skulle därför kunna påverka fosforreduktionen negativt. För kommunala avloppsvatten är koncentrationerna lägre under sena kvällar och tidiga morgnar. (Metcalf et al., 2003) Studier av dygnsvariationer är dock något som inte ryms inom ramen för detta examensarbete. Det kan tilläggas att perioder med låg koncentration organiskt material sannolikt även innehåller en lägre koncentration fosfor.

För att en A/O-process ska fungera på ett bra sätt måste uppehållstid i systemet (SRT=solids retention time) ligga inom ett relativt snävt intervall. Skulle SRT vara för kort kommer de fosforackumulerande organismerna tvättas ut (wash out). Skulle däremot SRT vara för lång kommer nitrifierande bakterier att tillväxa och därmed bidra med en oorganisk elektronacceptor (NO_3^-) till den anaeroba zonen. PAO och övriga heterotrofa bakterier konkurrerar om substratet och med en oorganisk elektronacceptor närvarande kommer PAO att konkurreras ut av övriga heterotrofa bakterier. Fosforeringen kommer som en följd att bli sämre. (Grady et al., 1999) De anaeroba förhållandena är även de viktiga för selektion av mikroorganismer. Genom alternerande anaeroba och aeroba förhållanden ökas selektionstrycket med fördel för fosforackumulerande bakterier och resultatet blir att en större del av biomassan kommer att bestå av dessa bakterier.

För att öka effektiviteten i system med biologisk fosforering finns sammanfattningsvis följande metoder:

- i) Öka acetattillförseln genom direkt tillsats alternativt genom hydrolys av primärslam
 - ii) Sänka processens SRT
 - iii) Tillsätta aluminium- eller järnsalt till den primära behandlingen eller till polering av utgående vatten.
 - iv) Minska mängden nitrat och/eller syre när den anaeroba zonen.
- (Metcalf et al., 2003).

Försöken inom ramen för detta examensarbete koncentrerar sig på den första möjligheten d v s att öka acetattillförseln till Bio-P-processen.

2.4 BIOLOGISK HYDROLYS

2.4.1 Alternativa sätt att bidra med organiskt material till Bio-P

För att uppfylla Bio-P-bakteriernas behov av lättnedbrytbart organiskt material, framför allt VFA, finns i huvudsak två alternativ:

- ✓ Tillsatts av externt lättnedbrytbart organiskt material (energikälla), exempelvis natriumacetat
- ✓ Intern generering av lättnedbrytbart organiskt material (energikälla)

Tillsats av acetat är en enkel lösning för att förbättra den biologiska fosforreduktionen. En acetatdosering i fullskala skulle sannolikt konstrueras genom att den aktuella inkommande fosforhalten agerar styrparameter till acetatdoseringen. Trots en sådan typ av reglering ligger nackdelen med acetatdosering just i kostnaden för acetat. Dessutom vill man naturligtvis i möjligaste mån undvika tillsatts av kemikalier.

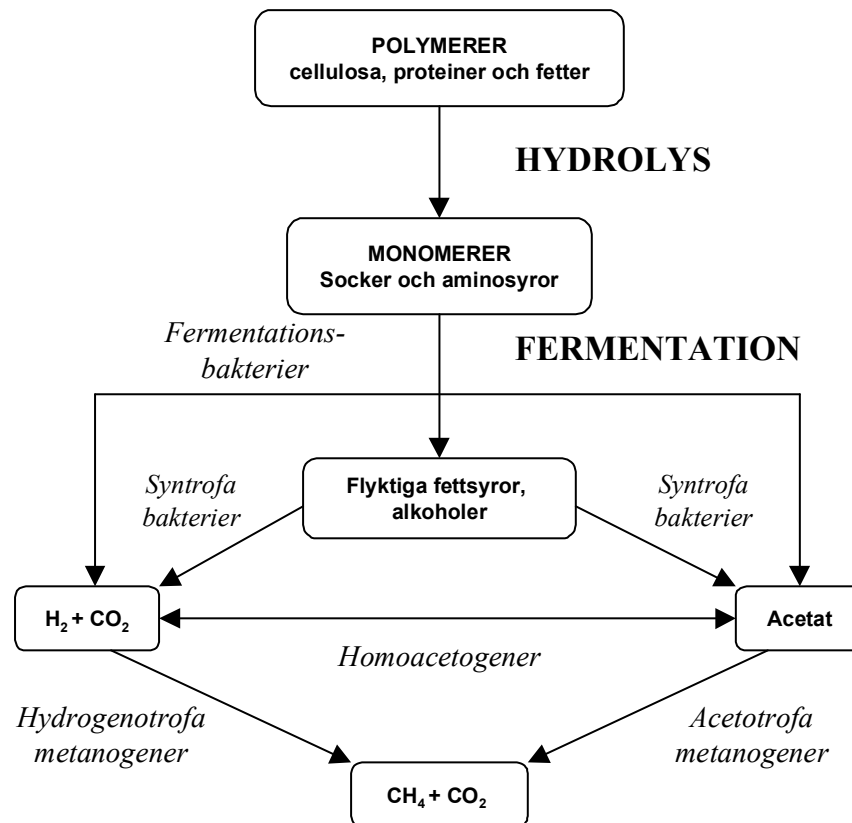
Om det inkommande vattnet innehåller för lite lättnedbrytbart organiskt material kan ett annat sätt att öka VFA-koncentrationen vara att tillsätta produkter från hydrolys och fermentation av slam. Antingen låter man hydrolys och fermentationen ske i samband med försedimentering eller så inrättar man ett separat steg för generering av VFA. (Lie, 1996)

2.4.2 Nedbrytning genom biologisk hydrolys

Nedbrytning av komplext organiskt material till metan och koldioxid är en välkänd process (se Figur 8) som sker i anaeroba miljöer, där tillgången på syre, nitrat, sulfat, oxiderat järn och mangan är minimal (Schink, 1997). I nedbrytningsprocessen tar mikroorganismer upp energi och tillväxer genom att metabolisera det organiska materialet. Nedbrytning av det organiska materialet till dess mest reducerade form, metan, sker genom delprocesserna hydrolys, primär fermentation (acidogenes), sekundär fermentation (acetogenes) och metanogenes. I varje nedbrytningssteg sker viktiga biologiska processer med speciella bakterietyper inblandade. Under hydrolysen bryts långa, ej vattenlösliga biopolymerer, t.ex. kolhydrater, proteiner och lipider, ned till kortare vattenlösliga organiska föreningar, monomerer. Dessa föreningar representeras av socker, aminosyror respektive långa fettsyra kedjor. Detta första nedbrytningssteg sker med extracellulära hydrolytiska enzymer, som utsöndras av primära fermentationsbakterier. (de Mes, 2003) Samma bakterier fermenterar i nästa steg monomererna till bland annat VFA och alkoholer. En del av dessa fermentationsprodukter, speciellt acetat, vätgas, koldioxid och andra en-kol-föreningar, kan omvandlas direkt till metan och koldioxid av metanogena bakterier. För omvandling av andra fermentationsprodukter, bl a VFA längre än två kolatomer och alkoholer längre än en kolatom krävs sekundära fermentationsbakterier, vilka i huvudsak genererar acetat och vätgas, samt till en viss del koldioxid. Dessa reaktioner sker enbart om vätgastrycket är tillräckligt lågt. Paradoxalt nog hämmar den vätgas som de sekundära fermentationsbakterierna själva producerar deras egen tillväxt. (Schink, 1997)

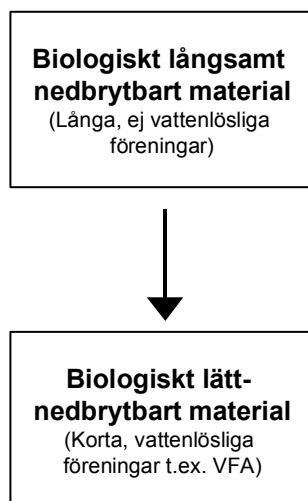
Metanogena bakterier löser de sekundära fermentationsbakteriernas problem med för högt vätgastryck genom att de använder vätgas och acetat för metanproduktion. Denna samverkan, då två bakterietyper, i detta fall sekundära fermentationsbakterier och metanogener, är beroende av varandra för att bryta ner ett substrat, kallas syntrofi. Så länge metanogenerna

konsumerar vätsan kan de sekundära fermentationsbakterierna fortsätta bryta ner VFA. Syntrofi krävs följaktligen för att både sekundära fermenterare och metanogener ska kunna tillväxa och för att metan ska kunna bildas. (Schink, 1997)



Figur 8. Schematisk bild över de steg som är nödvändiga vid metanogen nedbrytning. Modifierad efter Schink (1997) & de Mes (2003).

Vid biologisk hydrolysis inom avloppsvattenrening vill man genom kontroll av olika parametrar avbryta nedbrytningen efter de tre första stegen (hydrolysis, primär fermentation och sekundär fermentation) (Brinch et al., 1994). Anaeroba processer sker vid maximal hastighet vid pH 6-8. För pH under 6 sjunker aktiviteten snabbt hos metanbildande bakterier och vid pH 5,5 har deras aktivitet i stort sett upphört. (Henze, 1997) Utan metanogen aktivitet ackumuleras VFA vilket leder till sjunkande pH. Exempelvis leder avsaknad av hydrogenotrofa metanogener till att vätsgstrycket blir för högt för de sekundära fermentationsbakterierna, så att VFA ackumuleras. (de Mes, 2003) Enligt Brinch et al. (1994) bör nedbrytningsprocessen avbrytas efter den sekundära fermentationen. Tidigare resonemang visar dock att nedbrytningen i praktiken kommer att avbrytas tidigare på grund av de syntrofa förhållandena, förutsatt att man lyckas störa den metanogena aktiviteten. Metanogener är förutom att vara pH-känsliga även långsamväxande, vilket kan utnyttjas vid avloppsvattenrening, genom reglering av uppehållstid. Om uppehållstiden är tillräckligt kort hinner inte metanogenerna tillväxa.



Figur 9. Förenklad bild av nedbrytningen av organiskt material i hydrolysisprocessen.

Det som benämns som ”hydrolysis”, i rapporter rörande avloppsvattenhantering, innefattar allt som oftast nedbrytningen av biologiskt långsamt nedbrytbart material till biologiskt lättnedbrytbart material (se Figur 9) d v s i biokemisk mening begreppen hydrolysis, primär fermentation och i viss mån sekundär fermentation. Även ordet ”fermentation” används i rapporter, då uppenbarligen både hydrolysis och fermentation avses. Då denna rapport syftar mer på avloppsreningsteknikerna än det strikt biokemiska följer rapporten branschens språkbruk, med den bredare betydelsen av begreppet hydrolysis.

Sammanfattningsvis innebär hydrolysis att PAO får tillgång till lättmetaboliserat organiskt material som gynnar Bio-P-processen.

2.4.3 Förekomst av biologisk hydrolysis

Under senare delen av sjuttioalet utvecklade J.L Barnard i British Columbia, Canada, hydrolysis av primärslam för att öka VFA-halten i processvattnet, som leds in till den anaeroba zonen. Anledningen till varför man då var intresserad av hydrolysis var att man hoppades på att denna dels skulle kunna bidra till en ökad inlagring av bland annat PHA i PAO, inblandade i fosforavskiljning, samt att hjälpa till med denitrifikationen i den anoxiska zonen. (Stevens et al., 1999)

För att uppfylla Bio-P-processens krav på energikälla tillsätts antingen en extern energikälla eller så hydrolyseras primärslammet för att internt generera energikällan. Metcalf et al. (2003) tar upp två typer av hydrolystankar. I det ena alternativet förs slammet från försedimenteringen till en totalomblandad hydrolystank där VFA bildas. VFA kommer sedan den anaeroba zonen till godo efter att ha passerat försedimenteringen. Det andra alternativet som tas upp är att använda en djupare tank till försedimentering och låta hydrolysis ske i slamfasen. Båda alternativen är exempel på hur hydrolysis kan ske, dock är det bara i det första som en separat tank för hydrolysis används. (Metcalf et al., 2003)

I Sverige är Öresundsverket i Helsingborg en av de anläggningar, där man kommit långt i sina försök med Bio-P kombinerad med hydrolysis. I laborieförsök har man utfört hydrolysis av primärslam dels från en referenslinje, dels från en Bio-P-linje med minskat slamgenomflöde. Man har även jämfört två Bio-P-linjer, med och utan hydrolysis i försedimenteringen, och funnit att hydrolysis haft en signifikant effekt på Bio-P-processen. Löst fosfor i det utgående vattnet blev i medeltal 0,5 mg/L lägre i processlinjen med hydrolysis. Att hydrolysis i

försedimenteringen förbättrar resultatet av Bio-P styrks av att Jönsson et al. (1996) tidigare nått liknande slutsats vid samma anläggning. Vidare hävdas att det i vissa fall kan finnas ett större VFA-behov än i anläggningen vid Öresundverket. Det vore då nödvändigt med en separat hydrolystank för att därigenom skapa en bättre möjlighet till kontroll av t.ex. pH, temperatur och SRT. (Christenson et al., 1998)

Andreasen et al. (1997) rapporterar om fullskaleförsök med hydrolystankar vid tre reningsanläggningar för avloppsvatten i Danmark. Reningsprocesserna var konstruerade på olika sätt och materialet, som hydrolyserades skiljde sig mellan anläggningarna. Vid Viby, den anläggning som är mest lik den aktuella vid Sjöstadverket, hydrolyserades primärslam och slammet separerades från hydrolysatet med en trumförtjockare. De utgående fosfornivåer man nådde vid Viby var 0,4 mg P/L. Slutsatsen av försöken var att hydrolysisprocessen hade en positiv effekt på fosforreningen och man förespråkar att alternativet med hydrolysis övervägs, då befintliga reningsanläggningar ska uppgaderas.

I en rapport av Brinch et al. (1994) återges ett fullskaleförsök med separat hydrolystank vid en befintlig reningsanläggning i North Carolina, USA. Anläggningens processordning var till en början försedimentering, biobädd, aerob aktivslamzon och eftersedimentering. Efter skärpta utsläppskrav för fosfor uppgaderades anläggningen till vad man kom att kalla OSAWA-processen. Primärslammet lät man hydrolysera i en cirkulär fermentor, där den centrala delen av fermentorn användes till att separera slam och hydrolysat genom sedimentering. Slamdelen leddes till en slambehandling och hydrolysatet blandades i en omrörd anaerob tank tillsammans med returslam från eftersedimenteringen. Den anaeroba tanken var vidare ansluten till den aeroba för att en Bio-P-process skulle åstadkommas. Under en tio månaders försöksperiod var den inkommande halten tot-P omkring 6,3 mg/L och under samma period nåddes en konstant halt under 0,5 mg P/L i det utgående flödet. Brinch menar sammanfattningsvis att bidrag av hydrolysat till den biologiska fosforreningen genom försöken har visat sig vara mycket positivt för processen.

Det har visat sig vara viktigt med kontinuerlig rbcOD-tillförsel vid försöksanläggningar där man hydrolyserat slam för att producera ett tillskott av VFA till den biologiska fosforreningen. Ett exempel finns i Kelowna, Canada, där kontinuerlig VFA-tillförsel resulterade i en minskning av utgående löst fosfor från 2,5 till 0,3 mg/L och kvoten VFA/P var 6,7 g/g, vilket var något lägre än uppskattade 7-10 g/g. Enligt ovanstående försök skulle alltså kontinuerlig tillförsel av VFA bidra till en mer effektiv biologisk fosforrening. (Metcalf et al., 2003)

2.4.4 Parametrar som påverkar hydrolysen

För att åstadkomma en optimal hydrolysis krävs att flera parametrar ställs in och regleras på bästa sätt. pH, temperatur och uppehållstid är exempel på parametrar som påverkar hydrolysen. Upphållstiden kan anges antingen för torrsubstansen (SRT=solids retention time) eller för vattenfasen (HRT=hydraulic retention time). Observera att SRT för hydrolystanken inte är lika som SRT för Bio-P-steget. Vid Sjöstadverket kommer inte någon separation av slammet i hydrolystanken ske och därför är SRT=HRT (Björleinius, muntlig kommunikation) och benämns som ”uppehållstid för hydrolysslammet”. Om slammet i botten av försedimenteringstanken också räknas med bör dock slamåldern ses som längre än enbart uppehållstiden i hydrolystanken. Hos Brinch et al. (1994) åsyftas HRT, då det är uppehållstiden för hydrolysatet (vattenfasen) som anges i artikeln.

Enligt Andreasen et al. (1997) utfördes hydrolysen i två danska anläggningar vid temperaturer

omkring 20°C, vilket krävde uppvärmning. Andreasen et al. (1997) hänvisar till tidigare studier av Bundgaard et al. (1993), där energibalansen i systemet ses som viktig och där det visat sig att en uppehållstid på tre dagar och en temperatur på 20-25°C är optimalt. Man fann vid två av de beskrivna anläggningarna att hydrolysisprocessen vid 17°C var energimässigt neutral, vilket betyder att den energi som krävs för att värma hydrolystanken kompenseras av att det slam som tillförs röt-kammaren är mer koncentrerat jämfört med om man använder traditionell förtjockning innan röt-kammaren. Den volym slam som ska upphetas till 33°C i röt-kammaren minskas med andra ord. Vid anläggningen Viby noterade vidare Andreasen et al. (1997) att någon minskning i bildat löst organiskt material inte följde som en reaktion på att temperaturen sänktes från 20°C till 17-18°C. Förklaring till det kan vara att processen i hydrolystanken vid det aktuella tillfället var inställd på den något längre uppehållstiden fem dagar. (Andreasen et al., 1997)

Brinch et al. (1994) baserade sina parameterintervall i fullskala på laboratorie- och pilotskaleförsök. Försöken i mindre skala visade att de optimala förhållandena för hydrolysisprocessen sett till produktion av löst organiskt material var en uppehållstid på 2-3 dagar och en temperatur på 25°C. Dessa parameterintervall innebar att pH varierade mellan 5,3 och 6,0. I fullskaleförsöket användes uppehållstiden som ett instrument för att hålla pH strax under 6,0. Under försöket var omgivningstemperaturen mellan 15 och 25°C vilket påverkade uppehållstiden för hydrolysatet i fermentorn så att den varierade mellan 12 och 24 timmar. Temperaturen är för övrigt en viktig faktor i hydrolysisförsök. En lägre processtemperatur kommer snabbt att ge en mindre mängd löst lättnedbrytbart organiskt material och en högre temperatur kommer endast att bidra med en marginell ökning. Det är viktigt hur man designar processen med tanke på hur regionala klimat, exempelvis låga temperaturer, kan påverka hydrolysisprocessen och därmed effektiviteten i fosforavskiljningen. I framtiden kommer man vid den anläggning, som beskrivits av Brinch, även att vilja introducera kväveavskiljning, vilket kommer att innebära att mer energikälla i form av lättnedbrytbart organiskt material kommer att behövas. Hydrolysisprocessen skulle i samband med detta behöva optimeras genom att man håller en konstant processtemperatur på 25°C eller genom att man ökar torrsubstanshalten (TS) i det inkommande primärslammet från 0,5 % till 3 % och då också förlänger uppehållstiden till 2-3 dagar. (Brinch et al., 1994)

Vid laboratorieförsöken vid Öresundsverket hydrolyserades primärslam dels från en referenslinje, dels från en Bio-P-linje med minskat slamgenomflöde. För att underlätta omrörning späddes primärslammet för att sänka TS-halterna till mellan 12 till 20 g/L (1,2 till 2,0 % TS). Försöken utfördes batchvis 48 till 200 timmar vid 30°C. För att undersöka temperaturberoende studerades hydrolysis vid både 15°C och 30°C vid ett par tillfällen. Resultaten av laboratorieförsöken visade att hydrolysis hade skett och att den ökning av löst COD som skedde alltid var större i slammet från referenslinjen. Mellan 87 och 95 % av löst COD bestod av VFA och då framför allt acetat och propionat. Då VFA-halten under hydrolysen ökade, sjönk pH från 6,5 till mellan 5,1 och 5,4. Förutom att löst COD frigjordes, ökade även halten av löst fosfat och flertalet joner. Försöket med varierade temperaturer visade att produktionshastigheten av löst COD var högre vid 30°C än vid 15°C. (Christenson et al., 1998)

I en studie av Ferreira et al. (2003), undersöktes hur slamkoncentrationen och temperaturen påverkade den anaeroba hydrolysen av primärslam. Primärslam fick i laboratorieförsök hydrolysera vid de olika temperaturerna 10°C, 20°C och 35°C. Under försöket sjönk pH i försöksflaskorna från ursprungliga 6,0 till 5,1. pH-minskningshastigheten var beroende av fermentationstemperaturen: Desto högre temperatur, desto snabbare minskning. Mängden

VFA, som erhöles, påverkades bara till en liten del av processtemperaturen, vid 20°C erhöles nämligen lika mycket VFA som vid 35°C. Vid 10°C producerades 20 % mindre VFA och den modesta minskningen visade att hydrolys vid låg temperatur kan vara användbar för att producera VFA. I jämförelse med temperaturen var effekten av koncentrationen suspenderat material (SS) desto större. Med ökad koncentration av organiskt material (VSS) sjönk VFA-koncentrationen per gram VSS. Skillnaden beror troligen på att fermentationsprodukternas inhiberande effekt var lägre i fallet med mindre koncentrerat slam. (Ferreiro et al., 2003)

I ett laboratorieförsök undersöktes hur HRT och låg temperatur påverkar anaerob nedbrytning i kommunalt vatten respektive kommunalt vatten blandat med industriellt avloppsvatten. Genomgående bildades mer VFA, då stärkelserikt industriellt vatten fanns tillgängligt. En del av studien bestod i att undersöka hur VFA-produktionen påverkades av HRT och temperatur. Högst VFA-produktion visade sig ske vid steady-state vid en uppehållstid av 30 timmar (vid 25°C) och lägre vid uppehållstider på 48 och 60 timmar. (Maharaj et al., 2001) Vid ett liknande försök där HRT varierades mellan 18 och 30 timmar erhöles också bäst resultat vid HRT på 30 timmar. Även i detta försök fann man att 25°C var optimal temperatur. (Banerjee et al., 1998). Dessa båda försök visar att 25°C vore en optimal temperatur för både industrivatten blandat med kommunalt vatten och för enbart kommunalt vatten samt att den optimala uppehållstiden i intervallen 18-60 timmar verkar vara 30 timmar.

Tabell 2. Sammanfattning av de viktigaste parametrarna vid tidigare utförda hydrolysförsök.

Upphållstid	Temperatur	pH	Övrigt	Källa
5 dygn	20°C, samt 17-18 °C	-	Fullskala	Andreasen et al. (1997)
30 timmar	25°C	ca 7	Labskala ca 0,5 % TS	Banerjee et al. (1998)
2-3 dygn	25°C	5,1-6,0	Lab- och pilotskala	Brinch et al.(1994)
12-14 timmar	15-25°C omgivning	<6,0	Fullskala, 0,5 % TS	Brinch et al. (1994)
4-8 dygn	15°C och 30°C	5,1-5,4	Labskala, 1,2-2,0 % TS	Christenson et al. (1998)
Varierande	10°C, 20°C och 35°C	5,1	Laboratorieskala	Ferreiro et al. (2003)
30 timmar	25°C	-	Labskala ca 0,5 % TS	Maharaj et al. (2001)

Sammanfattningsvis har uppehållstider upp till åtta dygn använts i tidigare försök samtidigt som försökstemperaturerna har varierats mellan 10°C och 35°C (se Tabell 2). Sådana försöksförhållanden har givit pH mellan 5 och 6. TS-halter i försöken har varit upp till 2 % i de fall där TS har angivits.

2.5 HUR KAN TEORIN APPLICERAS PÅ SJÖSTADSVERKET?

Vid Sjöstadsverket är idén att skapa en Bio-P-process i Linje 1 och ta i drift en tank, som projekterats att fungera som hydrolystank, för att på så sätt förbättra Bio-P-processen. Eftersom avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad innehåller mycket organiskt material borde det finnas goda förutsättningar för VFA-generering, genom en väl fungerade hydrolys. Att applicera teorin direkt på fullskala är ofta svårt, då avloppsvattnets karaktäristika varierar mellan olika anläggningar. Parametervärdena, som använts i tidigare rapporterade försök, har också varierat. För att undersöka hur man skapar förutsättningar för att styra hydrolyprocessen och se hur denna reagerar på olika försöksförhållanden, vore det därför lämpligt med inledande laboratorieförsök. Laboratorieförsök bör kunna visa hur olika parametrar påverkar hydrolyprocessen, bl a hur kvoten VFA/P ändras med olika förhållanden. Med hydrolysförsök i fullskala bör det gå att ta reda på Bio-P-processens VFA-behov samt att se om hydrolysen är tillräcklig för att Bio-P-processen ska fungera på ett bra sätt.

3 HYDROLYSFÖRSÖK I LABORATORIESKALA

3.1 ÖVERGRIPANDE FÖRSÖKSMETODIK

Kunskaperna från litteraturstudien användes för att i laboratorieskala skapa en hydrolysisprocess av försedimenterat slam. Hydrolysisförsöket i laboratorieskala utfördes för att ta reda hur fullskaleförsöket borde styras, med avseende på bland annat temperatur, TS-halt och uppehållstid. Genom att även mäta flera andra parametrar, var tanken att erhålla resultat skulle ge svar på hur hydrolysisprocessen kan regleras för optimal drift. Ett huvudmål var att se vilka försöksförhållanden som kunde generera mest VFA.

3.2 MATERIAL OCH METOD

3.2.1 Försökets utformning

Utgående från vad som rapporterats i tidigare försök (se avsnitt 2.4.3-2.4.4) bestämdes att använda tre försökstemperaturer: 10°C, 20°C och 30°C och tre TS-halter för försöket: 1 %, 2 % och 3 %. Kombinationerna av de olika processtemperaturerna och TS-halterna gav således nio unika försöksförhållanden. En försökstid på upp till 5 dygn och daglig provtagning skulle dessutom ge indikation på lämpliga uppehållstider för slammet.

3.2.2 Försöksuppställning

För att simulera hydrolystanken i laboratorieskala valdes 2 L-hinkar av plast. Volymen ansågs lämplig, då man i tidigare försök (se avsnitt 2.4.4) använt sig av kärl av liknande volym. Magnetomrörare användes för att åstadkomma ett så homogent slam som möjligt för att underlätta åtkomsten av substrat för bakterierna. För att åstadkomma de önskade temperaturerna 10°C och 30°C användes vattenbad och för 20°C ställdes reaktorerna i processhallen, där en temperatur på omkring 20°C rådde.

Slammet blandades till så att proportionerna skulle motsvara de i fullskaleförsöket. En del motsvarande slammet i hydrolystanken (ympen) och resterande del utgjordes av primärslammet, som portionsvis skulle komma att pumpas över till hydrolystanken. Till ymp användes uttaget primärslam som fått fem dagar på sig att börja brytas ner. Ympen utgjorde 10 % av slammet i provkärnen och resterande del bestod av primärslam som togs ur anläggningen kort innan försöket inleddes. För att skapa ett primärslam med hög TS-halt stängdes primärslamuttaget av under ett dygn, 11-12 oktober. Den 12 oktober, dagen innan försöket inleddes, mättes primärslammets TS, vilken konstaterades vara 3,3-3,4 %. Då försökets önskade TS-halter var 1 %, 2 % och 3 % beräknades hur spädning skulle utföras. Den 13 oktober 2004 inleddes laborieförsöket.

3.2.3 Provtagning

Då laborieförsöket inleddes togs prov på ympen och det nyuttagna primärslammet för analys av TS. Tre dagar efter att försöket inletts togs även slamprov från tre provkärn med olika beredda TS-halter, för analys av just TS.

Flera av de övriga parametrarnas analysmetoder krävde provtagning av slam, vilket utfördes varje morgon under fem dygn samt vid försökets avslutande efter knappt åtta dygn. Magnetomrörarna i provkärnen gav en god omblandning, men för att vid provtagning vara

säker på att få en så homogen halt som möjligt, av suspenderat material, användes en stav för att röra om i provkärlen. I samband med omrörning togs omkring 50 ml prov i en 100 ml plastflaska. Beskrivningen, ovan, av provtagning för TS-analys skedde på samma sätt.

3.2.4 Analysmetoder

Analysmetod för TS redovisas i bilaga 2.

Flertalet parametrar mättes direkt i provkärlen i samband med omrörning med stav och provtagning. Under de fem första dyggen av försöket mättes pH, redox, konduktivitet och temperatur två gånger dagligen och återstående dagar en gång per dag. För instrumentbeskrivning se bilaga 2.

- pH användes som en indirekt parameter för påvisande av VFA, som verkar pH-sänkande.
- Redoxmätning användes som en indirekt parameter för att ta reda på eventuell förekomst av syre och variation i dess halt.
- Konduktivitet mättes för att detektera fria joner, som frigörs vid nedbrytning av cellkomponenter. Dessutom borde fria vätejoner kunna detekteras.
- Temperaturmätning gjordes för att se att provkärlen höll de önskade temperaturerna.

För att möjliggöra mätning av löst COD behövde reaktorproverna filtreras. Proverna grovfilterades först i veckfilter, Quality 120 H (Munktell Filter AB), och finfilterades därefter gravimetriskt genom 1,6 μm , MGA, filterpapper (Munktell Filter AB).

- Bestämning av VFA-halterna var viktigt för att få en uppfattning av omfattningen av nedbrytningsprocessen (se avsnitt 2.4.2). VFA-halterna mättes på de filtrerade proverna med Dr Langes kyvetttest för organiska fettsyror, för metodbeskrivning, se bilaga 3. Resultaten presenteras i mg VFA/L.
- Halten löst organiskt material som fanns i proven bestämdes genom COD-analys. De filtrerade proverna analyserades med Dr Langes kyvetttest för COD (för metodbeskrivning, se bilaga 3). Resultatet presenteras i mg O_2 /L, där halten organiskt material är relaterat till syreförbrukningen.
- Bestämning av totalfosfor (tot-P) i de filtrerade proverna gjordes för att se hur mycket fosfor som frigjordes under hydrolysisprocessen. Analyserna skedde med Dr Langes kyvetttest för fosfat (se bilaga 3). Resultaten ges som mg P_{tot} /L.

Kyvetttesterna är konstruerade för olika detektionsområden och i de fall där önskat kyvetttest inte fanns att tillgå späddes provet med destillerat vatten innan analys.

3.3 RESULTAT OCH DISKUSSION

3.3.1 Ändrade försöksförutsättningar

Resultatet av TS-analyserna ändrade försöksförutsättningarna då TS i primärslammet visade sig vara mycket lägre än väntat (se Tabell 3). Detta fick till följd att TS i provkärlen också

blev lägre än ursprungligen planerat. Istället för TS-halterna 3,0 %, 2,0 % och 1,0 % var TS ca 1,41 %, 0,95 % och 0,50 %. TS mättes inte i alla provkärn, men då de initiala mätresultaten av övriga parametrar var så överensstämmande inom respektive grupp med tre lika TS-halter (se Tabell 4), avrundades TS-halterna till 1,4 %, 1,0 % och 0,5 %.

Tabell 3. Resultat av TS-analyser som visar på lägre TS i provkärnen än förväntat.

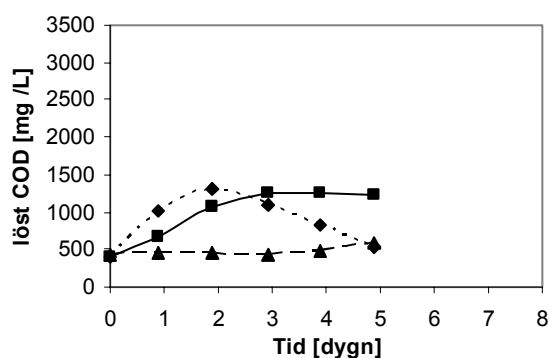
Typ av prov	TS [%]
Primärslam taget vid försöksstart	1,53
Provkärl (lägst temperatur, högst TS)	1,41
Provkärl (lägst temperatur, mellan TS)	0,95
Provkärl (lägst temperatur, lägst TS)	0,50

Resultat av temperaturmätningar i provkärnen ändrade också det på försöksförutsättningarna. De temperaturer som förväntades var 30°C (vattenbad), 20°C (rumstemperatur) och 10°C (vattenbad) men de temperaturer som uppmättes i provkärnen var 29°C, 22-23°C och 13°C. Kontrollmätningar av temperaturerna i de båda vattenbaden visade att temperaturavvikelsena till viss del även fanns i vattnet. Således höll inte vattenbaderna de indikerade temperaturerna utan borde ha korrigerats för sina fel. Då försöket redan hade pågått några dagar gjordes dock inga ändringar.

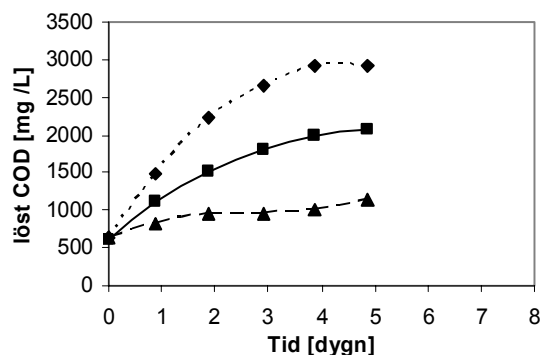
3.3.2 Analysresultat

COD

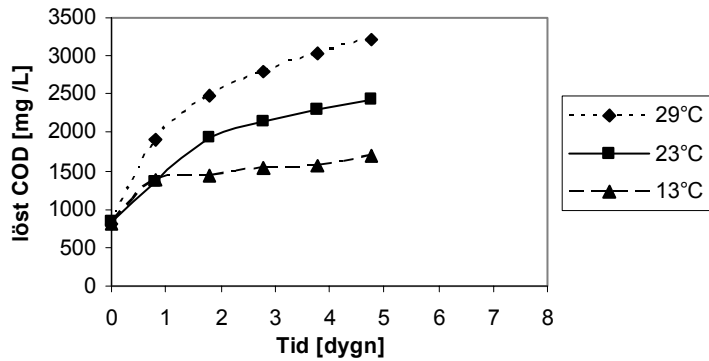
Analysresultaten av löst COD visas i Figur 10, Figur 11 och Figur 12. Under de ca fem dygn då COD analyserades ökade i de flesta fall COD-koncentrationerna i provkärnen. Ökningen var störst under de första två dygna, varefter den blev något långsammare. Figuren visar att i provkärn med samma TS-halt ger de med högre temperatur mer COD. Således verkar bildandet av löst COD vara temperaturberoende, vilket även noterats av Christenson et al. (1998). Anledningen till att en hög temperatur verkar vara gynnsamt för bildningen av löst COD hör sannolikt ihop med att den högre temperaturen ligger närmast de fermenterande bakteriernas temperaturoptimum.



Figur 10. Löst COD i provkärn med 0,5 % TS och temperaturerna 13°C, 22°C och 29°C.



Figur 11. Löst COD i provkärn med 1,0 % TS.



Figur 12. Löst COD i provkärl med 1,4 % TS och temperaturerna 13°C, 23°C och 29°C.

COD-koncentrationen ser dessutom ut att vara beroende av provkärls TS-halt. I provkärl med samma temperatur har mer COD bildats vid högre TS-halt. En högre TS-halt innebär högre innehåll av organiskt material (p g a att den organiska delen (VS) av TS bör vara konstant), vilket ger mer material som kan ge upphov till löst COD.

Figur 10 visar att utvecklingen i provkärl med 0,5 % TS och temperaturen 29°C avvek från de andra efter omkring två dygn. Utseendet beror troligtvis på kombinationen hög temperatur och liten mängd organiskt material. Den högre temperaturen resulterade i en snabbare omsättning av det organiska materialet än i de andra provkärlen med 0,5 % TS och medförde att det organiska materialet började ta slut.

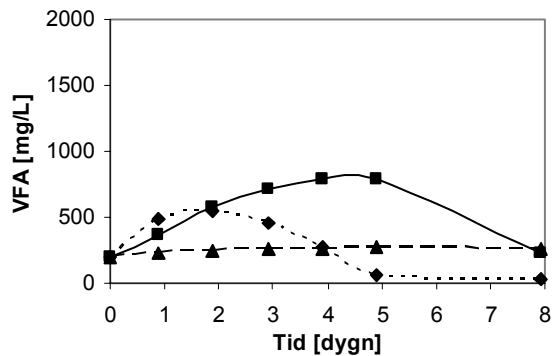
Tabell 4. De initiala koncentrationerna COD vid olika temperaturer och TS-halter.

TS-halt [%]	Temp 13°C COD [mg/L]	Temp 23°C COD [mg/L]	Temp 29°C COD [mg/L]	Medelvärde COD [mg/L]	StDev ^{*)} [mg/L]
0,5	415	411	407	411	4
1,0	636	623	634	631	7
1,4	816	829	822	822	7

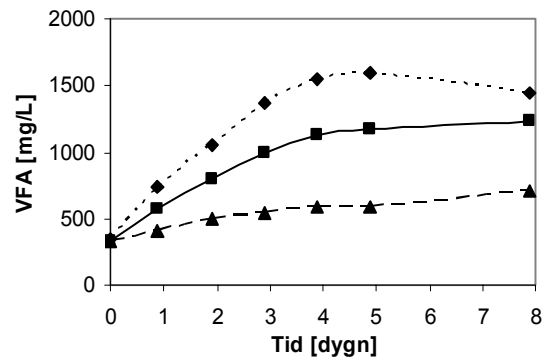
*) StDev = standardavvikelse

Resultaten av COD-analyserna visar att tillblandningen av de olika innehållen blev jämn (se Tabell 4).

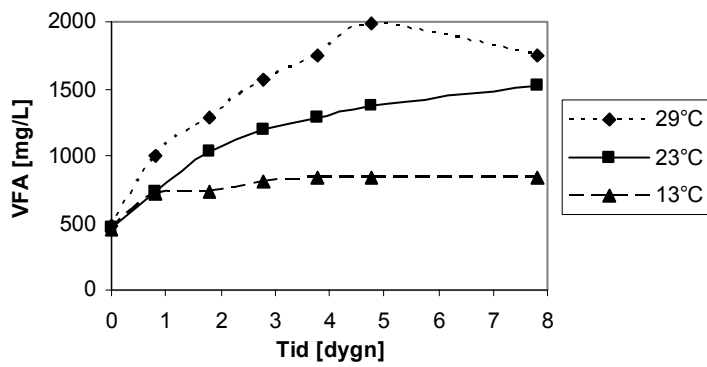
Flyktiga fettsyror (VFA)



Figur 13. VFA i provkärl med 0,5 % TS och temperaturerna 13°C, 22°C och 29°C.



Figur 14. VFA i provkärl med 1,0 % TS och temperaturerna 13°C, 23°C och 29°C.



Figur 15. VFA i provkärl med 1,4 % TS och temperaturerna 13°C, 23°C och 29°C.

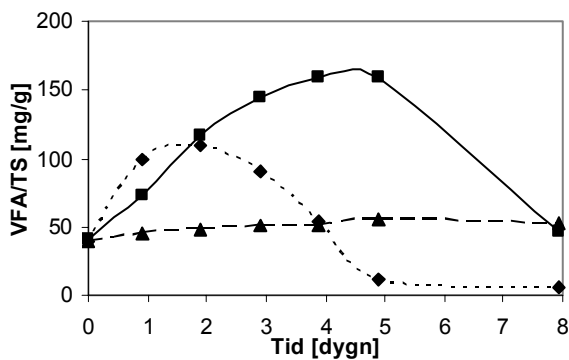
Flyktiga fettsyror analyserades dagligen under de fem första dyggen av försöket, dessutom gjordes ytterligare en analys då försöket avslutades, efter omkring åtta dygn (se Figur 13, Figur 14 & Figur 15). Grafiskt är resultatet av VFA-analyserna nära på identiskt med det av COD-analyserna. Ett rimligt antagande är därför att VFA utgör en större del av löst COD. Detta verifieras genom beräkning av hur många mol O_2 (COD) som går åt för att oxidera en mol acetat, då acetat antogs utgöra större delen av VFA. Omräkning av mol till massa ger sedan förhållandet $VFA \approx$ löst COD (se bilaga 4).

Målet var att generera så mycket VFA som möjligt och resultaten visar att en längre uppehållstid är möjlig vid en lägre processtemperatur. Vid 29°C och 1,0 % och 1,4 % TS sjönk VFA-halten mot slutet, något som bör undvikas genom att välja en kortare uppehållstid (se Figur 14 & Figur 15). Det är dock osäkert om nedgången skedde enligt interpoleringen i figurerna. Omkring fyra dygns uppehållstid vore lämpligt vid 29°C och en längre uppehållstid vid 23°C och 13°C.

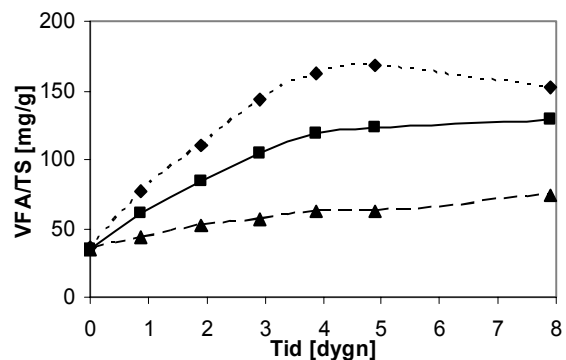
I övrigt visar Figur 13 att provkärlen med 0,5 % TS och 23°C respektive 29°C avviker markant från de övriga i enlighet med motsvarande COD-resultat. I likhet med COD-resultaten beror detta troligtvis på att den mindre mängden organiskt material började ta slut och att mindre VFA därför bildades.

Ett provkärl med hög temperatur genererade mer VFA än ett med lägre då provkärlen hade samma TS-halt, vilket ses tydligt i Figur 14 och Figur 15. Hög temperatur är med andra ord gynnsamt för VFA-bildning. Vidare visar figurerna att den reaktor som hade den högsta TS-halten generade mest VFA om reaktorerna hade samma temperatur.

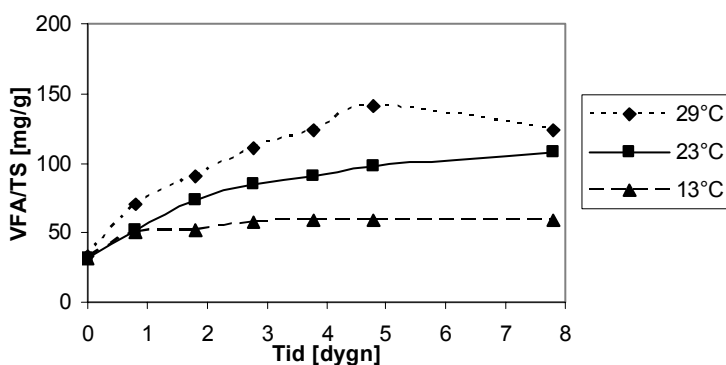
I försöket analyserades filtrerat slam d v s resultatet av analyserna bör ha varit summan av löst biologiskt lättnedbrytbart (rbCOD) och löst, biologiskt ej nedbrytbart (nbsCOD) (se Figur 7). VFA-halten ökade samtidigt som halten COD (rbCOD+ nbsCOD) ökade på ett liknande sätt. nbsCOD måste ha varit oförändrad. Således måste rbCOD ha ökat. Eftersom VFA-halten i provkärlen ökade måste partikulärt, biologiskt långsamt nedbrytbart material (sbCOD) ha brutits ner till VFA. Eventuellt förekom också en nedbrytning av den komplexa delen till VFA. Detta kan dock inte ha bidragit till den COD-ökning som Figur 14 och Figur 15 visar. Eftersom reaktorerna bara tillfördes slam i början av försöket, gavs de då en total COD, som sedan inte ändrades under försöket, det var bara andelarna av undergrupperna COD som varierade.



Figur 16. VFA/TS i provkärlen med 0,5 % TS och temperaturerna 13°C, 22°C och 29°C.



Figur 17. VFA/TS i provkärlen med 1,0 % TS och temperaturerna 13°C, 23°C och 29°C.



Figur 18. VFA/TS i provkärlen med 1,4 % TS och temperaturerna 13°C, 23°C och 29°C.

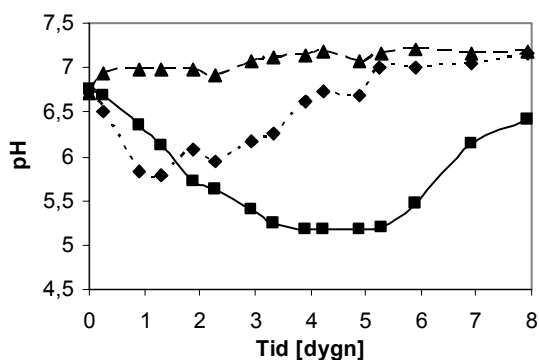
En normering av VFA-koncentrationerna gör det lättare att se orsaken till VFA-ökningen (se Figur 16, Figur 17 & Figur 18). De genomsnittliga lutningarna ger ökningen i VFA per TS och dygn (mg VFA/g TS, d). Dessa antyder även om den totala VFA-produktionen ökar att då TS-halten ökar, så minskar samtidigt produktionshastigheten av VFA per gram TS.

Det har tidigare konstaterats att temperaturen ser ut att vara viktig för VFA-produktionen, men för att studera detta mera noggrant, undersöktes hur många gånger VFA-bildningshastigheten skulle öka med en temperaturökning på 10°C. En beräkning gjordes även för att se hur många procent mer VFA per TS och dygn som borde erhållas om temperaturen ökades en grad. Trendlinjer och beräkningar redovisas i bilaga 5 och baseras på värden från de fyra första dygnen, då ökningen i VFA-koncentration var förhållandevis konstant (se Figur 17 & Figur 18). Då resultaten från provkärlen med 0,5 % TS skiljde sig mycket mot övriga, användes inte dessa i jämförelsen.

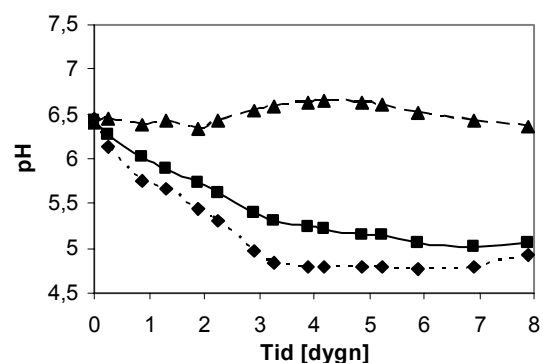
Resultaten visar att i provkärlen med 1,0 % TS skulle en temperaturökning från 13°C till 23°C ge en hastighetsökning av VFA-bildningen på 3,2 gånger medan en temperaturökning från 19°C till 29°C skulle ge en hastighetsökning på 1,9 gånger. Skillnaden beror sannolikt på att aktiviteten snabbt sjunker då bakteriernas temperaturoptimum passeras, vilket i detta fall har skett. I bilaga 5 presenteras även den förväntade procentuella hastighetsförändringen per grad (% VFA/TS, d,°C). Något entydigt värde på hastighetsförändring kan av samma skäl som ovan inte heller bestämmas, utan det varierar från 22,1 % VFA/TS, d,°C vid en ökning från 13°C till 14°C till 5,12 % VFA/TS, d,°C vid en ökning från 28°C till 29°C. I bilaga 5 redovisas även grafer och beräkningar för provkärlen med 1,4 % TS. En temperaturökning från 13°C till 23°C skulle där ge en hastighetsökning av VFA-bildningen på 2,6 gånger medan en temperaturökning från 19°C till 29°C skulle ge en hastighetsökning på 1,8 gånger. Den förväntade procentuella hastighetsförändringen per grad (% VFA/TS, d,°C) varierar från 16,0 % VFA/TS, d,°C vid en ökning från 13°C till 14°C till 4,70 % VFA/TS, d,°C vid en ökning från 28°C till 29°C. Tendensen är alltså lika för båda provkärlstyperna även om värdena generellt verkar var lägre för provkärlen med 1,4 % TS. Datamaterialet är dock för litet för att några slutsatser ska kunna dras av det senare.

pH

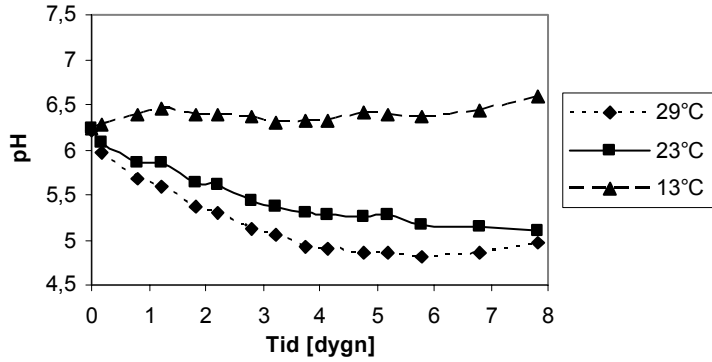
Mätning av pH under laboratorieförsöket gjordes för att se hur väl parametern stämde överens med VFA-koncentrationen. Variationer i pH förväntades följa eventuella VFA-förändringar. pH sjönk också mer i de provkärl där en större andel VFA producerades (se Figur 19, Figur 20 & Figur 21).



Figur 19. pH i provkärlen med 0,5 % TS och temperaturerna 13°C, 22°C och 29°C.



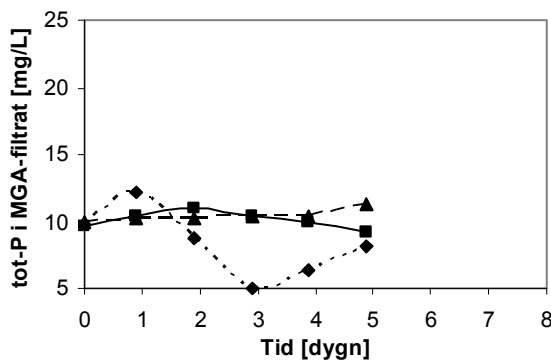
Figur 20. pH i provkärlen med 1,0 % TS och temperaturerna 13°C, 22°C och 29°C.



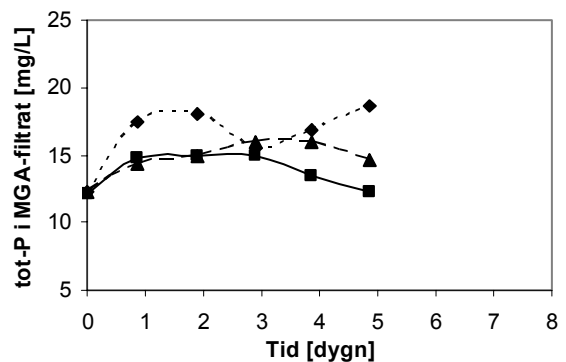
Figur 21. pH i provkärnen med 1,4 % TS och temperaturerna 13°C, 22°C och 29°C.

Fosfor

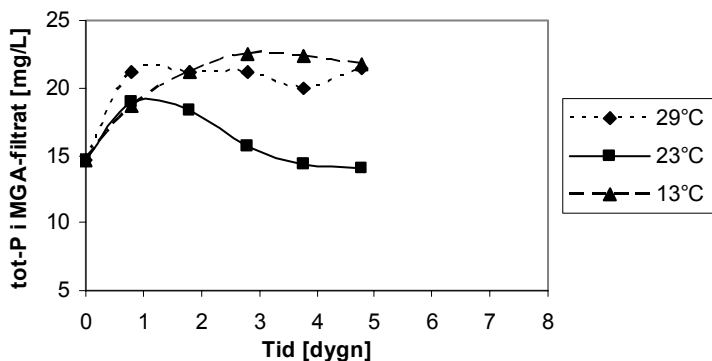
Hydrolysisprocessen visade sig vara mest aktiv under de två första dygnen, då mest VFA producerades och redox var låg (se Figur 31, Figur 32 & Figur 33). Troligtvis sker en lysering av celler med frigörelse av cellinnehåll, bl a fosfor (se Figur 22, Figur 23 & Figur 24). Resterande tid frigjordes ingen eller enbart liten mängd fosfor i de flesta provkärnen, eftersom hydrolysisprocessens hastighet var låg.



Figur 22. Totalfosfor (tot-P) i provkärn med 0,5 % TS, vid temperaturerna 13°C, 22°C och 29°C.



Figur 23. Totalfosfor (tot-P) i provkärn med 1,0 % TS, vid temperaturerna 13°C, 23°C och 29°C.

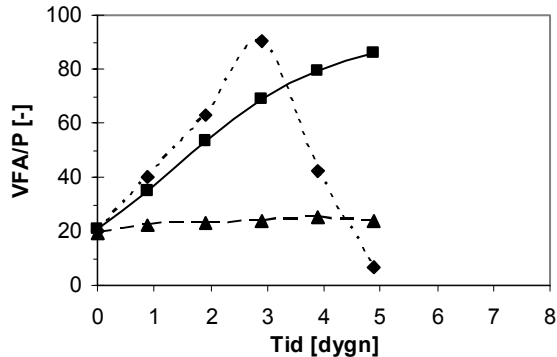


Figur 24. Totalfosfor (tot-P) i provkärn med 1,4 % TS, vid temperaturerna 13°C, 23°C och 29°C.

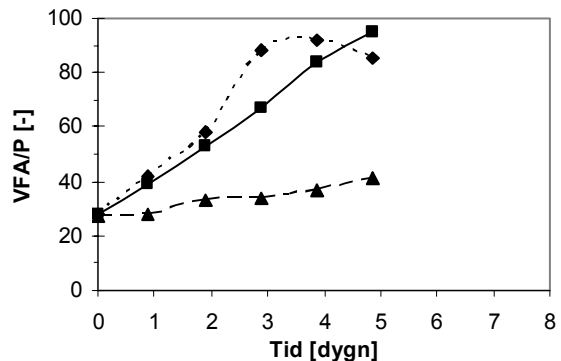
VFA/P

Att skapa bästa möjliga förhållande mellan VFA och P i slammet innebar i praktiken att maximera VFA-produktionen utan frisättning av fosfor. Jämförs VFA-graferna (se Figur 13, Figur 14 & Figur 15) med fosforgraferna (se Figur 22, Figur 23 & Figur 24) ses också att fosfor inte frigjordes i motsvarande grad som VFA under försöket. Detta åskådliggörs även i Figur 25, Figur 26 och Figur 27, där kvoten VFA/P plottats mot tiden. Det högsta värdet av kvoten nåddes efter närmare fem dygn i provkärlet med 1,4 % TS och vid temperaturen 29°C. Figurerna visar att flera andra provkärn nådde nästa lika höga värden efter lika många dygn, men också att en viss avmattning, i de konstant stigande trenderna, skedde under det femte dygnet. Vidare visar Figur 26 och Figur 27 att en höjning av temperaturen från 23°C till 29°C inte ändrar värdet på kvoten nämnvärt. En ökning av temperaturen från 13°C till 23°C ger däremot en stor ökning i VFA/P. Temperaturenns effekt på kvoten VFA/P verkar således vara stor vid en ökning från en låg temperatur, men liten vid en ökning från en redan hög temperatur. Det är dock svårt att dra några slutsatser om effekten av TS på kvoten, även om det verkar som om en ökad TS ger en viss ökning av kvoten VFA/P.

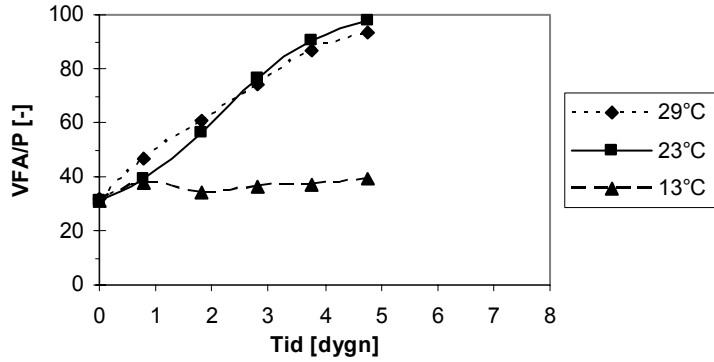
Några kvoter går inte att räkna ut för dygn åtta, eftersom enbart VFA mättes då. Mätningarna visar på marginella ökning eller i vissa fall minskningar av VFA-halterna. Om inte tot-P-halterna drastiskt sjönk till dygn åtta kan det antas att kvoterna VFA/P inte heller ökade speciellt mycket från dygn fem till dygn åtta. Således verkar 4-5 dygns uppehållstid vara lämpligt för att erhålla ett maximalt värde på VFA/P vid temperaturer över 23°C. Vid lägre temperaturer skulle möjligen uppehållstiden kunna ökas något.



Figur 25. Kvoten VFA/P i provkärn med 0,5 % TS, vid temperaturerna 13°C, 22°C och 29°C.



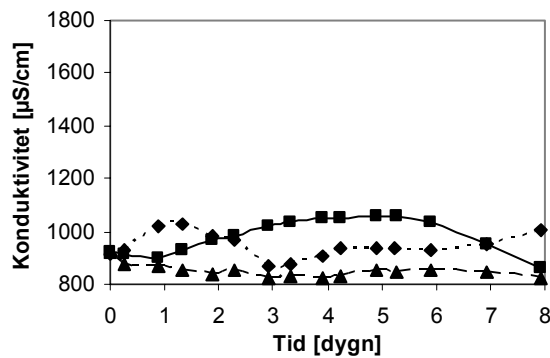
Figur 26. Kvoten VFA/P i provkärn med 1,0 % TS, vid temperaturerna 13°C, 23°C och 29°C.



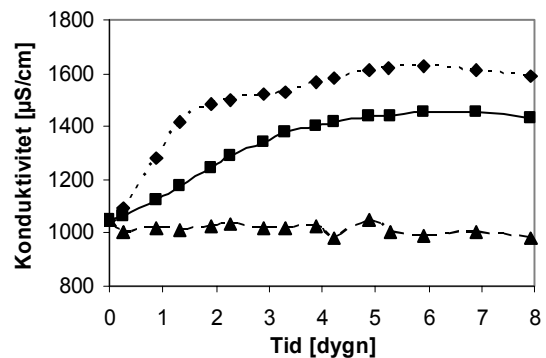
Figur 27. Kvoten VFA/P i provkärlet med 1,4 % TS, vid temperaturerna 13°C, 23°C och 29°C.

Konduktivitet

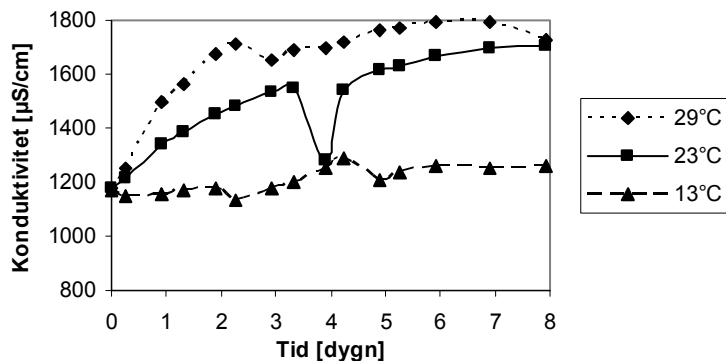
Konduktiviteten förväntades öka med ökad mängd VFA p g a att mera vätejoner och andra fria joner uppstår vid lys av celler. Figur 28, Figur 29 och Figur 30 har utseenden som liknar graferna för VFA (se Figur 13, Figur 14 & Figur 15). För att konfirmera sambandet beräknades korrelationen mellan konduktivitet och VFA (se avsnitt 3.3.3).



Figur 28. Konduktivitet i provkärlet med 0,5 % TS, vid temperaturerna 13°C, 22°C och 29°C.



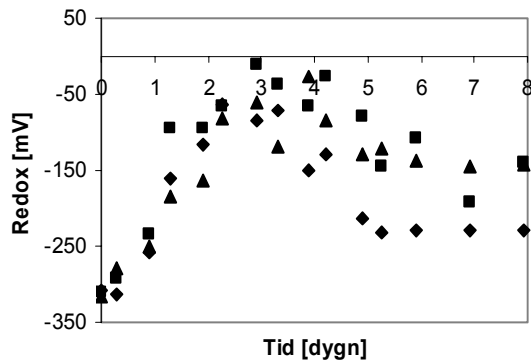
Figur 29. Konduktivitet i provkärlet med 1,0 % TS, vid temperaturerna 13°C, 23°C och 29°C.



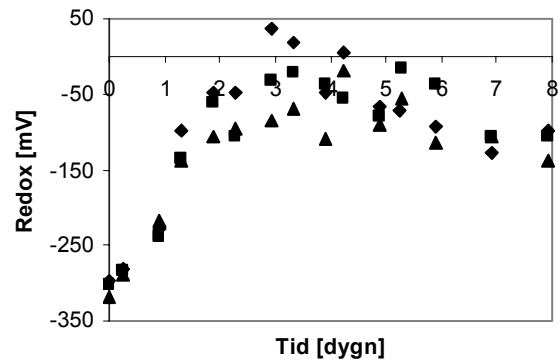
Figur 30. Konduktivitet i provkärlet med 1,4 % TS, vid temperaturerna 13°C, 23°C och 29°C.

Redox

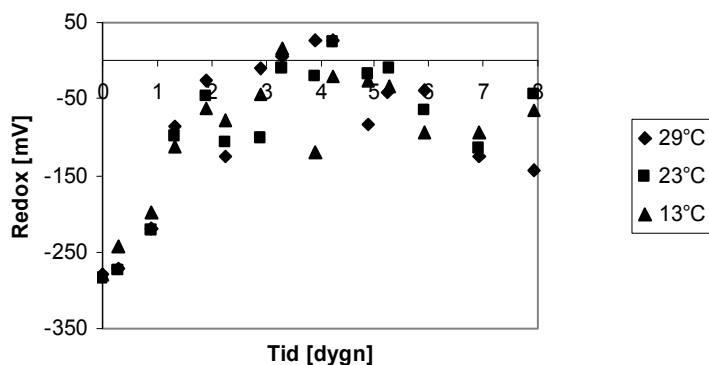
Generellt sett varierade redox-potentialen mer mellan varje mätning än övriga parametrar och därför har inte någon linje mellan mätpunkterna införts (se Figur 31, Figur 32 & Figur 33). Dessa fluktuationer gör att redoxmätningarna endast ger en grov uppskattning av syrenivån i slammet. Redox-potentialen var i början av försöket låg i alla provkärnen för att sedan stiga. Ökningen i redox kan ha berott på en diffusion av syre till slammet i provkärnen.



Figur 31. Redox i provkärn med 0,5 % TS, vid temperaturerna 13°C, 22°C och 29°C.



Figur 32. Redox i provkärn med 1,0 % TS, vid temperaturerna 13°C, 23°C och 29°C.



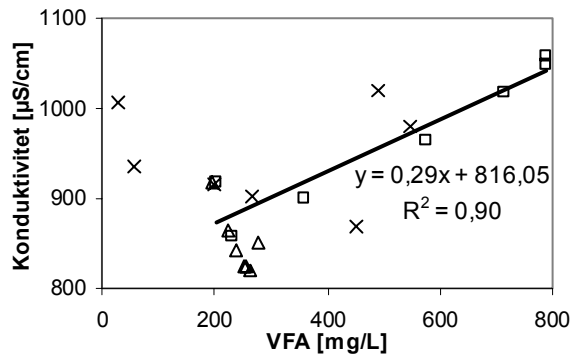
Figur 33. Redox i provkärn med 1,0 % TS, vid temperaturerna 13°C, 23°C och 29°C.

3.3.3 Korrelation av parametrar

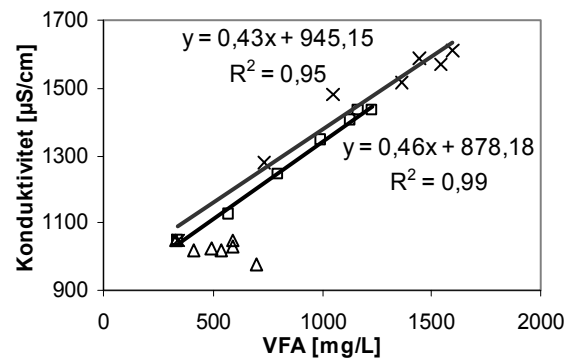
Konduktivitet – VFA

För att stöda hypotesen om samband mellan konduktivitet och VFA-koncentration studerades korrelationen mellan de båda parametrarna (se Figur 34, Figur 35 & Figur 36). En god korrelation mellan konduktiviteten och VFA ses vid 23°C och 29°C och 1,0 och 1,4 % TS (se Figur 35 & Figur 36). Vid processtemperaturen 13°C är värdena i alla figurerna väldigt grupperade, vilket beror på att variationerna över tiden i dessa provkärn var mycket mindre än i de med högre temperatur. Graferna konfirmerar att konduktiviteten är en bra indikator på VFA-halten vid högre temperaturer. Det kan inte uteslutas att konduktiviteten även fungerar som en bra indikator vid lägre temperaturer, men något sådant har inte kunnat visas då variationerna i VFA och konduktivitet varit för små. Det är, utgående från figurerna, även svårt att dra några slutsatser av eventuella variationer beroende på provkärnens TS.

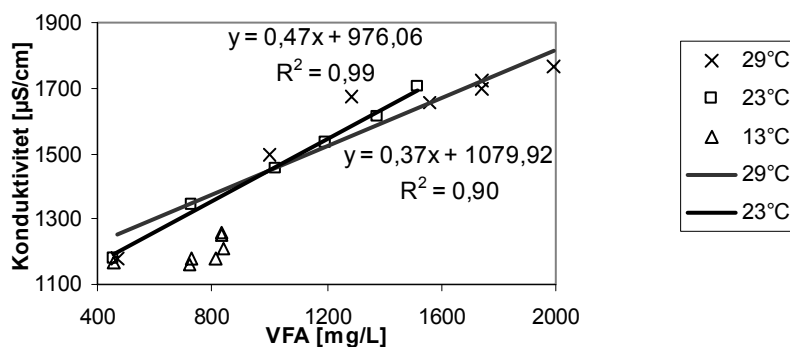
Den förhållandevis goda korrelationen mellan parametrarna beror alltså på att konduktiviteten ökar ju fler joner som finns närvarande i lösningen. Närvaro av fettsyror innebär närvaro av vätejoner och hydrolysisprodukter består bl a av fria joner. Sammantaget ökade därför ledningsförmågan då mer joner fanns i slammet.



Figur 34. Korrelation mellan konduktivitet och VFA i provkärlen med 0,5 % TS. p-värde för koefficienten <0,002 vid 22°C.



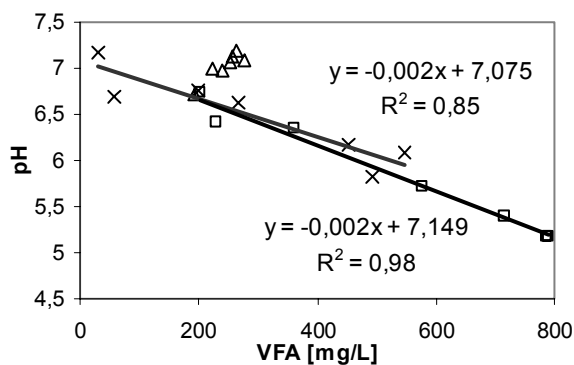
Figur 35. Korrelation mellan konduktivitet och VFA i provkärlen med 1,0 % TS. p-värde för koefficienten <0,001 för både 23°C och 29°C.



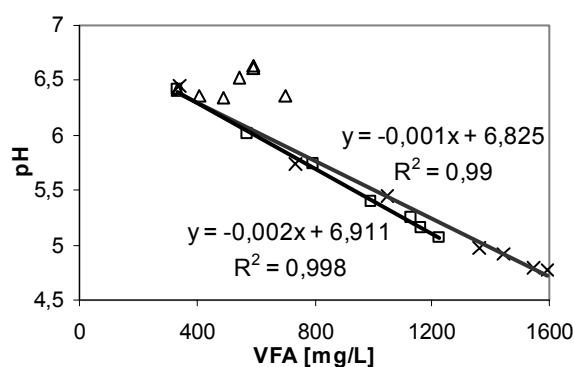
Figur 36. Korrelation mellan konduktivitet och VFA i provkärlen med 1,4 % TS. 23°C exklusive en outlier. p-värde för koefficienten <0,001 för 23°C och <0,002 för 29°C.

pH – VFA

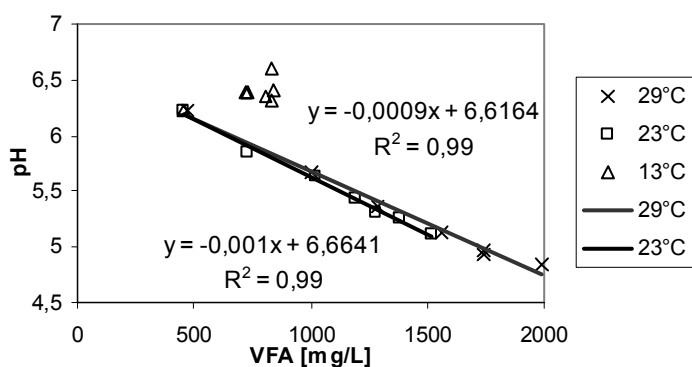
Grafer med korrelation mellan pH och VFA visar på en god korrelation vid de båda högre temperaturerna oavsett rådande TS-halt (se Figur 37, Figur 38 & Figur 39). Vid temperaturen 13°C var variationerna i provkärlen för små för att parametrarna skulle kunna korreleras och värdena ses grupperade i alla figurerna. Vid de båda högre temperaturerna var pH en bra indikator på VFA-koncentration, däremot var skillnaderna mellan Figur 37, Figur 38 och Figur 39 för små för att några slutsatser skulle kunna dras huruvida TS påverkade korrelationen. Vid lägre temperaturer skulle pH eventuellt kunna fungera som indikator på VFA, även om något sådant inte kunde visas genom korrelationsdiagrammen.



Figur 37. Korrelation mellan pH och VFA i provkärlen med 0,5 % TS. p-värde för koefficienten <0,001 för 22°C och <0,004 för 29°C.



Figur 38. Korrelation mellan pH och VFA i provkärlen med 1,0 % TS. p-värde för koefficienten <0,001 för både 23°C och 29°C.



Figur 39. Korrelation mellan pH och VFA i provkärlen med 1,4 % TS. p-värde för koefficienten <0,001 för både 23°C och 29°C.

3.4 SLUTSATSER AV LABORATORIEFÖRSÖKET OCH REKOMMENDATIONER INFÖR FULLSKALEFÖRSÖKET

- Temperaturen bör idealt hållas så hög som möjligt för att generera maximal mängd VFA. Betydelsen av hög temperatur verkar dock minska med ökad TS-halt. Förklaringen till detta skulle kunna vara att mer hämmande fermentationsprodukter bildas vid högre temperatur och TS, alternativt att systemet långsamt närmar sig maxkapaciteten vad gäller organiskt material och att en temperaturökning därför ger en mindre effekt.
- Laborrieförsöket visar att TS-halten bör hållas så hög som möjligt för att generera så mycket VFA som möjligt. Resultaten antyder också att även om den totala VFA-produktionen ökar, då TS-halten ökar, så minskar samtidigt produktionshastigheten av VFA per gram TS. Det senare kan inte fastställas med säkerhet, men en möjlig förklaring, om indikationerna stämmer, skulle kunna vara att en högre TS-halt innebär att mer material kan omsättas till inhiberande produkter.
- Approximativa beräkningar visar vidare att en temperaturhöjning på 10°C, från en låg temperatur, ger en större ökning av VFA per TS och dygn, än om höjningen sker

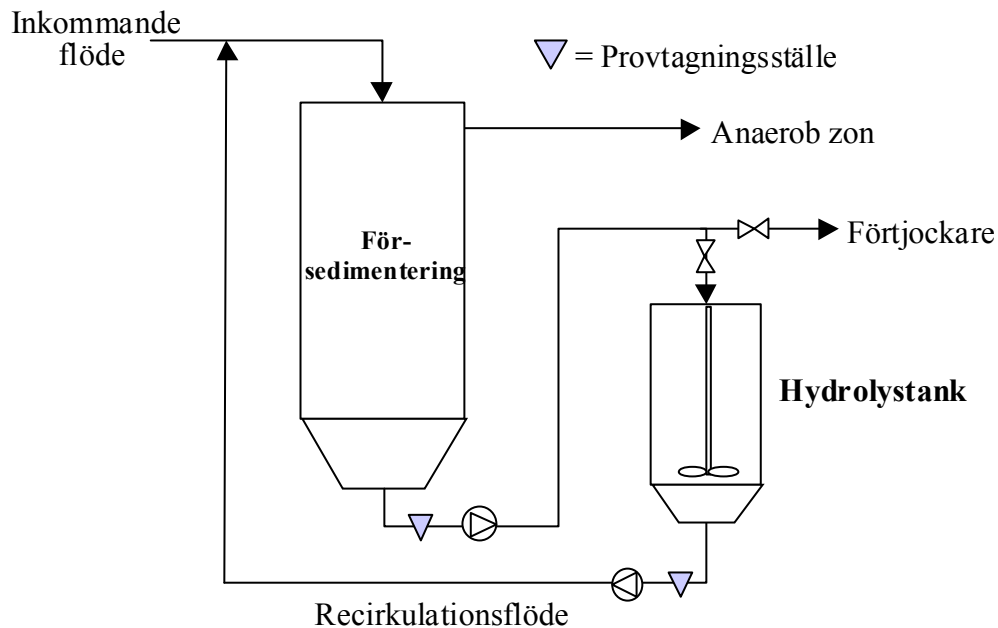
utgående från en högre temperatur. Detta p g a att bakteriernas temperaturoptimum passeras vid högre temperaturer.

- För att skapa bästa förhållande i hydrolysslammet mellan VFA och P är en uppehållstid på 4-5 dygn lämplig vid en TS-halt på 1,0-1,4 % TS och en temperatur på minst 23°C. Den optimala temperaturen för maximalt värde på VFA/P ligger dock antagligen omkring 23°C eller något lägre. Vid lägre temperaturer kan troligtvis uppehållstiden ökas något.
- pH och konduktivitet har vid dessa försök visat sig var bra indikatorer på VFA-halten vid högre temperaturer, eller då variationerna i VFA-koncentration har varit stora. Det kan på intet sätt uteslutas att pH och konduktivitet är bra indikatorer på VFA även vid lägre temperaturer, detta har dock inte kunnat visas i laboratorieförsöket p g a för små variationer i VFA-koncentration.

4 HYDROLYSFÖRSÖK I FULLSKALA

4.1 ANLÄGGNINGENS UTFORMNING

Avloppsvatten från hushållen i Hammarby Sjästad pumpas till pumpstationen vid Båtbyggaregatan och därifrån genom en 600 m lång ledning upp till Sjästadsverket och Henriksdals reningsverk. Vatten motsvarande 600-1000 hushåll leds till Sjästadsverket. (Magnusson, 2003)



Figur 40. Flödesbeskrivning av de inledande stegen i processlinje 1 i Sjästadsverket.

I den aeroba Linje 1 leds det inkommande vattnet till en försedimenteringstank. Innan fullskaleförsöket inom detta projekt inleddes, pumpades sedimenterat slam till en förtjockare och därifrån vidare till en rötchammare. Processvattnet från försedimenteringen leddes in till en anaerob tank och därefter vidare, enligt Figur 1. Vid detta försöks början fanns i försöksanläggningen en tank, som ännu inte tagits i drift i Linje 1, som projekterats att fungera som hydrolystank. Själva processdesignen är framtagen av Tyréns och Anox.

Hydrolystanken i Linje 1 vid Sjästadsverket består av en större cylindrisk del och en mindre konformad nedre del (se Figur 40). Tanken är byggd i rostfritt stål av Goodtech MRAB. För att åstadkomma en totalomblandad process är tanken försedd med en propelleromrörare. I den översta delen av hydrolystanken finns en servicelucka som exempelvis kan användas för visuell kontroll av slamnivån. Tillloppsrör för primärslam sitter i den övre delen av hydrolystanken och utloppsrör för hydrolysslam i botten. I den övre delen av hydrolystanken finns även ett ventilationsrör för att föra bort lukt som slammet genererar.

Tabell 5. Mått, area och volymer av försedimenteringstanken och hydrolystanken.

	Försedimenteringstanken	Hydrolystanken
Höjd [m]	ca 3	1,79
Diameter [m]	1,2	0,81
Tvårsnittarean [m ²]	1,13	0,51
Totalvolym [m ³]	2,53	0,83
Volym till bräddrör (exkl. rörvolym m.m) [m ³]	-	0,71

4.1.1 Hydrolystankens mätgivare

Hydrolystanken är försedd med följande mätgivare (online):

- ✓ Nivåmätare (tryckgivare)
- ✓ Temperaturgivare
- ✓ pH-meter (temperaturreglad)
- ✓ Redox-mätare

En tryckgivare i botten av hydrolystanken omvandlar vätskans tryck till en nivå som presenteras i enheten millimeter vattenpelare (mmVp), räknat från botten av tanken. Temperaturgivaren är ett Pt100-instrument placerat i tankens nedre del. pH-metern och redoxmätaren är båda placerade ca 1300 mm ner i reaktorn fästa på varsin metallstav, som enkelt kan lyftas upp för exempelvis rengöring och övrig service. Aktuella värden från pH-meter (inklusive instrumentets temperaturmätare) och redoxmätare visas vid hydrolystanken på respektive instruments display.

4.1.2 Styrsystemet och Waste

Sjöstadsverket har ett datoriserat styrsystem, där pumpar, ventiler, mätgivare m.m. är inkopplade. Styrsystemet används dels för att ändra inställningar på instrument men även i den dagliga processövervakningen av anläggningen.

Mätdata från en mängd online-instrument exporteras dessutom kontinuerligt till programmet Waste, där medelvärden bildas var sjätte minut för varje instrument. Förutom denna automatiska loggning av data till Waste matas även laborationsresultat in manuellt, exempelvis dygns- och veckoprover på inkommande och utgående vatten.

De båda pumparna i Figur 40 regleras på olika sätt. Primärslampumpen regleras genom ”antal starter” och ”gångtid”. Med ”antal starter” regleras hur många gånger per timme, som pumpen ifråga går igång och med ”gångtid” hur lång tid pumpning sker vid varje start.

Hydrolysslampumpen är nivåreglerad, vilket betyder att den pumpar när nivån i hydrolystanken överstiger börnivån i tanken. Börnivån är i sin tur ett värde som kan ställas in i styrsystemet.

Sedan hydrolystanken togs i drift kunde slam omväxlande ledas till hydrolystanken och förtjockaren genom att i styrsystemet reglera hur ventilerna i Figur 40 öppnas och stängs. Ventilerna kan ställas in antingen i öppet, stängt eller automatiskt läge. I det automatiska läget kan bara en ventil åt gången vara öppen. För det automatiska läget finns dessutom ett villkor inlagt i styrsystemet. Villkoret bestämmer vid hur många pumpningar ventilen till

förtjockaren ska öppnas innan ventilen till hydrolystanken öppnas. För hela försöket var ventilerna reglerade att öppna varannan gång primärslam pumpades från försedimenteringstanken. Förutom ventiler och pumpar är även hydrolysens mätgivare inkopplade till styrsystemet och deras värden exporteras kontinuerligt till Waste.

Omrörningen var inställd på 300 sekunders omrörning var femte minut under hela försöksperioden.

4.2 ÖVERGRIPANDE FÖRSÖKSMETODIK

Försöksmetodiken vid fullskaleförsöket var att, med erfarenheter från laborieförsöket, genom processreglering och analyser optimera VFA-bildningen i hydrolystanken och undersöka om hydrolystillskottet hade någon effekt på Bio-P-processen.

4.3 FÖRSÖKETS UTFORMNING

Fullskaleförsökets utformning var följande.

- Förberedande tester. Kontroll av nivågivare och pumpflöden.
- Introducera hydrolystanken i Linje 1.
- Reglering av slamuttag från försedimenteringen för att uppnå önskad TS-halt i hydrolystanken.
- Kontinuerliga provtagningar och analyser av samma parametrar som i försöket i laboratorieskala för att se variationer och samband. Speciellt intressant är att jämföra VFA-koncentrationen i primärslammet med VFA-koncentrationen i hydrolysslammet, då skillnaden ger en antydning om hydrolysens effekt.

Aktuellt värde från nivågivaren kunde hela tiden läsas av i styrsystemet och för att veta om nivågivarens referensnivå (nollnivå) verkligen var i tankens botten gjordes ett par manuella jämförande mätningar. Vid en viss slamnivå mättes nivån från hydrolystankens övre kant ner till slamytan med en tumstock. Med det manuellt uppmätta värdet kunde slamdjupet beräknas och jämföras med nivågivarens aktuella värde. Då värdena stämde överens ansågs nivågivarens referensnivå ligga i botten av hydrolystanken. Med hjälp av nivågivarens värden och hydrolystankens mått kunde därför volymen slam i tanken beräknas.

För att ta reda på hur mycket primärslampumpen pumpade per sekund, kopplades ena änden av en slang in precis efter pumpen och den andra änden in före en flödesmätare på en annan ledning. Pumpen slogs sedan på och flödet lästes av på flödesmätaren.

Det initiala målet var att nå en TS-halt i primärslammet omkring 3 %, vilket i längden också förväntades ge en liknande TS-halt i hydrolystanken. Som ett utgångsläge bestämdes att hydrolystanken skulle fyllas med primärslam till en så hög nivå som möjligt, för att på så sätt utnyttja tankens volym. Pumpningen från försedimenteringen (primärslampumpning) skulle sedan ställas in så att uppehållstiden i hydrolystanken blev ca fyra dygn i enlighet med resultaten från laborieförsöket. Beroende på den TS-halt primärslammet höll vid denna initiala inställning, planerades sedan följande korrigering av inställningarna. Om TS-halten skulle visa sig bli under 3 % skulle uttaget från försedimenteringen reduceras. För att behålla uppehållstiden i hydrolystanken skulle nivån i denna ändras till lämpligt värde. Motsatsen d v s en TS-halt över 3 % verkade inte trolig med de initiala inställningarna.

4.4 PROVTAGNING

Provtagning av primärslam och hydrolysslam gjordes vid provtagningsställena indikerade i Figur 40. Vid provtagningen tilläts lite slam rinna ut innan prov togs för att undvika slam som eventuellt kunde finnas i rören mellan tank och provtagningsstället.

4.5 ANALYSMETODER

Flera av de parametrar som analyserades i laboratorieförsöket var intressanta även i fullskaleförsöket exempelvis TS (för metodbeskrivning, se bilaga 2).

De parametrar som kontinuerligt lagrades i Waste kunde utnyttjas i utvärderingen tillsammans med resultaten från de analyser som utfördes av Stockholm Vattens laboratorium (se Tabell 6).

Tabell 6. Ett urval av parametervärden som kontinuerligt lagras i Waste respektive analyser utförda vid Stockholm Vattens ackrediterade laboratorium som manuellt matas in i Waste av laboratoriepersonalen.

Kontinuerligt lagrade värden	Analysresultat från Stockholm Vattens ackrediterade laboratorium
Inkommande flöde	tot-P i inkommande vatten
Temperatur inkommande vatten	tot-P i försedimenteringen
pH i försedimenteringen	tot-P i eftersedimenteringen
Temperatur i hydrolystanken	Löst COD i försedimenteringen
pH i hydrolystanken	
Nivå i hydrolystanken	
Redox i hydrolystanken	

Då inga online-instrument fanns för mätningar på primärslammet, utfördes mätning av temperatur, pH, konduktivitet och redox på det provtagna slammet (se bilaga 2). Hydrolystankens pH, temperatur och redox sparades kontinuerligt i Waste (se Tabell 6), men för att inte riskera att sakna data vid ett eventuellt datorhaveri lästes pH, redox och temperatur av på online-givarnas displayer vid varje provtagningsstillfälle (se bilaga 2). Dessa värden kompletterades av mätvärde på konduktivitet, som mättes på hydrolysslamprovet. Att värden både registrerades automatiskt och mättes manuellt berodde också på ett intresse att kontrollera skalningen, d v s mätgivarnas mätområden.

Noterbart är att temperaturvärdet som lästes av på displayen hörande till pH-metern i hydrolystanken var ett värde som gavs av termometern i pH-meter-instrumentet. Temperaturen som loggades i Waste härrörde från den fasta temperaturgivaren i hydrolystanken.

VFA, COD, tot-P och PO₄-P

Innan analys av VFA, COD, tot-P och PO₄-P filterades primärslammet och hydrolysslammet på samma sätt som i laboratorieförsöket (se avsnitt 3.2.4). Parametervärdena bestämdes med Dr Lange kyvetttest (för metodbeskrivning, se bilaga 3).

Ett fåtal prover skickades till institutionen för Tema Vatten vid Linköpings universitet där VFA-analys utfördes med gaskromatograf (GC). Dessa prover frystes ner omedelbart efter att VFA-analys hade utförts med Dr Lange kyvetttest och levererades frysta till Linköping. Målet

med GC-analysen var dels att se vilka typer av fettsyror som förekom i proven, dels att göra en jämförelse med Dr Langes kyvetttest för VFA-analys.

Övrigt

Förutom provtagning och analys var en viktig del i processövervakningen de allmänna visuella iakttagelser som gjordes samt kommunikation med ordinarie driftspersonal. Problem som uppstod under försökets gång noterades inte bara genom udda mätvärden utan också genom utseende av processvatten och slam.

5 BIO-P-FÖRSÖK

5.1 ÖVERGRIPANDE FÖRSÖKSMETODIK

Då processen i Linje 1 såg ut att stabilisera sig något var det intressant att undersöka huruvida någon Bio-P-aktivitet verkligen förkom, det vill säga om fosforfrigörelse förekom i den anaeroba zonen och fosforupptag pågick i den aeroba zonen. För att undersöka detta gjordes ett försök, i laboratorieskala, av den anaeroba och den aeroba zonen. Liknande försök har rapporterats av Chen et al. (2004). Försöket inleds med att en blandning, motsvarande den som finns i den anaeroba zonen, inkuberas anaerobt. Under dessa förhållanden förväntas nivån av löst fosfor stiga genom att PAO släpper ifrån sig fosfor. Efter en viss tid luftas blandningen varvid mängden löst fosfor bör sjunka, då PAO tar upp fosfor i aerob miljö. Med en väl fungerande Bio-P process bör ett förlopp som teoretiskt beskrivs i Figur 2 erhållas. (Björnlenius, muntlig kommunikation)

5.2 FÖRSÖKETS UTFORMNING

Två försök med olika provsammansättningar utfördes. Vid det första tillfället bestämdes att ett av provkärlens innehåll skulle motsvara Linje 1 utan hydrolystanken, det vill säga fungera som referens. Det ansågs också intressant att undersöka hydrolysens eventuella effekt på upptag och frigörelse av fosfor. Därför bestämdes att till ett andra provkärl tillsätta en mängd hydrolysslam som motsvarade det aktuella returflödet av hydrolysslam till försedimenteringen i fullskaleprocessen.

Inför det andra försöket, fyra dagar senare, hade inget primärslamuttag skett i fullskaleprocessen under ca 3,5 dygn, vilket därmed förlängt uppehållstiden i hydrolys- och försedimenteringstankarna. Även i denna försöksomgång bestämdes att ett av provkärlen skulle beskickas med hydrolysslam av motsvarande mängd som i fullskaleflödet. För att se effekten av en riklig dosering av extern energikälla till Bio-P-processen bestämdes att större mängd natriumacetat skulle tillsättas provkärl nummer två, så att det skulle ge en koncentration i provkärlet på omkring 200 mg Ac/L. Halten skulle därmed vara betydligt högre än de halter på under 50 mg HAc/L i inkommande sjöstadsvatten som Magnusson (2003) uppmätt.

5.3 FÖRSÖKSUPPSTÄLLNING

Som provkärl användes plasthinkar av storleken 2 L. Processvatten från försedimenteringstanken, returslam och hydrolysslam i tillräckliga mängder togs via respektive uttagsventiler. Med hjälp av mätglas av olika storlekar bereddes de olika blandningarna. Eventuellt hydrolysslam eller stamlösning med acetat tillsattes sist för att försöket skulle kunna startas så snart som möjligt efter de tillsatserna. Detta för att tillsatsernas eventuella tidiga effekter inte skulle missas. Blandningarnas andelar av slam och vatten förklaras i bilaga 7.

Tabell 7. De olika provkärlens blandningar vid försök med fosforfrigörelse. Blandningarna motsvarar det till anaerobzonen inkommande vattnet, med och utan tillsatser av hydrolysslam eller acetat.

	Försök 1		Försök 2	
	Provkärl A	Provkärl B	Provkärl C	Provkärl D
Processvatten från försedimenteringstanken	1000 ml	1000 ml	997 ml	1000 ml
Returslam	1000 ml	997-998 ml	1000 ml	1000 ml
Hydrolysslam		2-3 ml	2,50 ml	
Stamlösning (Ac)				40 ml
Vatten			40 ml	

Provkärlen med blandningarna placerades på magnetorrörare, där de fick stå i 120 minuter, vilket motsvarade den anaeroba fasen i fullskala. Därefter luftades provkärlen för att skapa aeroba förhållanden. I försök 1 avslutades försöket efter 270 minuter och i försök 2 efter 360 minuter. 360 minuter var ett ungefärligt värde på processvattnets totala uppehållstid i den anaeroba zonen och den aeroba zonen tillsammans, i fullskala. Vid försök 1 fanns inte tidsutrymme att låta försöket pågå i 360 minuter.

5.4 PROVTAGNING

Provtagning på slammen i provkärlen gjordes initialt och därefter varje halvtimme under hela försöket. I likhet med laborieförsöket användes magnetorrörare i provkärlen för att åstadkomma en bra omblandning. För att vid provtagning ändå vara säker på att få en så homogen halt som möjligt, av suspenderat material användes en stav för att röra om i provkärlen. I samband med omrörning togs omkring 10 ml prov i en 100 ml plastflaska. Innan analys grovfiltrerades proverna med veckfilter, Quality 120 H (Munktell Filter AB). Vid ett tillfälle togs även prov för analys av andelen organiskt material av det suspenderade materialet (VSS).

5.5 ANALYS

Vid varje provtagning mättes syrehalten i provkärlen med en portabel syrgasmätare, LDO HG10 (Hach Lange AB), som visade koncentrationen löst syre i mg O₂/L. Parametern mättes för att bekräfta låga syrenivåer under de första 120 minuterarna och se att syrenivåerna därefter steg tillräckligt under luftningsfasen. Vid några tillfällen ändrades tillflödet av luft för att syrehalten i provkärlen skulle nå önskad nivå. Tillflödet av luft registrerades inte, men syrehalterna i provkärlen följdes. Syrgasmätaren innehöll även en termometer och aktuell temperatur antecknades varje gång syrehalten mättes. Temperaturen mättes för att se om eventuella variationer förekom då syreförhållandena ändrades.

Halten PO₄-P i de grovfiltrerade proverna bestämdes med Dr Lange fosfor-kyvetttest för lämpligt koncentrationsintervall (för metodbeskrivning, se bilaga 3). I några fall späddes proven, då kyvetttest för önskat koncentrationsintervall ej fanns tillgängligt.

VSS bestämdes, enligt metodbeskrivning i bilaga 7, för att kunna beräkna hastigheten av fosforfrisättningen i enheten mg PO₄-P/g VSS h.

6 RESULTAT OCH DISKUSSION

6.1 HYDROLYSFÖRSÖK I FULLSKALA

6.1.1 Driftinformation

De första två veckorna av fullskaleförsöket innehöll en mängd processtörningar och inkörningsproblem av olika slag. Frekventa avbrott i det inkommande flödet bl a som en följd av att styrsystemet havererade, var en av flera faktorer som påverkade processen.

2004-11-12 började olika parametervärden avläsas, men störningar och ändrade processinställningar gjorde att den 2004-11-22 har använts som startdatum för resultatredovisning. 2005-01-24 (i undantagsfall 2005-01-25) var sista datum för provtagning.

Tabell 8. Datum då börnivån i hydrolystanken eller det inkommande flödet till hydrolystanken ändrades, vilket påverkade uppehållstiden.

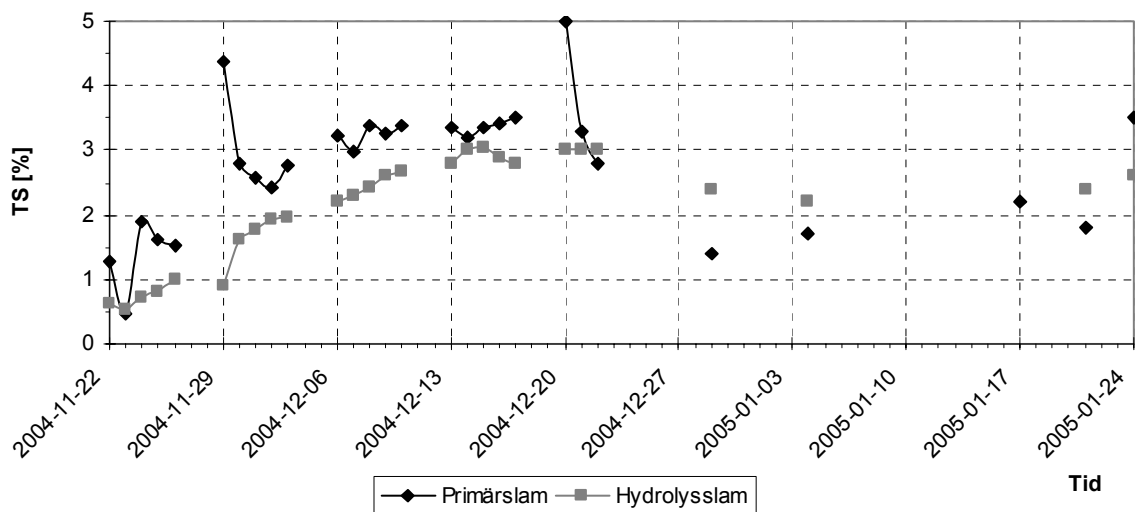
Datum	Börnivå (mmVp)	Volym (L)	Inkommande flöde (L/h)	Upphållstid (dygn)
2004-11-24	800	326	2,63	5,2
2004-12-20	1100	479	4,38	4,6
2004-12-22	1400	631	4,38	6,0

6.1.2 Analysresultat

TS

Det första målet under fullskaleförsöket var att genom regleringen av primärslampumpningen nå en TS-halt på omkring 3 % i hydrolystanken. Således behövde inledningsvis TS i primärslammet nå 3 %. För att samtidigt åstadkomma en uppehållstid på omkring fem dygn i hydrolystanken var det nödvändigt att ställa in en låg börnivån i hydrolystanken. Följden blev en väldigt låg primärslampumpning på endast 2,6 L/h. TS steg dock som väntat och nådde 3 % i hydrolystanken den 14 december (se Figur 41). Då volymen slam i försedimenteringstanken hade ökat markant ökades primärslampumpningen samtidigt som uppehållstiden ökades för att se om detta kunde ge någon effekt i form av ökad VFA-koncentration. Som en följd av ändringarna sjönk TS i försedimenteringstanken, vilket medförde att TS i hydrolystanken sjönk till drygt 2 %.

På grund av det låga flödet genom hydrolystanken var variationen i TS i hydrolysslammet relativt liten från en dag till nästa. TS i primärslammet varierade desto mer då det inkommande flödet till försedimenteringen var avsevärt högre än det till hydrolystanken. Toppnoteringarna i primärslammet den 29 november och den 20 december berodde båda på att primärslampumpningen hade stått stilla under de föregående helgerna.



Figur 41. Variationer i TS i primärslam och hydrolysslam under fullskaleförsöket.

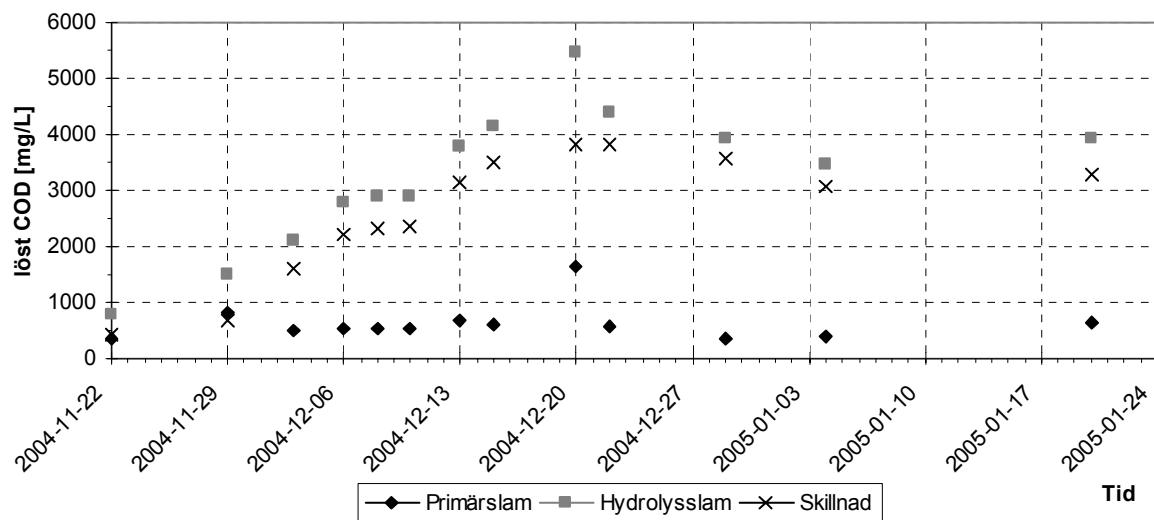
COD

Analysresultaten av löst COD (se Figur 42) visar mycket tydligt att hydrolys skedde i hydrolystanken. Från den 22 november till den 15 december steg TS-halten i både primär- och hydrolysslammet. Under samma period var halten löst COD i primärslammet konstant omkring 500 mg/L, medan halten i hydrolysslammet steg kontinuerligt. Den ökade TS-halten i primärslammet bör ha inneburit att koncentrationen av organiskt material ökade. Då någon samtidig ökning i löst COD inte observerades, så bör denna ökade mängd organiskt material ha bestått av partikulärt organiskt material. Följaktligen tillfördes hydrolystanken under denna period en mindre andel löst COD och en större andel partikulärt COD. I hydrolysslammet var halten löst COD större än i primärslammet vilket berodde på att en nedbrytning av partikulärt COD till löst COD, dvs en hydrolys av partikulärt COD pågick. Att halten löst COD i hydrolysslammet ökade under de första veckorna, berodde på att en ökad mängd TS tillfördes hydrolystanken.

I Figur 42 syns även skillnaden mellan primärslammet och hydrolysslammet, dvs den mängd löst COD som genererades i hydrolystanken. Då TS i primärslammet sjönk efter processomställningen den 22 december, sjönk även halten löst COD i hydrolystanken, då andelen partikulärt COD av TS bör ha varit relativt konstant. Den 20 december, efter några dygns avbrott i primärslampumpning, var TS-halten i primärslammet extremt hög. Det toppvärde för löst COD som samtidigt noterades i primärslammet beror sannolikt på att hydrolysisprocessen då hann ta fart även i primärslammet. Toppvärdet för löst COD, som även observerades för hydrolysslammet, berodde troligtvis på effekten av den ökade uppehållstiden i hydrolystanken som åstadkoms i och med pumpstoppet. Provtillfället vid toppvärdena antydde alltså att uppehållstiden borde ökas för att på ett bättre sätt utnyttja partikulärt COD. Den 22 december förlängdes därför uppehållstiden i hydrolystanken till sex dygn. Samtidigt ökades primärslampumpningen, då mängden slam i försedimenteringen hade ökat markant. På grund av de sjunkande TS-halterna som följde, går det inte att dra några direkta slutsatser om effekten av den förlängda uppehållstiden i hydrolystanken.

Från att perioden 15-22 december ha varit omkring 3 %, sjönk TS-halten i hydrolystanken, för att den 4 januari och framåt ligga omkring knappt 2,5 %. Trots minskad tillförsel av TS sjönk

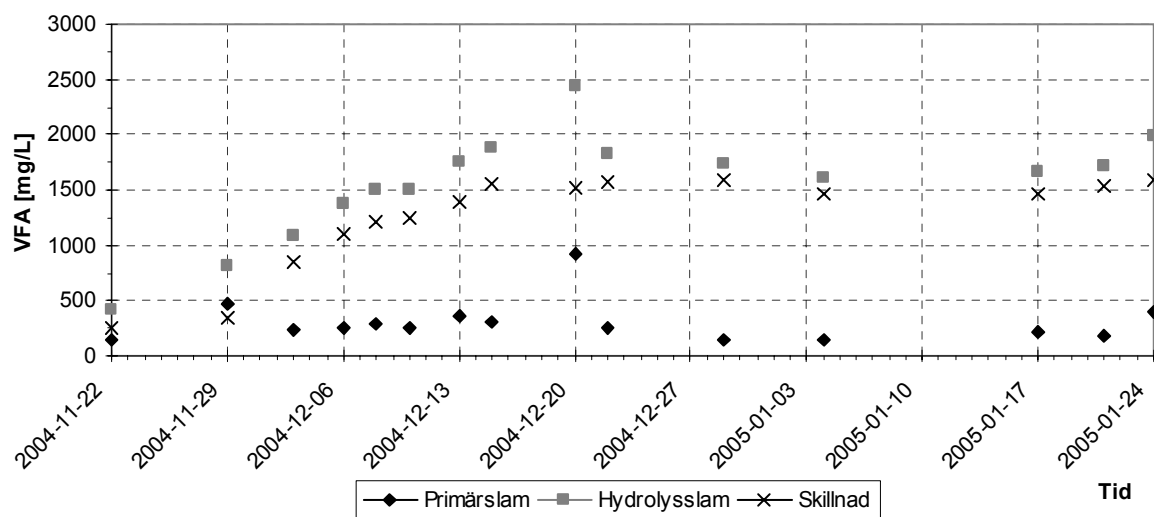
bara VFA-produktionen i hydrolystanken marginellt. Detta kan ha berott på att uppehållstiden hade ökat med ett dygn, men det kan inte bekräftas.



Figur 42. Koncentrationerna löst COD i primärslam och hydrolysslam under fullskaleförsöket, samt skillnaden i löst COD de båda slamtyperna.

VFA

I likhet med laborieförsökets analysresultat visar även VFA- och COD-analyserna i fullskaleförsöket på liknande utveckling över tiden (jmf. Figur 42 & Figur 43). Anledningen till likheterna mellan VFA- och COD-resultaten beror på att löst COD nästan helt består av VFA, vilket förklarades i avsnitt 3.3.2.



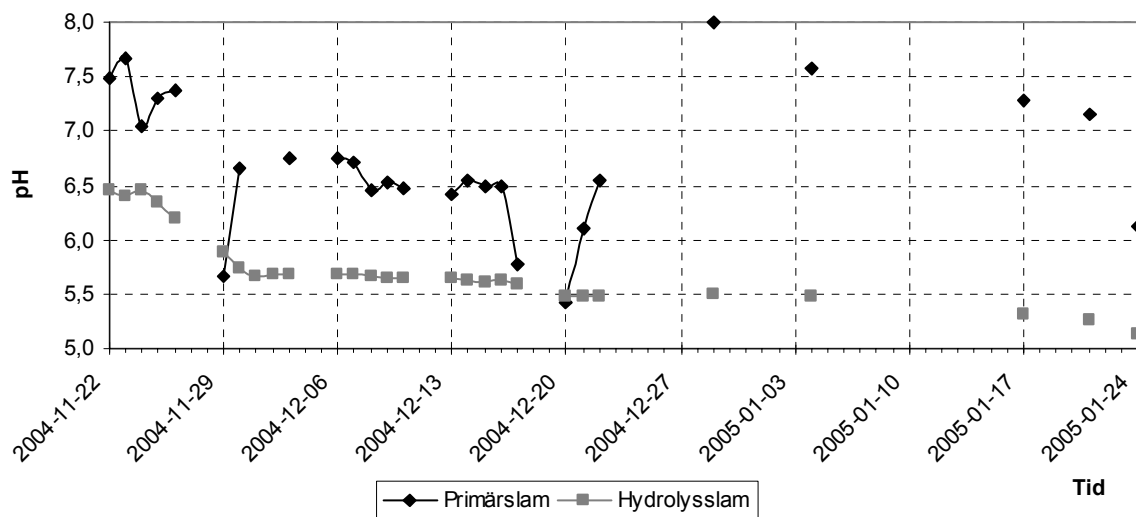
Figur 43. Koncentrationerna VFA i primärslam och hydrolysslam under fullskaleförsöket, samt skillnaden i VFA-koncentration mellan de båda slamtyperna.

pH

Resultaten av pH-mätningarna under fullskaleförsöket (se Figur 44) förväntades följa variationerna i VFA-koncentration. Under försökets första tio dagar sjönk pH en enhet i samband med att VFA-koncentrationen ökade i hydrolystanken. Den fortsatta ökningen av

VFA-koncentrationen innebar en långsammare pH-sänkning. Orsaken till de mindre förändringarna vid låga pH skulle kunna bero på att andelen odissocierade fettsyror ökade.

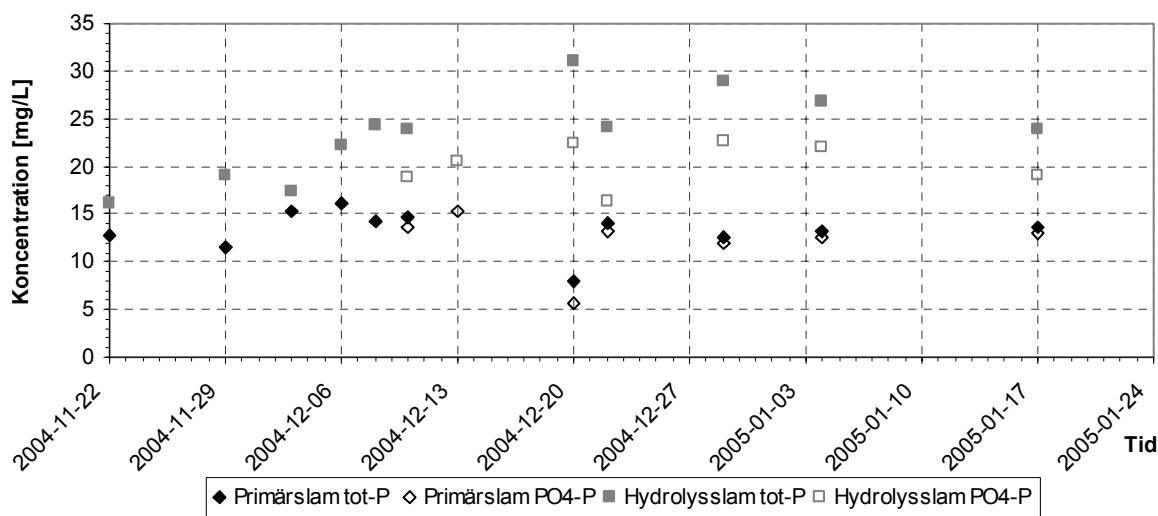
Vid dessa låga pH och den korta uppehållstiden (5-6 dygn) är förhållandena ogynnsamma för metanogener varför metanproduktionen i hydrolystanken borde varit marginell.



Figur 44. pH i primärslam och hydrolysslam under fullskaleförsöket.

Fosfor

Resultatet av fosformätningarna (se Figur 45) visar att fosfornivåerna var högre i hydrolysslammet än i primärslammet. Detta bör ha berott på att fosfor i celler frigjordes då cellerna lysterades. Resultatet visar också att $\text{PO}_4\text{-P}$ utgjorde en betydligt större del av tot-P i primärslammet, än i hydrolysslammet. Fosfor i primärslammet, i annan form än $\text{PO}_4\text{-P}$, filtrerades sannolikt bort vid MGA-filtreringen, vilket gjorde att $\text{PO}_4\text{-P}$ kom att utgöra nästan all tot-P. Hydrolysisprocessen frigjorde troligtvis både $\text{PO}_4\text{-P}$ och andra fosforföreningar som fanns i celler som lysterades. Det medförde i så fall att både halten $\text{PO}_4\text{-P}$ och tot-P var högre i hydrolysslammet än i primärslammet.

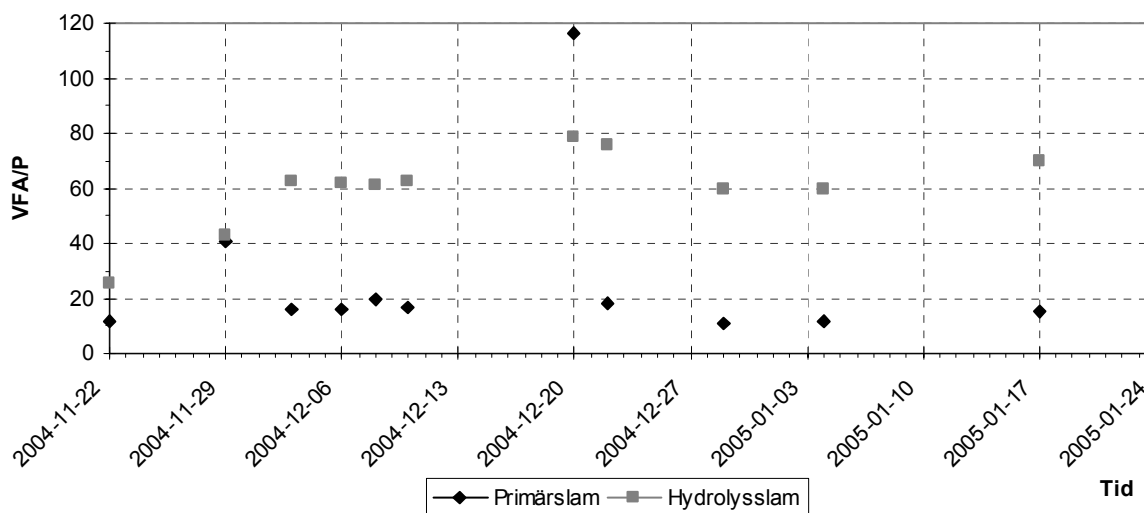


Figur 45. Uppmätta halter av totalfosfor och fosfatfosfor i MGA-filtrat från primärslam och hydrolysslam.

VFA/P

Fullskaleförsöket visar att VFA/P i hydrolysslammet ökade kraftigt under de första två veckorna, då VFA-halten ökade mycket medan tot-P inte ökade i samma grad (se Figur 46). Med undantag för toppvärden den 20 och 22 december var kvoten omkring 60 vid flera av mätningarna. Anledningen till toppvärdena den 20 och 22 december hänger sannolikt ihop med att primärslampumpen hade stått stilla. Det visar effekten av en längre uppehållstid i hydrolystanken, vilket verkar ha varit gynnsamt eftersom kvoten ökade. Den 22 december ökades uppehållstiden från 5,2 till 6 dygn. Då även primärslamuttaget ökades (med lägre TS som följd), ses inte den direkta effekten av den ökade uppehållstiden. Huruvida värdet den 17 januari är resultat av en felmätning, ett tillfälligt högt värde eller ett värde i en längre trend, går tyvärr inte att avgöra.

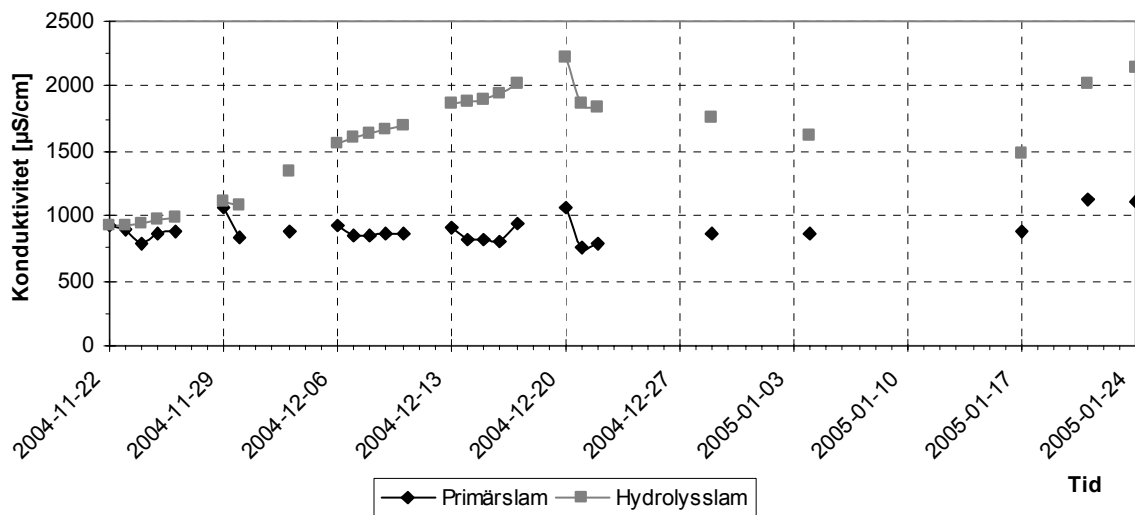
Kvoten i primärslammet var omkring 10-20 hela perioden med undantag för inledningen, vilket visar att hydrolysen hade en signifikant effekt på kvoten VFA/P. Toppvärdet den 20 december i primärslammet beror på en kraftig VFA-bildning i botten av försedimenteringstanken orsakat av att primärslampumpen hade varit avslagen.



Figur 46. Kvoten VFA/P i primärslammet och hydrolysslammet under fullskaleförsöket, där värden på P motsvaras av uppmätt tot-P i MGA-filtrat.

Konduktivitet

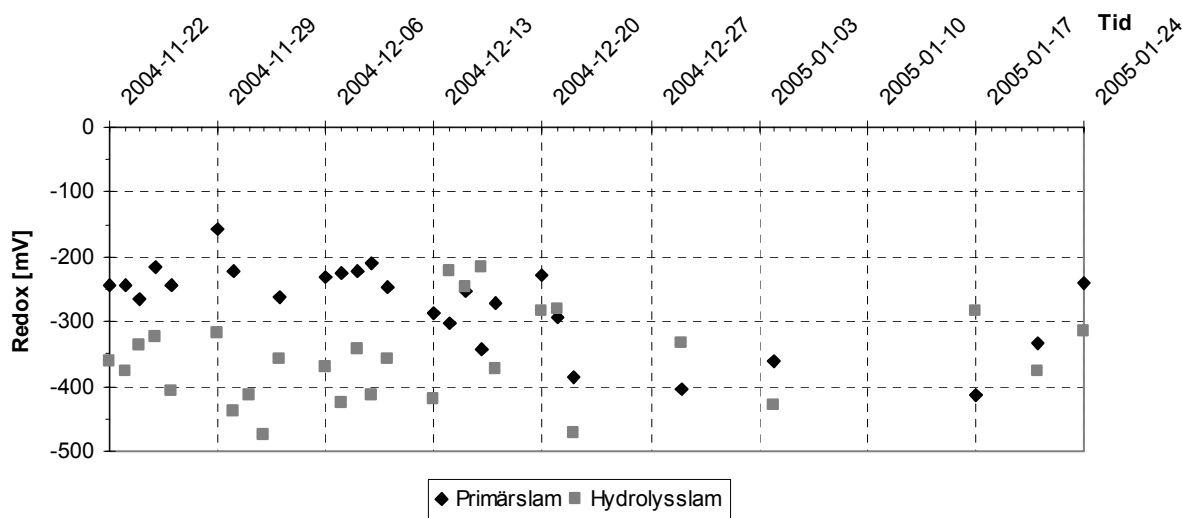
I enlighet med laboratorieförsöket, visade även konduktiviteten i fullskaleförsöket samma mönster som utvecklingen för VFA-koncentrationen (jmf. Figur 43 & Figur 47). Mätning av konduktivitet i detta system har med andra ord varit en bra indirekt kontroll av VFA-koncentrationen.



Figur 47. Konduktiviteten i primärslam och hydrolysslam under fullskaleförsöket.

Redox

Resultaten av redoxmätningarna (se Figur 48) uppvisade stora variationer under försöket, något som framför allt syntes i kontinuerliga data från Waste. De låga värdena i primär- och hydrolysslammet visar att syrenivåerna sannolikt var låga i båda slamtyperna.

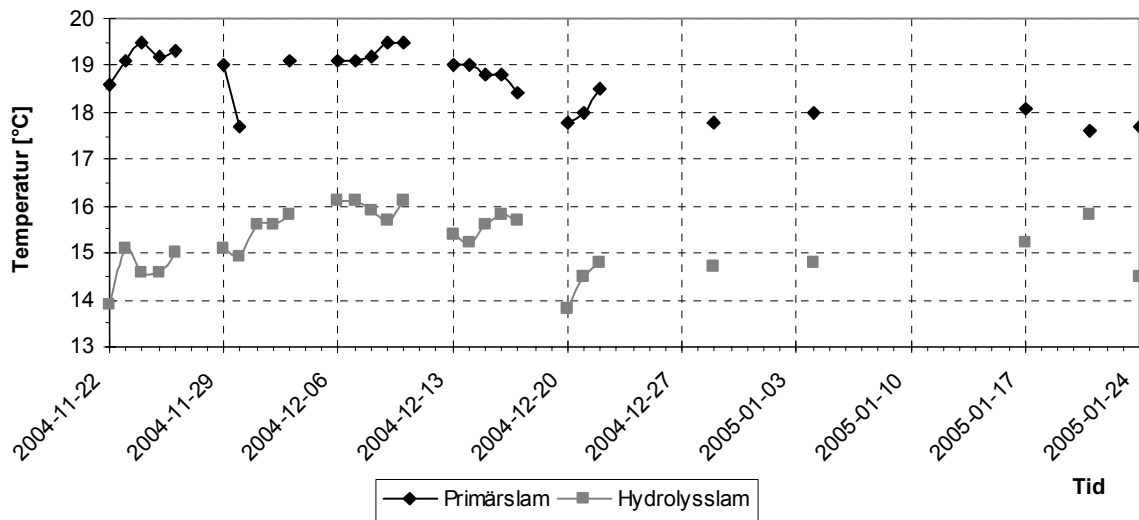


Figur 48. Redox i primärslam och hydrolysslam under fullskaleförsöket.

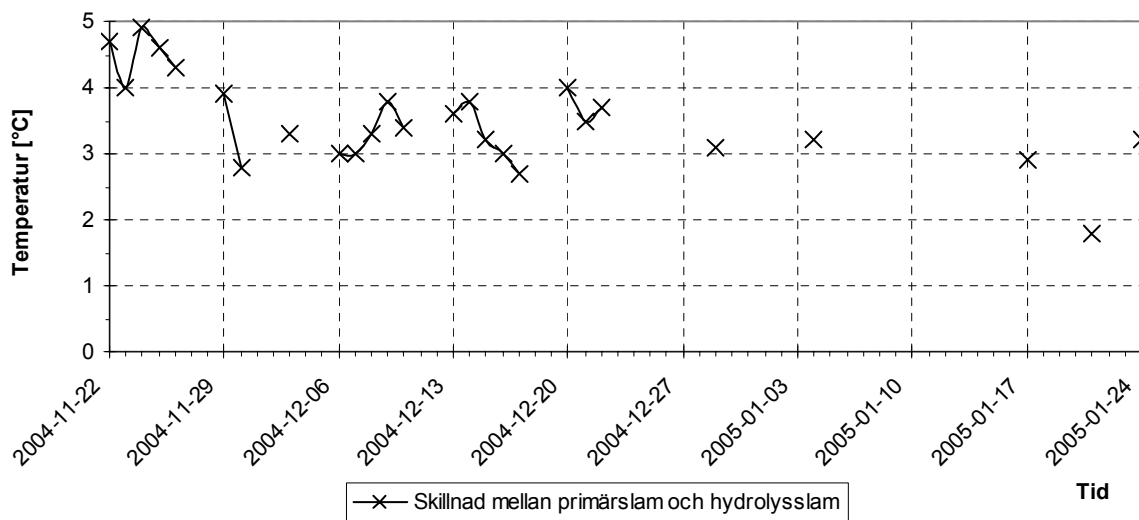
Temperaturen

Temperaturen visade sig under laborieförsöket vara en av de viktigare parametrarna för hydrolysen och var därför särskilt intressant att kontrollera i fullskaleförsöket. Temperaturen i det inkommande vattnet loggades kontinuerligt i Waste och varierade under försöksperioden mellan 18-23,5°C. Värden på temperaturen i försedimenteringen, vilka var lägre än de för det inkommande vattnet, loggades också i Waste. Att värdena var lägre var troligtvis en påverkan från temperaturen i processhallen. Primärslammet höll ungefär samma temperatur som vattenfasen i försedimenteringstanken. Variationerna i temperatur i primärslammet berodde därför dels på temperaturen i det inkommande, dels på omgivningstemperaturen i processhallen (se Figur 49). Hydrolysslammet förväntades vara ungefär som

primärslammets, men resultatet av mätningarna visar något helt annat. Temperaturskillnaden var under större delen av försöket omkring 3°C, alltså en markant differens mellan primär- och hydrolysslam (se Figur 50).



Figur 49. Temperatur i primärslam och hydrolysslam under fullskaleförsöket.



Figur 50. Skillnaden i temperatur mellan primärslammet och hydrolysslammet.

För att söka orsaken till temperaturskillnaderna gjordes under några dagar ett fåtal jämförande mätningar. Jämförelserna var alltför få för att kunna utgöra något underlag för en korrekt statistisk analys utan gjordes enbart för att få en indikation om orsaken till temperaturskillnaderna. Någon kalibrering av termometrar var inte aktuellt och därför utfördes ett par jämförande mätningar mellan termometrarna (se bilaga 6). Mätningarna visade att någon felvisande temperaturgivare inte verkade orsaka den stora temperaturskillnaden. En mätning gjordes även för att undersöka om lufttemperaturen i hydrolystanken var lägre än processhallens (se bilaga 6 & Tabell 9).

Tabell 9. Mätning av temperaturen i processhallen, i hydrolystankens luft och i hydrolysslammet.

Datum	Luftens temperatur utanför hydrolystanken.	Luftens temperatur i hydrolystanken	Hydrolysslammets temperatur avläst på pH-meter i tanken
	[°C]	[°C]	[°C]
2004-11-25	19,4	18,0	14,9
2004-11-26	19,0	17,7	15,0

Resultaten visade att temperaturen inne i hydrolystanken var lägre än processhallens temperatur och att temperaturen i hydrolysslammet var ännu lägre. Om de approximativa mätningarna skulle vara korrekta vore en tänkbar förklaring till resultaten att hydrolystankens ventilationsrör påverkar temperaturen. Draget från ventilationssystemet skulle kunna orsaka mer kylande avdunstning. Det förklarar dock inte varför temperaturen i hydrolysslammet är lägre än luftens temperatur inne i hydrolystanken. Avdunstningen skulle också kunna medföra en viss förlust av VFA.

Eftersom processhallen är temperaturreglerad är det inte troligt att temperaturen i denna skulle sjunka mer än ett par grader även under mycket kalla perioder. På samma sätt borde temperaturen i processhallen inte stiga mer än några grader under varma perioder under sommarmånaderna. Effekten av sådana årstidsvariationer i temperatur skulle troligtvis kunna noteras i hydrolyprocessen, men hur mycket, skulle bero på hur effektiv temperaturregleringen inne i processhallen är.

6.1.3 Resultat från VFA-analys med gaskromatograf (GC)

Vid GC-analysen detekterades koncentrationerna (mM) av sex olika fettsyror, däribland acetat. Resultatet (se Tabell 10) visar att acetat var den fettsyra som återfanns i högst koncentration följt av propionat. Koncentrationerna av övriga fettsyror var avsevärt lägre.

Tabell 10. Resultat från VFA-analys med GC, av MGA-filtrerade primärslamprover och hydrolysslamprover.

Provdatum	Typ	Fettsyra						
		Acetat [mM]	Propionat [mM]	Iso- butyrat [mM]	Butyrat [mM]	Isovaleriat [mM]	n- Valeriat [mM]	n- Kapat [mM]
2004-12-22	P ^{*)}	4,3	1,6	0,11	0,27	0,071	0,077	0,11
2004-12-22	H ^{*)}	22	12	0,73	4,8	0,81	1,9	0,32
2005-01-21	P ^{*)}	2,7	0,99	0,0049	0,11	0,012	0,067	0,012
2005-01-21	H ^{*)}	21	12	0,29	3,1	0,14	1,3	0,085
2005-01-24	P ^{*)}	5,7	2,9	0,13	0,34	0,011	0,064	0,013
2005-01-24	H ^{*)}	24	14	0,34	3,5	0,15	1,4	0,12
Molekylvikt [g/mol]		60	74	87	88	101	102	116

*) P=primärslam, H=hydrolysslam

I Dr Langes kyvetttest för organiska fettsyror bildas estrar av fettsyror. Ett esterkomplex detekteras som en fettsyra (acetat) och således tas ingen hänsyn till hur många kol en fettsyra består av. Om VFA i ett prov skulle bestå av enbart acetat skulle kyvetttestet vara jämförbart med en GC-analys av fettsyror. (Lindgren, muntlig kommunikation)

Kol-kolbindningar och kol-vätebindningar i fettsyror är energirika och därför är längden av fettsyror av betydelse. Om andra syror än acetat finns närvarande i ansenliga koncentrationer kommer således inte kyvettetstet att ge ett korrekt mått på energiinnehållet. Resultaten av GC-analysen bör ses som mer korrekt, då den sammanlagda koncentrationen VFA i varje prov kan beräknas utifrån uppmätt koncentration (mM) och molekylvikt av respektive fettsyra. I Tabell 11, där resultaten av de båda analysmetoderna jämförs, ses att kyvettetstet ger lägre värden än GC-analysen och alltså underskattar VFA-mängden. Ett medelvärde för den relativa skillnaden visar att kyvettetstet bör multipliceras med 1,6 för att motsvara den mer pålitliga GC-analysen.

Tabell 11. Jämförelse mellan sex provresultat från GC-analys av VFA och analys av VFA med Dr Lange kyvettetstet. Medelvärde som visar hur mycket högre koncentration GC-analysen gav.

Prov-datum	Typ	A	B	Kvot A/B
		Analysresultat - GC	Analysresultat - Dr Lange kyvettetstet	
		VFA [mg/L]	Acetat, inkl. fettsyror som automatiskt räknas som acetat då deras karboxylgrupper detekteras [mg/L]	
2004-12-22	P ^{*)}	435	258	1,7
2004-12-22	H ^{*)}	3043	1828	1,7
2005-01-21	P ^{*)}	254	181	1,4
2005-01-21	H ^{*)}	2614	1723	1,5
2005-01-24	P ^{*)}	604	397	1,5
2005-01-24	H ^{*)}	3027	1984	1,5
			Medelvärde	1,6

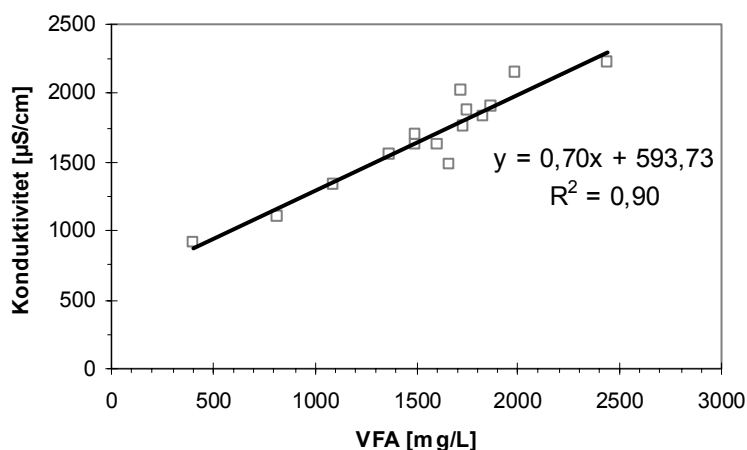
*) P=primärslam, H=hydrolysslam

6.1.4 Korrelation av hydrolystankens parametrar

Korrelering av parametrar i fullskaleförsöket utfördes som en uppföljning av korrelationerna från laborieförsöket. Målet var att se om onlinemätning av konduktivitet eller pH skulle kunna vara aktuella som indirekta bestämningar av VFA-koncentrationen i hydrolystanken.

VFA – Konduktivitet

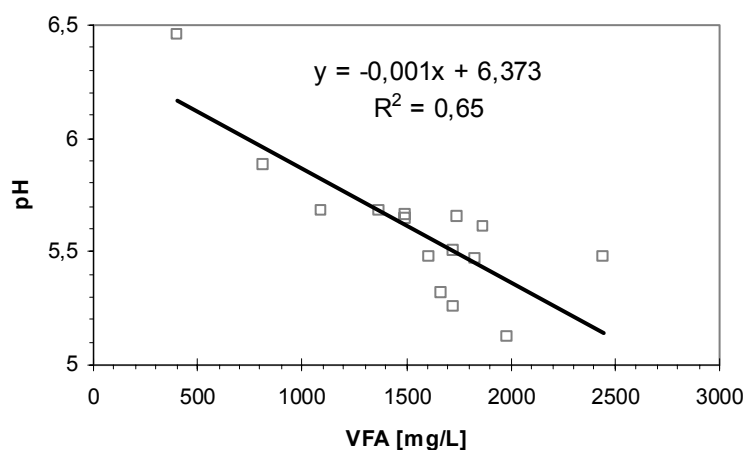
Då VFA och konduktivitet korrelerade bra i laborieförsöket var det intressant att göra en korrelation mellan parametrarna även i fullskaleförsöket. Resultatet (se Figur 51) visar på en god korrelation som gör att konduktiviteten kan användas som en indirekt bestämning av VFA-koncentrationen.



Figur 51. Korrelation mellan hydrolystankens VFA-koncentration och konduktivitet. p-värde för koefficienten <0,001.

VFA – pH

Även VFA och pH korrelerade bra i laborieförsöket, medan resultatet i fullskaleförsöket (se Figur 52) inte visar på samma goda korrelation. En tänkbar orsak till den sämre korrelationen i fullskaleförsöket är att buffringen av VFA var stor vid låga pH och att detta syntes mer i fullskaleförsöket än i laborieförsöket. Vid omkring pH 5,5 sker exempelvis en övergång från dissocierat acetat till odissocierad ättiksyra, vilket troligtvis gjorde att korrelationen är sämre vid pH under ca 5,5. En annan tänkbar orsak är den längre tidsperioden, under vilken fullskaleförsöket pågick, då detta ökar risken för drift i instrumentet.

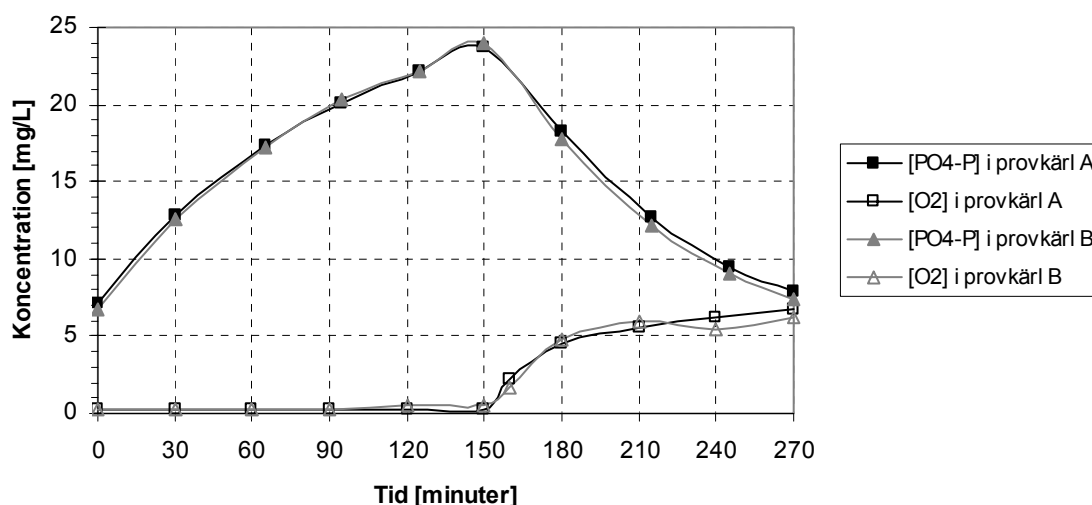


Figur 52. Korrelation mellan hydrolystankens VFA-koncentration och pH. p-värde för koefficienten <0,001.

6.2 BIO-P-FÖRSÖKET

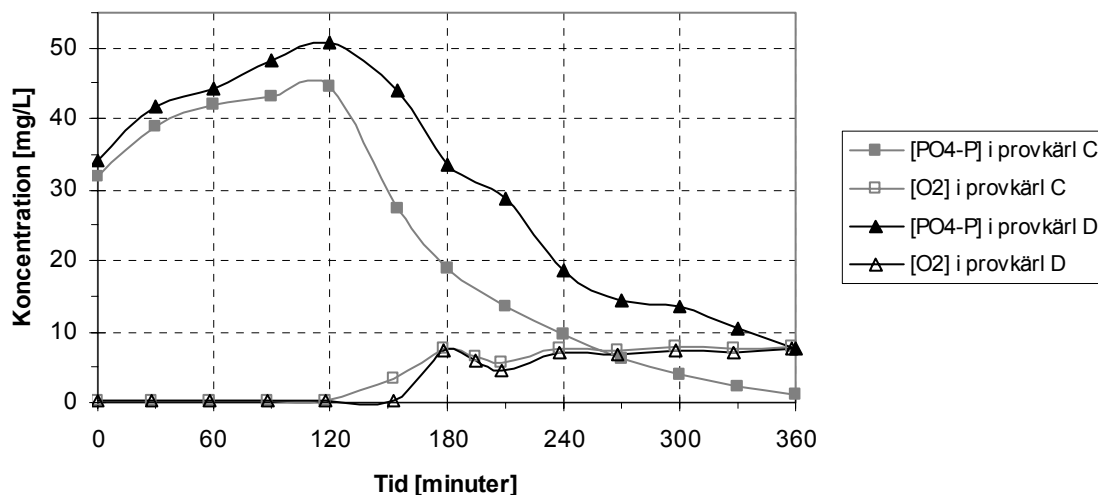
För Bio-P-försöket kunde inte försedimenterat vatten opåverkat av hydrolysen användas, eftersom hydrolystanken var inkopplad. Följaktligen fanns en bakgrund av energikälla levererad från hydrolysen i båda försöksleden. Försökets huvudsakliga mål, att undersöka om någon Bio-P-process förekom, påverkades dock inte i nämnvärd mån av detta förhållande.

Analysresultaten av de båda försöken med Bio-P presenteras i Figur 53 respektive Figur 54, där koncentrationerna av PO₄-P och löst O₂ plottats mot tiden.



Figur 53. Test av Bio-P-aktivitet 13 december 2004, med tillsats (provkär B) och utan tillsats (provkär A) av hydrolysslam. Anaerob fas under perioden 0-150 minuter därefter aerob fas.

Figur 53 visar tydligt att en Bio-P-process förekom under försöket, då halten PO₄-P ökade (frisättande av PO₄-P) under den anaeroba perioden och minskade (upptag av PO₄-P) under den aeroba perioden. Med hjälp av resultatet från VSS-analysen kunde frisättandet av PO₄-P hastighetsbestämmas. Resultatet för provkär A (referens) blev 5,4 mg PO₄-P/g VSS h vid temperaturen 20,0°C och för B (med hydrolysslam) 5,4 mg PO₄-P/g VSS h vid temperaturen 20,3°C. Resultaten för provkär A och provkär B blev således lika vid temperaturer som var marginellt olika. Att inget PO₄-P togs upp mellan tiden 120 och 150 minuter kan beror på att luftningsflödet var alldeles för lågt för att skapa några aeroba förhållanden, vilket bekräftas av de låga syrekoncentrationerna. Med anledning av de låga syrenivåerna ökades luftningsflödet vid tiden 160 minuter.



Figur 54. Test av Bio-P-aktivitet 17 december 2004, med tillsats av hydrolysslam i provkärn C och med tillsats av natriumacetat provkärn D. Anaerob fas under perioden 0-120 minuter och därefter aerob fas.

Resultaten av försök 2 presenteras i Figur 54. Även i detta försök ses Bio-P-aktiviteten i form av PO_4 -frigörelse under den anaeroba perioden och PO_4 -upptag under den aeroba.

Jämfört med Figur 53 är PO_4 -P-halterna initialt betydligt högre i Figur 54 och berodde sannolikt på att returslampumpningen från botten av eftersedimenteringen inte hade fungerat under dygnen innan försöket gjordes. Med anaeroba förhållanden i botten av eftersedimenteringen och tillräckligt med organiskt material kunde fosforfrisättningen ske redan där. Således var PO_4 -P i returslammet ovanligt högt vid tiden för försök 2. Sammansättningen av det försedimenterade vattnet kan också ha inverkat. På grund av avstängt primärslamuttag och därmed förlängd uppehållstid i försedimenteringen, hade pH sjunkit, från 6,5 till 5,8, i primärslammet vid tiden för försök 2. Denna sänkning av pH berodde förmodligen på ökad VFA-halt, som uppkommit då anaerob nedbrytning skett i botten av försedimenteringstanken. Med ökad VFA-halt i försedimenteringen hade antagligen en del fosfor redan frisatts även i försedimenteringen.

Även i försök 2 ändrades luftningsflödet vid några tillfällen då syrenivån i provkärnen inte var tillfredsställande. Skillnad i luftningsflöde vid tiden 150 minuter kan mycket väl vara orsaken till att skillnaden i fosfatupptaget mellan de båda provkärnen mellan tiderna 120 och 150 minuter.

Frisättningen av PO_4 -P hastighetsbestämde även i försök 2. I provkärn C var hastigheten 2,2 mg PO_4 -P/g VSS h vid temperaturen 20,1°C och i provkärn D 3,0 mg PO_4 -P/g VSS h vid temperaturen 20,3°C. Om de fosforackumulerande bakterierna, av utrymmesskäl, endast skulle kunna lagra en begränsad mängd poly-P, skulle detta kunna vara orsaken till att inte mer PO_4 -P frigjordes i försöket med acetatdosering. I den anaeroba zonen skulle då en begränsad energimängd, i form av poly-P, finnas tillgänglig för energiutlagring till PHA. Detta skulle i sin tur begränsa frisättandet av PO_4 -P, då all tillsatt acetat inte skulle kunna utnyttjas. De initialt höga mängderna PO_4 -P i försök C och D gör att hastigheterna vid dessa försök inte är direkt jämförbara med hastigheterna i försök A och B.

Slutsatsen av Försök 1 och Försök 2 är sålunda att en Bio-P-process var aktiv i anläggningen samt att luftningsgraden är av stor betydelse för upptaget av fosfor. Huruvida hydrolysslammet har någon effekt på fosforupptaget kan inte avgöras utifrån detta försök, då slammets flödesandel av det totala flödet i Linje 1, vid den aktuella tidpunkten, var alldeles för låg.

6.3 FÖRHÅLLANDET MELLAN VFA OCH P

För att undersöka Bio-P-processens VFA-behov beräknades hur många mg VFA som hade gått åt i Bio-P-processen för varje mg reducerad fosfor (VFA/P). Värdet jämfördes sedan med litteraturens 10-20 mg VFA/mg P. Därefter gick det att räkna ut hur mycket VFA som skulle behöva genereras eller tillsättas innan Bio-P-processen för att reducera all inkommande fosfor. Beräkning gjordes även av hur stor del av det, till Bio-P-processen inkommande VFA-flödet, som hydrolysen stod för. Slutligen behandlades kort den påverkan på VFA/P, som skulle ske om VFA-resultaten korrigerades utifrån resultaten av GC-analysen.

6.3.1 VFA/P

Beräkning av hur mycket VFA som hade gått per P beräknades enligt:

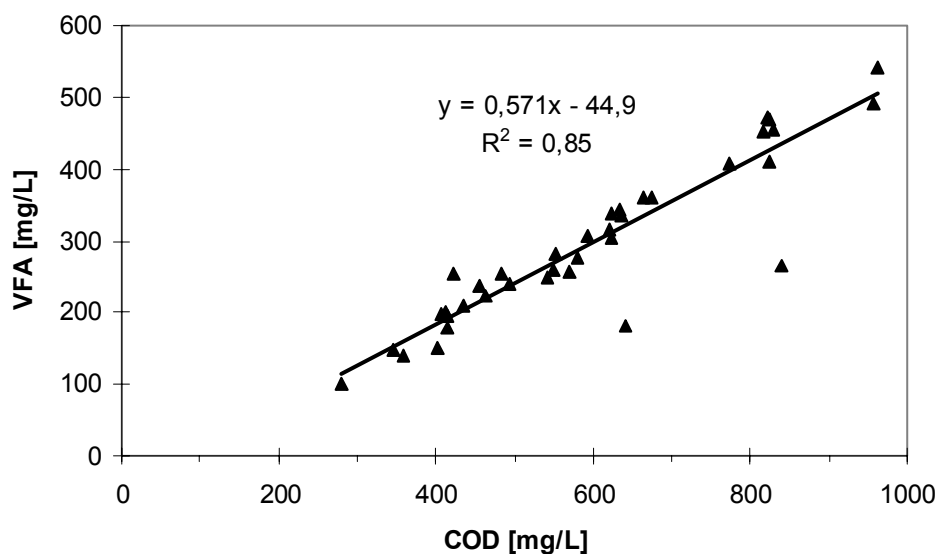
$$\frac{VFA}{P} = \frac{[VFA]_{Fsed} - [VFA]_{Esed}}{[P]_{Fsed} - [P]_{Esed}}$$

Fsed = försedimenterat vatten

Esed = eftersedimenterat vatten

P i dessa sammanhang anges i litteraturen oftast som totalfosfor (tot-P) och därför har laborieredata på tot-P används i beräkningarna. På grund av att hydrolysslam recirkulerades till försedimenteringen är hydrolysens bidrag av VFA och P inkluderat i det försedimenterade vattnets koncentrationer av VFA och P. En liknande approximation gjordes i Bio-P-försöket (se avsnitt 6.2).

VFA-koncentrationen i eftersedimenteringen approximerades till noll, då den antogs var låg. Värderna på koncentrationen VFA i försedimenterat vatten fanns ej att tillgå, däremot uppmätta värden på löst COD. Genom att använda data från laborieförsök och fullskaleförsök, där både VFA och löst COD hade analyserats, kunde ett approximativt förhållande mellan dessa parametrar bestämmas genom korrelation (se Figur 55). Då koncentrationen löst COD i det försedimenterade vattnet förväntades vara relativt låg användes vid korrelationen endast värden, där löst COD var 1000 mg/L eller lägre. Korrelationens ekvation gav ett samband mellan VFA och löst COD och således kunde VFA-koncentrationen i försedimenteringen uppskattas. En approximation fick dock göras, då ett par av värdena av löst COD i försedimenteringen var något lägre än de som använts vid korrelationen.



Figur 55. Korrelation mellan löst COD och VFA (bestämt med Dr Lange kyvtest). Värdena härstammar från hydrolysförsök i laboratorieskala och hydrolysförsök i fullskala, men endast värden där löst COD var <1000 mg/L har tagits med. p-värde för koefficienten <0,001.

För beräkningarna enligt formeln för VFA/P användes dygnsmedelvärden som uppmätts av Stockholm Vattens laboratorium mellan varje tisdag till onsdag. Under vecka 0452-0502 gjordes inga dygnsanalyser av Stockholm Vattens laboratorium och följaktligen saknades data från de veckorna. VFA/P beräknades med tillgängliga data från vecka 0451 och 0503-0504. Resultatet av beräkningarna (se Tabell 12) visar att den mängd VFA som gick åt per reducerad mängd fosfor (VFA/P) var i stort sett överensstämmande med litteraturdata, som angett kvoten till mellan 10 och 20 mg VFA/mg P.

Tabell 12. Åtgången VFA per reducerad P (VFA/P) i Bio-P-processen i fullskaleförsöket.

År, Vecka	löst COD _{Fsed} [mg/L]	VFA _{Fsed} [mg/L] VFA=0,571·löst COD- 44,9	P _{Fsed}	VFA _{Esed}	P _{Esed}	VFA/P
0451	250	98	11	0	2,7	11,8
0503	270	109	11	0	0,76	10,7
0504	290	121	11	0	0,46 ^{*)}	11,5

*) Uppskattat utifrån halten PO₄-P samma dag, då den ungefärliga andelen PO₄-P av tot-P vecka 0503 var känd.

6.3.2 Bio-P-processens VFA-behov

Bio-P-processens behov av VFA beräknas genom att multiplicera kvoten VFA/P med koncentrationen tot-P i det inkommande vattnet (se Tabell 13). Behovet kan sedan jämföras med den koncentration VFA som fanns i det försedimenterade vattnet. Då den inkommande tot-P-halten var konstant under de tre veckorna berodde VFA-behov helt och hållet på den kvoten VFA/P som tidigare beräknats. Ju större VFA-behovet var i förhållande till VFA_{Fsed} desto mer fosfor fanns kvar i det eftersedimenterade vattnet.

Tabell 13. Bio-P-processens beräknade VFA-behov utifrån VFA/P och inkommande tot-P.

År, Vecka	VFA/P [-]	P _{INK} [mg/L]	VFA-behov [mg/L]	VFA _{Fsed} [mg/L]	P _{Esed} [mg/L]
0451	11,8	11	130	98	2,7
0503	10,7	11	118	109	0,76
0504	11,5	11	127	121	0,46 ^{*)}

*) Uppskattat utifrån halten PO₄-P samma dag, då den ungefärliga andelen PO₄-P av tot-P vecka 0503 var känd.

På liknande sätt kan även en jämförelse göras mellan VFA/P i försedimenteringen och den kvot som visade sig krävas (se Tabell 14). Eftersom nästan all P reducerades under veckorna 0503 och 0504 var andelen VFA i förhållande till P i försedimenteringen nästan tillräcklig för total avskiljning. Däremot skiljde mer mellan kvoterna vecka 0451, då halten P i eftersedimenteringen var något högre. För mer exakt beräkning av både den VFA som gått åt per P och kvoten VFA/P i inkommande vatten och försedimenteringen krävs fler mätningar av framför allt VFA.

Tabell 14. Jämförelse av den VFA gått åt per P samt förhållandet mellan VFA och P i försedimenteringen.

År, Vecka	Förhållandet VFA/P i försedimenteringen	VFA/P (VFA som krävdes per reducerad P)
0451	8,9	11,8
0503	9,9	10,7
0504	11,0	11,5

6.3.3 Hydrolysens VFA-bidrag

Även om VFA-koncentrationen i hydrolysen var hög så blev det procentuella bidraget VFA till Bio-P-processen lågt. Detta berodde på att flödet genom hydrolystanken var så mycket lägre än flödet av försedimenterat vatten ut från försedimenteringstanken (se Tabell 15). Flödet av försedimenterat vatten var inte exakt lika stort, som det inkommande flödet, då primärslampumpningen varannan gång skickade primärslam till förtjockaren och varannan gång till hydrolystanken (se Figur 40). Metoden för beräkning av hydrolysens VFA-bidrag får ses som väldigt grov, dels då flera av värdena är approximativa, dels då VFA_{Fsed} egentligen innehåller hydrolysens bidrag av VFA. Resultatet av beräkningen ger dock en fingervisning om den begränsade betydelse som hydrolysen hade under försöksperioden

Tabell 15. Med hjälp av inkommande flöde, flöde genom hydrolystanken och flöde till förtjockaren kan hydrolysens procentuella VFA-bidrag beräknas.

År, Vecka	VFA _{Fsed} [mg/L]	Q _{INK} ^{*)} [L/h]	Q _F [L/h]	Q _{Fsed} = Q _{INK} - Q _F [L/h]	VFA _H [mg/L]	Q _H [L/h]	Hydrolysens VFA-bidrag
0451	98	1198	2,63	1195,37	1811 ^{**)}	2,63	4 %
0503	109	1198	4,38	1193,62	1677 ^{**)}	4,38	6 %
0504	121	1198	4,38	1193,62	1984 ^{**)}	4,38	6 %

*) Medelflöde under veckorna 0451, 0503 och 0504 baserat på 6 minuters medelvärden från Waste.

***) Uppskattade värden utifrån uppmätta VFA-halter närliggande dagar.

Hydrolysens ungefärliga procentuella bidrag av VFA beräknades enligt:

$$\text{Hydrolysens VFA-bidrag} = \frac{[VFA]_H \cdot Q_H}{[VFA]_{Fsed} \cdot Q_{Fsed}}$$

INK = Inkommande till Linje 1

H = Hydrolys

F = Förtjockare

Fsed = Försedimenterat vatten

En uppskattning kan även göras av hur mycket P som reducerades under Bio-P-processen med hjälp av hydrolysens VFA-bidrag. 6 % av $VFA_{Fsed}=109$ mg/L ger exempelvis 6,5 mg/L, vilket är hydrolysens ungefärliga bidrag vecka 0503 omräknat i koncentration. Eftersom kvoten VFA/P var 10,7 vecka 0503 bidrog hydrolysens VFA-andel då med en reduktion av 0,6 mg P. Det låga flödet genom hydrolystanken gjorde således att hydrolysens bidrag till Bio-P-processen blev mycket litet.

6.3.4 Korrigering av resultat baserat på VFA-bestämningen med GC

Beräkningar av VFA/P har hittills baserats på VFA-resultaten från Dr Langes kyvetttest. Eftersom resultaten från GC-analysen anses mer tillförlitliga än kyvetttestet för VFA vore en korrigering av Figur 55 lämplig. Skulle löst COD- och VFA-resultat från GC-analys kunna korreleras, skulle VFA-värdena i en figur motsvarande Figur 55, sannolikt vara högre. Med högre VFA-värden skulle kvoten VFA/P bli högre och då också stämma ännu bättre överens med litteraturens värde på 10-20 mg VFA/mg P.

6.4 FELKÄLLOR

Hur noggrant analyser och datainsamling än sker finns alltid en mängd mer eller mindre betydelsefulla felkällor. Nedan följer ett urval av de viktigaste felkällor i arbetet. Vissa felkällor är specifika för de olika försöken medan andra påverkat alla försök i olika stor utsträckning.

Vid hydrolysförsöket i laboratorieskala användes dels en ympdel, dels slam som precis tagits ur från försedimenteringen. Andelarna skulle representera hydrolystankens innehåll, d v s hydrolystankens befintliga slam innehåll och en primärslamtillsats. Ett visst fel ligger i hur väl slamandelarna verkligen representerade hydrolystankens innehåll. En annan felkälla är effekten av att anaeroba förhållanden i provkärnen inte var total. Provkärnans var inte helt förslutna med lock, vilket medförde att miljön inte var fullständigt anaerob. Detta faktum kan dock försvaras med att miljön i provkärnen bör ha motsvarat den i hydrolystanken, då innehållet i hydrolystanken inte heller var helt skilt från den omgivande luften.

Vid hydrolysförsöket i fullskala påverkades sannolikt processen av avbrutet inkommande flöde och pumpstopp, i en okänd grad.

Vid både hydrolysförsöket i laboratorieskala och vid Bio-P-försöket är en felkälla slam- och processvattenuttagen från Linje 1 och tillredningarna av slamblandningarna. Slamuttaget bör nämligen ses som stickprov ur fullskaleprocessen.

All stickprovtagning för med sig osäkerhet vad det gäller provets representativitet för det aktuella provtagningstillfället. Denna osäkerhet ökar dessutom vanligtvis, då provtagningen utförs manuellt, vilket skedde vid hydrolysförsöket i laboratorieskala såväl som vid fullskaleförsöket i detta arbete.

Mätningar med olika instrument förde med sig en viss osäkerhet trots att de flesta mätinstrumenten kalibrerades av ordinarie personal med jämna mellanrum. Hanteringen av de olika proven samt mätningarna bör naturligtvis vara så lika som möjligt då resultaten ska jämföras, men häri kan också fel ligga.

Flera parametrar mättes med hjälp av kyvette, där olika reagens blandades med prov för slutlig avläsning i spektrofotometer. Osäkerheten i dessa test ligger bl a i dosering av prov- och reagensvolymmer samt tiden mellan olika reagenstillsatser och avläsning. Även om tillverkaren hävdar att testerna är mycket tillförlitliga får resultaten av testerna ses som relativt grova. Vid dosering användes automatpipetter, som under senare delen av projektet visade upp till 10 % fel. Då kyvetteerna innehöll olika många reagenser med varierade anvisade doseringsvolymmer, är det svårt att avgöra vilken effekt på resultaten som pipetternas felvisning orsakade. Några exakta värden kan därför inte presenteras, men däremot en god antydning om hur variationerna varit av de olika ämneskoncentrationerna.

GC-analysen visade att VFA inte enbart bestod av acetat. Detta medför ytterligare en felkälla i kyvette-testet för VFA-analys. Resonemanget i avsnitt 6.1.3 visar att kyvette-testet i dessa försök kan ha underskattat VFA-koncentrationen omkring 1,6 gånger.

7 SAMMANFATTANDE DISKUSSION OCH SLUTSATSER

Laboratorieförsök, som utfördes tidigt i detta examensarbete användes för att undersöka vilka förhållanden som var bäst för att genom hydrolys generera VFA. Resultaten av laboratorieförsöket visade att temperaturen och TS-halten borde hållas höga för att generera höga halter VFA. Betydelsen av hög temperatur verkar dock minska med ökad TS-halt. Förklaringen till detta skulle kunna vara att mer hämmande fermentationsprodukter bildas vid högre temperatur och TS, alternativt att systemet långsamt närmar sig maxkapaciteten vad gäller organiskt material, och att en temperaturökning därför ger en mindre effekt.

Laboratorieresultaten antyder också att, även om den totala VFA-produktionen ökar då TS-halten ökar, så minskar samtidigt produktionshastigheten av VFA per gram TS. Det senare kan inte fastställas med säkerhet, men en möjlig förklaring, om indikationerna stämmer, skulle kunna vara att en högre TS-halt innebär att mer material kan omsättas till inhiberande produkter. Laboratorieförsöket visade att en uppehållstid på fyra-fem dygn vore lämplig vid processtemperaturer på minst 23°C, då detta genererade höga värden på kvoten VFA/P. Vid lägre temperaturer borde uppehållstiden kunna ökas med något eller några dygn.

Hydrolystanken i fullskala anslöts till Linje 1 och inställningar gjordes enligt vad resultaten från laboratorieförsöket hade indikerat. Resultaten av mätningar på hydrolysslam visade att hydrolys förekom med ökad VFA-produktion vid ökad TS-halt. Under försökets gång sjönk pH till omkring 5,5 vilket minimerade risken för metanproduktion. Av de parametrar som mättes visade sig konduktiviteten vid dessa försök vara en god indikator på VFA-koncentrationen i hydrolystanken. Korrelationen mellan VFA och pH var sämre, framför allt vid lägre pH, något som skulle kunna bero på en buffring av VFA.

En markant temperaturskillnad (ca 3°C) uppmättes mellan primärslammet och hydrolysslammet. Orsaken till skillnaden har i detta examensarbete inte hunnit utredas närmare, men möjligen kan skillnaden delvis förklaras av ventilationsröret längst upp i hydrolystanken. En lägre temperatur uppmättes nämligen i hydrolystankens luft än i luften utanför hydrolystanken. Temperaturen i hydrolystanken var under försöket 15-16°C och skulle temperaturen istället kunna vara omkring 19°C, som i processhallen skulle sannolikt VFA-koncentrationen i hydrolysslammet öka. Upphållstiden skulle då också kunna minskas.

I mitten av december 2004 gjordes fosforfrisättningsförsök för att undersöka om biologisk fosforreduktion förekom i Linje 1 i fullskaleanläggningen. Försedimenterat vatten och returklam från fullskaleanläggningen blandades till i laboratorieskala och fosforhalter mättes under en anaerob period följt av en aerob period. Försöket visade att mycket fosfor frisattes under den anaeroba tidsperioden och togs upp under en aeroba, vilket är själva principen för biologisk fosforreduktion.

Linje 1 i fullskaleanläggningen drogs med stora problem under större delen av hösten 2004, problem som successivt löstes. Fosforreduktionen var till en början låg, ökade mot årets slut och var i slutet av januari 2005 mycket god. Dessa förbättringar berodde dock inte på förändringar i hydrolyssteget utan var troligtvis en följd av ändrad luftning, minskad nitrifikation m.m. I detta examensarbete har det visat sig att hydrolysens bidrag till den biologiska fosforreduktionen var ringa trots att förhållandet VFA/P i hydrolysslammet var drygt 60 vid flera tillfällen. Orsaken till detta var att flödet genom hydrolystanken var för lågt

i förhållande till det inkommande flödet till Linje 1. Då målet var att hålla en TS-halt i hydrolystanken på 2-3 %, kunde inte primärslamuttaget, och därmed hydrolysflödet, ökas mer än det gjorde i det genomförda fullskaleförsöket. Problemet ligger i vattnets karaktäristik, då det innehåller en låg andel suspenderat material, som ger en dålig sedimentation av organiskt material i försedimenteringen.

För att kunna bestämma Bio-P-processens VFA-behov beräknades kvoten VFA/P, d v s hur många mg VFA som hade gått åt för varje mg reducerad P. På grund av bristande dataunderlag kunde kvoten endast beräknas, utifrån dygnsprover, från tre veckor. Kvoterna beräknades till 11,8, 10,7 och 11,5 mg VFA/mg P. Resultaten rymmer dock osäkerheter, då approximationer gjordes för vissa grunddata. Storleksmässigt stämmer dock kvoterna med litteraturdata, där VFA/P angetts till 10-20 mg/mg. Under de tre veckor, från vilka laboratedata fanns tillgängligt, var tot-P-halterna i det eftersedimenterade vattnet låga, vilket gjorde att VFA-behovet inte var mycket högre än den VFA-koncentration som fanns tillgängligt i det försedimenterade vattnet. Ett par veckor fungerade fosforreduktionen sämre och tot-P i det eftersedimenterade vattnet var högre än de låga nivåer från de tre veckor som redovisats. Samtidigt åtgick energi till oönskad denitrifikation och Bio-P-processens VFA-behov steg därför vid den sämre fosforreduktionen.

GC-analys i jämförelse med Dr Langes kyvettestet för VFA visade att det senare underskattar VFA-koncentrationen sett till energiinnehållet, då proverna innehöll ansevära mängder av andra fettsyror än acetat. Anledningen till detta är att kyvettestet baserar sitt resultat på fettsyroras karboxylsyragrupper och således inte tar någon hänsyn till längden av fettsyroras kolkedjor. Då energin i fettsyror återfinns i kol-kolbindningar och kol-vätebindningar är fettsyroras längd betydelsefull. Underskattningen av VFA-koncentrationen var 1,6 gånger, vilket dock är ett mycket approximativt värde då endast sex prov analyserades med båda analysteknikerna. Om analysdata från GC hade funnits, vid beräkning av VFA/P, hade sannolikt VFA/P blivit högre. Det är sammanfattningsvis värt att ifrågasätta om kyvettestet (eller titrering) är lämpligt som analysmetod för VFA i detta fall, då en betydande del av VFA inte var acetat. Mer lämpligt som analysmetod vore sannolikt GC, eftersom analystekniken ger en mer rättvisande bild av VFA-innehållet.

Som situationen ser ut i dagsläget, i början av februari 2005, fungerar Bio-P-processen mycket bra och de utgående tot-P-nivåerna börjar närma sig det strängt uppsatta målet 0,15 mg tot-P/L. För att utnyttja hydrolysens potential för intern generering av energikälla finns dock en del fortsatta uppgifter att angripa.

Förslag till fortsatta studier

Den största utmaningen för fortsatta studier ligger i att öka flödet genom hydrolystanken så att hydrolysens flödesandel av det inkommande flödet blir avsevärt större. Svårigheten i detta ligger i det inkommande vattnets karaktäristik. Att tillsätta någon flockulent till försedimenteringstanken skulle kanske vara en lösning, men det skulle då innebära en återgång till en kemikaliebehandling, vilket ursprungligen var det som ville undvikas genom hydrolysbehandlingen.

För att ytterligare öka effektiviteten i hydrolysen skulle temperaturen i hydrolystanken behöva ökas åtminstone till processhallens temperatur. Det vore därför motiverat med en undersökning av orsaken till att primärslammet håller en lägre temperatur än omgivningen.

Då en del av det organiska material som egentligen skulle ha kommit rötchammaren till godo, istället pumpas in till hydrolysen, borde rötgasproduktionen minska. Fortsatta studier skulle därför kunna innehålla en undersökning av hur mycket gasproduktionen minskar och om det därför är motiverat att hydrolysen får tillgång till en ansenlig mängd organiskt material.

Omrörningsfrekvensen eller omrörningshastigheten varierades inte under fullskaleförsökets gång, något som skulle kunna göras för att se hur VFA-produktionen påverkas.

Då laboratoriedata från fler veckor saknades på grund av helgdagar skulle fortsatta studier och mätningar kunna ge en mer noggrann bestämning av exempelvis Bio-P-processens VFA-behov.

8 REFERENSER

Böcker

Grady LCP Jr, Daigger GT & Lim HC (1999) *Biological wastewater treatment*, 2nd ed. New York: Marcel Dekker, Inc. 1076 s.

Henze M, Harremoës P, la Cour Jansen J & Arvin E (1997) *Wastewater treatment*, 2nd ed. Berlin Heidelberg New York: Springer Verlag. 383 s.

Mes TZD de, Stams AJM, Reith JH & Zeeman G (2003) Methane production by anaerobic digestion of wastewater and solid wastes. 58-102 in: Reith JH, Wijffels RH & Barten H (eds) *Bio-methane & Bio-hydrogen*. Smiet offset, Haag. 164 s.

Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater Engineering – Treatment, disposal and reuse*, 4th ed. New York: McGraw-Hill. 1819 s.

Artiklar och rapporter

Abu-gharah, ZH & Randall CW (1991) The effect of organic compounds on biological phosphorus removal. *Water Science and technology*. **23**, 585-594

Andreasen K, Petersen G, Thomsen H & Strube R (1997) Reduction of nutrient emission by sludge hydrolysis. *Water Science and technology*. **35**(10), 79-85.

Banerjee A, Elefsiniotis P & Tuhtar D (1998) Effect of HRT and temperature on the acidogenesis of municipal primary sludge and industrial wastewater. *Water science and technology*. **38**(8-9), 417-423

Brinch PP, Rindel K & Kalb K (1994) Upgrading to nutrient removal by means of internal carbon from sludge hydrolysis. *Water Science and technology*. **29**(12), 31-40.

Bundgaard E, Brinch PP, Pedersen JA & Rindel K (1993) Process combinations for nutrient removal. 9th European sewage and refuse symposium, IFAT 93, Munich.

Christensson M, Lie E, Jönsson K, Johansson P & Welander T (1998) Increasing substrate for polyphosphate-accumulating bacteria in municipal wastewater through hydrolysis and fermentation of sludge in primary clarifiers. *Water Environment Research*. **70**(2), 138-145.

Ferreiro N & Soto M (2003) Anaerobic hydrolysis of primary sludge: Influence of sludge concentration and temperature. *Water Science and technology*. **47**(12), 239-246.

Jönsson K. (1996) *Biologisk fosfor- och kväveavskiljning vid Öresundsverket*. Lunds Universitet. Rapport TVVA 3003. 53 s.

Jönsson K, Johansson P, Christensson M, Lee N, Lie E & Welander T (1996) Operational factors affecting enhanced biological phosphorus removal at the waste water treatment plant in Helsingborg, Sweden. *Water Science and technology*. **34**(1-2), 67-74.

- Lie E. (1996) Limiting factors in biological nutrient removal from wastewater. Doktorsavhandling, Lunds Universitet. 147 s.
- Magnusson J. (2003) Sammansättning på hushållspillvatten från Hammarby Sjöstad: Hushållens bidrag av miljöfarliga ämnen till avloppsvattnet. Examensarbete, Institutionen för samhällsbyggnad, Luleå Universitet, LTU-EX--03/292--SE
- Maharaj I & Elefsiniotis P (2001) Role of HRT and low temperature on the acid-phase anaerobic digestion of municipal and industrial wastewaters. *Bioresource technology*. **76**(3), 191-197.
- Mulkerrins D, Dobson ADW & Colleran E (2004) Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters. *Environmental International*. **30**, 249-259.
- Stevens GM, Bernard JL & Rabinowitz B (1999) Optimizing biological nutrient removal in anoxic zones. *Water Science and technology*. **39**(6), 113-118.

Internet

- Miljöprogram för Hammarby Sjöstad* (2000) [www]
<<http://www.hammarbysjostad.se/miljo/pdf/miljoprogr.pdf>> Besökt 15 november 2004
- Miljöredovisning för Hammarby Sjöstad* (2003) [www]
<<http://www.hammarbysjostad.se/miljo/pdf/miljoredovisning.pdf>> Besökt 15 november 2004
- Eutrofiering av sjöar och hav* (2004) [www]
<<http://www.vattenportalen.se>> Besökt 15 november 2004

Muntlig kommunikation

- Björleinius Berndt, Stockholm Vatten AB
- Ek Mats, IVL Svenska Miljöinstitutet AB
- Lindgren Sara, Hach Lange AB

9 BILAGOR

9.1 BILAGA 1 – ORDLISTA

Aerob

Med syre. I en aerob miljö finns närvaro av luft och därmed tillgång till syre. En aerob process förutsätter att syre finns tillgängligt. Motsatsen till aerob är anaerob.

Anaerob

Utan syre. I en anaerob miljö saknas luft och därmed syre. En anaerob process kan bara ske vid avsaknad av syre. Rötning av avloppsslam då organiskt material bryts ner till metangas och koldioxid är exempel på en anaerob process. Denitrifikation, då nitratjoner med hjälp av bakterier omvandlas till kvävgas, är en annan. Motsatsen till anaerob är aerob.

Anoxisk

Mycket syrefattig eller helt syrefri miljö.

Bio-P/EBPR

Biologisk fosforreduktion. Sker genom att vid avloppsvattenrening använda sig av omväxlande anaeroba och aeroba zoner för att PAO ska ta upp fosfor. Fosfor avskiljs genom avlägsnande av cellmassan.

BOD

Biochemical oxygen demand. Biokemisk syreförbrukning (BOD), är den syremängd som krävs för att biologiskt bryta ner en viss mängd organiskt material. BOD inom vattenrening är ett mått på vattnets innehåll av biologiskt nedbrytbara organiska ämnen. Mikroorganismernas syreförbrukning mäts under en viss tid, t ex sju dygn (BOD₇).

COD

Chemical oxygen demand. Kemisk syreförbrukning (COD), anger den del av vattnet som kan oxideras på kemisk väg genom tillsats av ett bestämt oxidationsmedel. Används som ett mått på mängden organiskt material i vatten. Kan analyseras betydligt snabbare än BOD.

Dagvatten

Regn- och smältvatten som inte infiltrerar grundvattnet eller tas upp av vegetation utan rinner av hårda ytor, såsom byggnader och gator. Av denna anledning innehåller dagvattnet mycket föroreningar såsom olja och ämnen från bilavgaser. Dagvatten samlas vanligtvis upp i dagvattenbrunnar för att sedan ledas till reningsverk.

Dränvatten/Dräneringsvatten

Vatten som avleds när mark dräneras (avvattnas) för att bli torrare. Även vatten från fastigheters dräneringssystem betecknas som dränvatten.

Eutrofiering

För stor tillförsel av näringsämnen (främst kväve och fosfor) till sjöar och vattendrag. Jämställs ofta med övergödning.

Flyktiga fettsyror (VFA=volatile fatty acids)

Genereras exempelvis i samband med anaerob nedbrytning av organiskt material.

Exempel på flyktiga fettsyror är ättiksyra (acetat), propionsyra och valeriansyra.

Fosfat

För att växter ska kunna utnyttja näringsämnena måste dessa föreligga i rätt kemisk form och för fosfor gäller det att föreligga som fosfatjoner (PO_4^{3-}).

Fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$)

Fosfor ingående i fosfater.

Fosfor

Ett av de viktigaste växtnäringsämnena.

Heterotrofa bakterier

Bakterier med förmågan att syntetisera cellmaterial med organiskt kol som energikälla.

Konduktivitet

Ledningsförmåga, som beror på närvaro av joner. Praktisk tillämpning är kontroll av salthalt i vattenlösningar.

PAB/PAO (Phosphor Accumulating Bacteria/Organisms)

Organismer som kan ta upp mer fosfor än de behöver för sin egen tillväxt, ett s k ”lyxupptag”. Finns normalt i avloppsvatten och utnyttjas vid Bio-P.

pH

Mått på halten vätejoner i en lösning. pH över 7 betecknas som en basisk eller alkalisk lösning, pH 7 är en neutral lösning och pH under 7 betecknas som en sur lösning.

PHA

Polyhydroxyalkanoat. PAO lagrar upptaget organiskt material som energilagringseenheten PHA.

PHB

Polyhydroxybutyrat, är en typ av PHA.

Primärslam

Det slam som bildas i botten av en försedimenteringstank i början av en reningsprocess.

Redoxpotential/Redox

Jämviktpotential hos en elektrod nedsänkt i en lösning. Redoxpotentialen är en mått på lösningens oxiderande förmåga, d v s hur mycket syre som finns i lösningen.

SS

Suspenderad substans, d v s fasta partiklar (organiskt och oorganiskt) i avloppsvattnet som kan sedimentera. Bestäms genom filtrering och därefter torkning av filtermassan och filtret i värmeskåp (105°C). Massan av det torra filtret minus det torra filtrets vikt är SS.

Totalfosfor (tot-P)

Anger den totala fosformängden i vatten. Totalfosfor inbegriper fosfat och organiskt bundet fosfor. Organiskt bundet fosfor är inte tillgängligt för växter att uppta.

TS

Torrsubstans, anges ofta som procent av den totala vikten. Är summan av fasta och lösta partiklar i vattnet eller slammet.

TSS

Total suspenderat material. Massan SS dividerat med provvolymen som användes vid filtreringen ger koncentrationen TSS

VFA

Se flyktiga fettsyror

VS

Volatile solids. Den organiska delen av TS.

VSS

Volatile suspended solids. Den organiska andelen av SS.

9.2 BILAGA 2 – METOD- OCH INSTRUMENTBESKRIVNINGAR

Metod- och instrumentbeskrivning av analyser vid laborieförsöket

TS

För bestämning av TS vägdes 20-30 g prov in i en aluminiumform. Våg med fyra decimalers noggrannhet användes. Formen med prov fick sedan stå 20 h i värmeskåp 105°C innan rumstemperering i excikator och slutligen utvägning.

$$TS = 100 \cdot \frac{\text{form inkl. slam (efter värmeskåp)} - \text{form}}{\text{form inkl. slam (före värmeskåp)} - \text{form}} [\%]$$

Tabell 16. Instrumenten som användes vid analys av pH, konduktivitet, temperatur och redox.

Parameter	Typ av instrument	Fabrikat och modell
pH	Extern pH-mätare	YOKOGAWA EXA PH202
Konduktivitet	Extern konduktivitetsmätare	Dr Lange, ANALON Cond 10
Temperatur	Termometer i fast extern konduktivitetsmätare	Dr Lange, ANALON Cond 10
Redox	Extern redoxmätare	YOKOGAWA EXA PH202

Metod- och instrumentbeskrivning av analyser vid fullskaleförsöket

TS

Till och med den 16 december 2004 analyserades TS enligt metoden i laborieförsöket. Från och med den 17 december fanns ej tillgång till värmeskåp och därför analyserades TS därefter i en apparat (Mettler PC440), konstruerat för just TS-analys. En form placerades på en våg i apparatens ugn (ca 105°C), varefter tarering gjordes. Apparaten visade då TS-halten 0 % på en display. Prov hölls i formen och apparaten ställdes in på 100 %. Ugnen stängdes och apparaten lämnades för att stabilisering skulle ske kring ett procentuellt värde, vilket var lika med provets TS-halt.

Tabell 17. Instrumenten som användes vid analys av pH, konduktivitet, temperatur och redox på primärslam.

Parameter	Typ av instrument	Fabrikat och modell
pH	Portabel pH-mätare	WTW pH330i, pH-electrode SenTix 41
Konduktivitet	Extern konduktivitetsmätare	Dr Lange, ANALON Cond 10
Temperatur	Termometer i fast extern konduktivitetsmätare	Dr Lange, ANALON Cond 10
Redox	Extern redoxmätare	YOKOGAWA EXA PH202

Tabell 18. Instrumenten som användes vid analys av pH, konduktivitet, temperatur och redox på hydrolysslam.

Parameter	Typ av instrument	Fabrikat och modell
pH	Online-mätgivare i hydrolystanken	YOKOGAWA EXA PH202
Konduktivitet	Extern konduktivitetmätare	Dr Lange, ANALON Cond 10
Temperatur	Termometer i pH-mätgivaren i hydrolystanken	YOKOGAWA EXA PH202
Redox	Online-mätgivare i hydrolystanken	YOKOGAWA EXA PH202

Till Waste loggas temperaturen från den fasta temperaturgivaren (Enico Controls, Pt100 Sensor Type EKB2) i hydrolystanken.

9.3 BILAGA 3 – DR LANGE KYVETTESTER - METODBESKRIVNING

Gemensam utrustning vid alla kyvetteter oavsett typ

Spektrofotometer, Dr Lange Xion 500

Värmeblock

Provrörsställ

Automatpipetter (Finnpipette)

1-5 ml

100-1000 µl

20-200 µl

COD

LCK 514 (intervall 100-2000 mg/L), LCK 314 (intervall 15-150 mg/L), LCK 014 (intervall 1000-10 000 mg/L)

Princip

I analysen reagerar oxiderbara ämnen med svavelhaltig kaliumdikromatlösning och med silversulfat som katalysator. Klorid maskeras med kvicksilversulfat. I spektrofotometern mäts grönfärgningen på Cr^{3+} .

Utförande

Skaka kyvetten med reagenslösning och tillsätt **2,0 ml prov (2,0 ml LCK 314, 0,5 ml LCK 014)**

Tillslut kyvetten och vänd den

Placera kyvetten i **148°C** värmeblock och låt stå i detta **120 minuter**

Tag upp den heta kyvetten och vänd den försiktigt två gånger

Låt svalna i rumstemperatur i provrörsställ

Rengör kyvetten på utsidan och mät i spektrofotometer. Resultatet för COD presenteras i enheten mg/L

VFA

LCK 365 (intervall 50-2500 mg/L)

Princip

I analysen reagerar organiska syror i sur miljö med dioler och bildar fettsyraestrar. Efter reduktion med järn-III-salt bildas ett rödfärgat komplex, som mäts fotometriskt. Villkor för att få ett så rättvisande resultat som möjligt är att ett antal joner inte förekommer i högre koncentration än nivåer som presenteras i Tabell 19. Provet bör dessutom vara partikelfritt för att kunna analyseras korrekt. Slutligen bör provets pH vara 3-9 och temperaturen på prov och reagens vid provtillfället 15-25°C.

Utförande

Tillsätt **0,4 ml reagenslösning A** till kyvetten

Tillsätt **0,4 ml prov** till kyvetten

Tillslut kyvetten och skaka

Låt kyvetten stå i **100°C** värmeblock i **10 minuter**

Låt kyvetten svalna i rumstemperatur

Tillsätt **0,4 ml reagenslösning B** till kyvetten

Tillslut kyvetten och skaka

Tillsätt **0,4 ml reagenslösning C** till kyvetten

Tillslut kyvetten och skaka

Tillsätt **2,0 ml reagenslösning D** till kyvetten

Tillslut kyvetten och skaka

Låt kyvetten stå 3 minuter, mät därefter i spektrofotometer. Resultat för VFA presenteras i enheten mg/L

Tabell 19. De högsta tillåtna koncentrationerna för respektive jonslag i prov utan att dessa ska kunna påverka på resultatet vid VFA-bestämningen.

2000 mg/L	Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻
1000 mg/L	Na ⁺ , K ⁺ , Ca ⁺ , Mg ²⁺
250 mg/L	NH ₄ ⁺
50 mg/L	Al ³⁺ , Cd ³⁺ , Co ²⁺ , Cr ³⁺ , CO ₃ ²⁻ , Cu ²⁺ , I ⁻ , Mn ²⁺ , Mo ²⁺ , NO ₂ ⁻ , Pb ²⁺ , S ²⁻ , Sn ²⁺ , SiO ₂ , SO ₃ ²⁻ , *)
25 mg/L	Zn ²⁺
10 mg/L	Ni ²⁺
5 mg/L	Fe ²⁺ , Fe ³⁺ , Cr ⁶⁺

*) acetaldehyd, formaldehyd, aceton

Kommentarer

De metallanalyser som utförs på avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad (Magnusson, 2003) visar att gränsvärdena (se Tabell 19) i dagsläget uppfylls med god marginal. Övriga ämnen återfinns normalt inte i de höga koncentrationer som anges i tabellen, därför kan prover som analyseras förväntas ge ett korrekt resultat utan störning.

Totalfosfor (tot-P) & Fosfatfosfor (PO₄-P)

LCK 350 (intervall 2-20 mg/L), LCK 348 (intervall 0,5-5,0 mg/L), LCK 349 (intervall 0,05-1,50 mg/L)

Princip

I analysen får fosfatjoner, i sur lösning, reagera med molybdat- och antimonjoner till ett antimonylfosformolybdatkomplex som genom askorbinsyra reduceras till fosformolybdenblått. Det senare mäts med spektrofotometer. För att få en representativ mätning krävs att ett antal joner inte förekommer i högre halter än vad som anges i Tabell 20. Provets pH ska vara 2-10 och temperaturen på prov och reagens 15-25°C vid analys.

Utförande (Vid analys av fosfatfosfor utförs endast punkter markerade med asterisk(*))

Ta skyddsfolien av skruvkorken (DosiCap Zip) som sitter på kyvetten

Skruva av korken (DosiCap Zip)*

Tillsätt **0,4 ml prov (0,5 ml LCK 348, 2,0 ml LCK 349)***

Skruva på korken (DosiCap Zip) med skruvkorkens räffling uppåt

Skaka kyvetten kraftigt

Låt kyvetten stå **60 minuter** i värmeblock, **100°C**

Tag kyvetten ur värmeblock och låt svalna till rumstemperatur

Tillsätt **0,5 ml reagens B (0,2 ml LCK 348 och LCK349)***

Skruva på en grå skruvkork (DosiCap C)*

Skaka kyvetten upp och ner flera gånger*

Låt kyvetten stå 10 minuter, skaka därefter åter*

Rengör kyvetten på utsidan och mät spektrofotometriskt. Resultatet för tot-P anges i enheten mg/L P_{tot} och presenteras på displayen som mg/L $PO_4\text{-P}$. Resultat för $PO_4\text{-P}$ anges i enheten mg/L $PO_4\text{-P}$ *

Tabell 20. De högsta tillåtna koncentrationerna för respektive jonslag i prov utan att dessa ska kunna påverka på resultatet vid P-bestämningen.

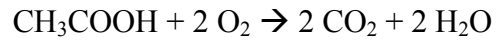
5000 mg/L	SO_4^{2-}
2000 mg/L	Cl^-
1000 mg/L	K^+, Na^+, Ca^+
500 mg/L	Mg^{2+}, NO_3^-
50 mg/L	$Co^{2+}, Fe^{2+}, Fe^{3+}, Zn^{2+}, Cu^{2+}, Ni^{2+}, I^-, NO_2^-, Cd^{2+}, Sn^{4+}, NH_4^+, Mn^{2+}, Al^{3+}, Hg^{2+}, Pb^{2+}, SiO_2$
25 mg/L	Ag^{2+}
10 mg/L	Cr^{3+}
5 mg/L	Cr^{6+}

Kommentar:

Provtagningskärnen diskades i hetvatten och med fosfatfritt diskmedel för att undvika kontaminering av fosfater från diskmedlet. De metallanalyser som utförs på avloppsvattnet från Hammarby Sjästad (Magnusson, 2003) visar att gränsvärdena (se Tabell 20) i dagsläget uppfylls med god marginal. Övriga ämnen återfinns normalt inte i de höga koncentrationer som anges i tabellen, därför kan prover som analyseras förväntas ge ett korrekt resultat utan störning.

9.4 BILAGA 4 – SAMBAND MELLAN VFA OCH COD

Beräkning av hur många mol O₂ som går åt för att oxidera en mol acetat



Således 1 mol HAc ekvivalent med 2 mol O₂ (COD)

$$1 \text{ mol HAc } m = M \cdot n = (14 \cdot 2 + 16 \cdot 2 + 1,0079 \cdot 4) \cdot 1 = 64 \text{ g}$$

$$2 \text{ mol O}_2 \text{ } m = M \cdot 2n = (16 \cdot 2 \cdot 2) \cdot 1 = 64 \text{ g}$$

1 g löst COD motsvaras således av 1 g HAc

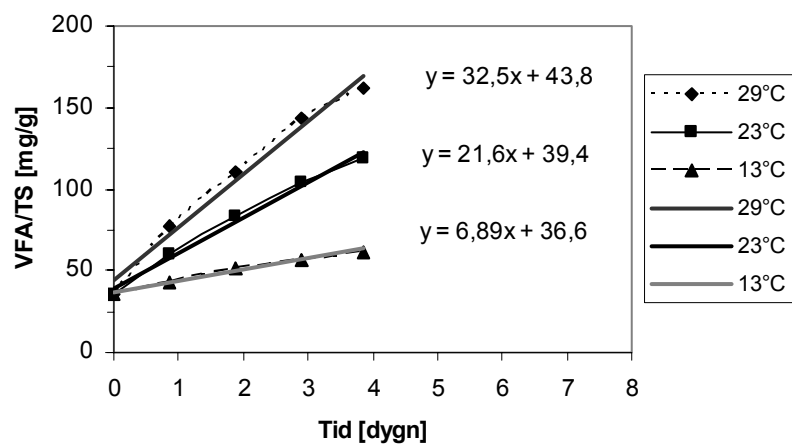
Söker korrelationen mellan löst COD och VFA d v s

$$\text{VFA} = k \cdot \text{COD}$$

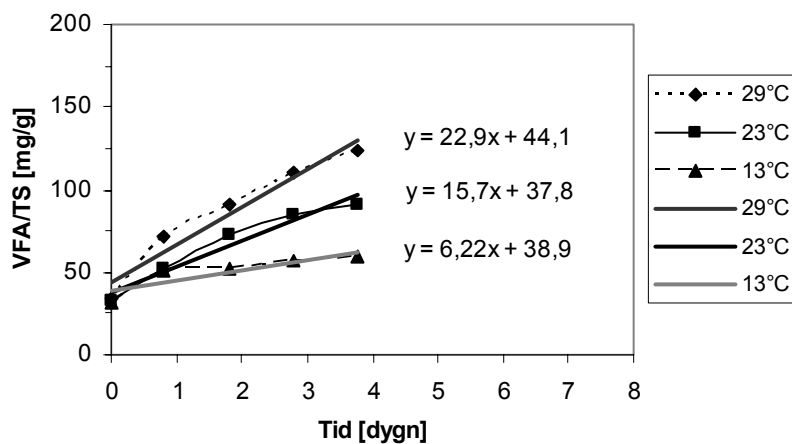
Ovanstående beräkning ger HAc=1·COD vilket i vårt fall ungefär är

$$\text{VFA} = 1 \cdot \text{COD}$$

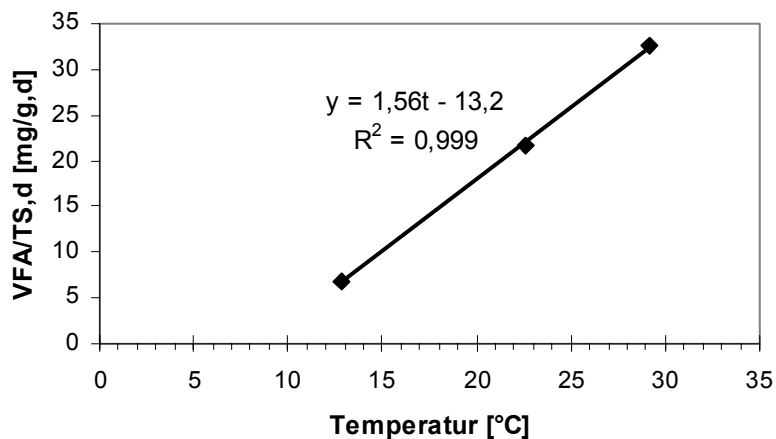
9.5 BILAGA 5 – TEMPERATURÖKNINGARS PÅVERKAN VID LABORATORIEFÖRSÖKET



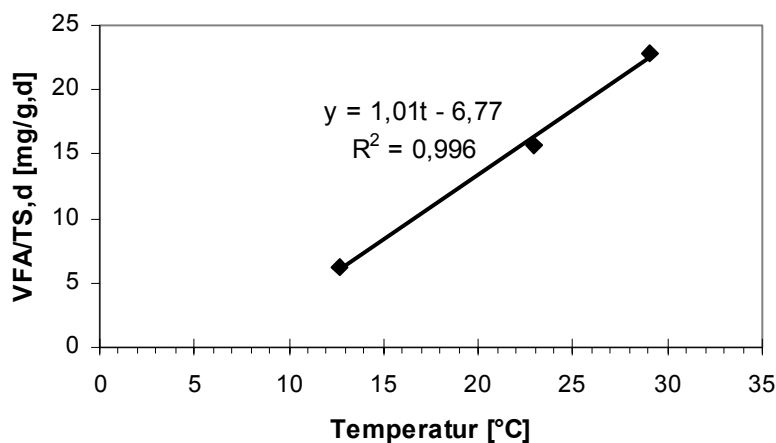
Figur 56. VFA/TS plottat mot tiden, för provkärlen med 1,0 % TS i laboratorieförsöket. Grafen visar förloppet för de tre olika provkärlen, med deras respektive temperaturmedelvärde för de fyra första dygnen. Infogade trendlinjer visar att förloppen är approximativt linjära.



Figur 57. VFA/TS plottat mot tiden, för provkärlen med 1,4 % TS i laboratorieförsöket. Grafen visar förloppet för de tre olika provkärlen, med deras respektive temperaturmedelvärde för de fyra första dygnen. Infogade trendlinjer visar att förloppen är approximativt linjära.



Figur 58. Hastighetskonstanterna (VFA per TS och dygn) i Fig 56 plottade mot respektive temperaturmedelvärde. Trendlinje utritad för punkterna.



Figur 59. Hastighetskonstanterna (VFA per TS och dygn) i Fig 57 plottade mot respektive temperaturmedelvärde. Trendlinje utritad för punkterna.

1,0 % TS

$$y=kt+m$$

$$k=1,5577 \text{ VFA/TS,d,}^\circ\text{C (hastighet)}$$

$$m=-13,215 \text{ VFA/TS,d}$$

Tabell 21. Resultatet av en temperaturökning på 10°C (från t_1 till t_2) vid 1,0 % TS.

Temperaturökning från t_1 till t_2	$y(t_1)$	$y(t_2)$	Hastighetsökning $y(t_2)/y(t_1)$
$t_1=13^\circ\text{C}$, $t_2=23^\circ\text{C}$	7,04	22,6	3,21 ggr
$t_1=19^\circ\text{C}$, $t_2=29^\circ\text{C}$	16,4	32,0	1,95 ggr

Tabell 22. Resultatet av en temperaturökning på 1°C (från t_1 till t_2) vid 1,0 % TS.

Temperaturökning från t_1 till t_2	$y(t_1)$	$y(t_2)$	Hastighetsförändring $(y(t_2)-y(t_1))/y(t_1)$ [% VFA/TS,d, °C]
$t_1=13^\circ\text{C}$, $t_2=14^\circ\text{C}$	7,04	8,59	22,1
$t_1=21^\circ\text{C}$, $t_2=22^\circ\text{C}$	19,5	21,1	7,99
$t_1=28^\circ\text{C}$, $t_2=29^\circ\text{C}$	30,4	32,0	5,12

1,4 % TS

$$y=kt+m$$

$$k=1,0056 \text{ VFA/TS,d,}^\circ\text{C (hastighet)}$$

$$m=-6,7767 \text{ VFA/TS,d}$$

Tabell 23. Resultatet av en temperaturökning på 10°C (från t_1 till t_2) vid 1,4 % TS.

Temperaturökning från t_1 till t_2	$y(t_1)$	$y(t_2)$	Hastighetsökning $y(t_2)/y(t_1)$
$t_1=13^\circ\text{C}$, $t_2=23^\circ\text{C}$	6,30	16,4	2,60 ggr
$t_1=19^\circ\text{C}$, $t_2=29^\circ\text{C}$	12,3	22,4	1,82 ggr

Tabell 24. Resultatet av en temperaturökning på 1°C (från t_1 till t_2) vid 1,4 % TS.

Temperaturökning från t_1 till t_2	$y(t_1)$	$y(t_2)$	Hastighetsförändring $(y(t_2)-y(t_1))/y(t_1)$ [% VFA/TS,d, °C]
$t_1=13^\circ\text{C}$, $t_2=14^\circ\text{C}$	6,30	7,30	16,0
$t_1=21^\circ\text{C}$, $t_2=22^\circ\text{C}$	14,3	15,3	7,01
$t_1=28^\circ\text{C}$, $t_2=29^\circ\text{C}$	21,4	22,4	4,70

9.6 BILAGA 6 – TERMOMETERKONTROLL OCH TEMPERATURMÄTNINGAR

Kontroll av termometern i hydrolystankens pH-meter samt den externa konduktivitetensmätarens termometer

För att undersöka om termometern i hydrolystankens pH-meter visade ungefär lika som Pt100-termometern jämfördes de värdena under några dagar. En liten skillnad verkade finnas mellan instrumenten men ingen den huvudsakliga slutsatsen av mätningarna var att ingen av instrumenten verkade visa fel. Således kunde instrumentfel som orsak till de låga värdena för hydrolysslammet i figur temperatur uteslutas.

Tabell 25. Jämförande avläsningar av temperaturen i hydrolysslammet.

Datum	Hydrolysslammets temperatur avläst på pH-meter i tanken [°C]	Hydrolysslammets temperatur enligt temperaturgivare i tanken [°C]
2004-11-23	15,1	14,6
2004-11-24	14,6	14,2
2004-11-25	14,6	14,3
2004-11-26	15,0	14,6

För att undersöka om temperaturmätningen i primärslammet i figur temp var felaktig jämfördes konduktivitetensmätarens termometer med termometern i hydrolystankens pH-meterstav. Detta skedde genom mätning i 5-10 L rumstempererat vatten. En vanlig ute-/innetermometer som var tänkt att användas i påföljande försök kontrollerades samtidigt. Först gjordes mätning med ute-/innetermometern tillsammans med hydrolystankens pH-meterstav och därefter tillsammans med konduktivitetensmätarens inbyggda termometer. Mätresultaten var mycket jämna.

Tabell 26. Jämförelser av olika termometrar genom mätning i 5-10 L kranvatten.

Termometertyp	Jämförelse 1	Jämförelse 2
Termometern i hydrolystankens pH-meter	19,4°C	
Konduktivitetensmätarens termometer		19,2°C
Ute/Inne-termometer	19,3°C	19,1°C

Temperaturmätning av luften i hydrolystanken

En enkel termometer med mätelemt i ändarna av två sladdar, placerades ovanpå hydrolystanken. Den ena sladdens ända placerades utanför hydrolystanken för att mäta temperaturen och den andra sladdens ända placerades 0,2-0,3 m ner i hydrolystanken som vid tillfället endast var fylld till hälften. Därefter stängdes serviceluckan. Temperaturerna avlästes efter någon timme samt nästa morgon. Även temperaturen i hydrolysslammet noterades.

9.7 BILAGA 7 – BERÄKNINGAR VID FÖRSÖK MED FOSFORFRISÄTTNING

Försök med fosforfrisättning

Hydrolysens flödesandel

Det inkommande flödet till Linje 1 vid tiden försöket var ca 1,2 m³/h och avloppsvatten inkom ca 22 h per dygn. Omkring 2 timmar per natt står inflödet stilla på grund av lågt flöde till pumpstationen.

Totalt inkom till biosteget $1,2 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 22 \text{ h/dygn} = 26,4 \text{ m}^3/\text{dygn}$

Hydrolysens uppehållstid vid tiden för försöket var 5,18 dygn
Nivån i hydrolystanken motsvarade volymen 326,3 L

Totalt inflöde till hydrolystanken $326,3 \text{ L}/5,18 \text{ dygn} = 0,06299 \text{ m}^3/\text{dygn}$

Andelen hydrolyserat slam som andel av inflödet blir:
 $100 \cdot 0,06299 \text{ [m}^3/\text{dygn}] / 26,4 \text{ [m}^3/\text{dygn}] = 0,239\%$

Andel hydrolysslam av en liter försedimenterat vatten blir 0,239 % av 1 L d v s 2,4 ml.

Beräkning av NaAc-dosering (inkl. beredning av stamlösning NaAc)

För dosering av acetat fanns NaAc att tillgå. Således beräknades hur mycket NaAc som skulle doseras för att erhålla önskad koncentration acetat. Målet var att dosera NaAc på ett sätt som skulle ge en koncentration 200 mg Ac/L i försökskärlet. Försökskärlet innehöll 2 L blandning av slam och vatten och borde således innehålla 400 mg Ac.

En stamlösning innehållandes 10 g Ac/L blandades till
400 mg Ac/ 40ml.

10 g Acetat motsvaras av 23,04 g NaAc · 3 H₂O enligt följande beräkning:

$M_{\text{Na}} : 22,98 \text{ [g/mol]}$

$M_{\text{Ac}} (\text{CH}_3\text{COO}^-): 59,021 \text{ [g/mol]}$

$M_{\text{NaAc} \cdot 3 \text{ H}_2\text{O}} (\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_5): 136,013 \text{ [g/mol]}$

$10 \text{ g Ac} \Rightarrow n=m/M= 10 \text{ [g]} / 59,021 \text{ [g/mol]} = 0,1694 \text{ [mol]}$

0,1694 mol acetat motsvaras av 0,1694 mol NaAc

$m=n \cdot M=0,1694 \text{ [mol]} \cdot 136,013 \text{ [g/mol]}=23,04 \text{ [g]} \text{ NaAc} \cdot 3 \text{ H}_2\text{O}$

Stamlösningen beredd genom att väga in 23,0 g NaAc · 3 H₂O som sedan fick lösas upp i 1 L vatten. 40 ml av stamlösningen tillsattes försökskärlet D i försök 2. För att totalvolymen i kärlet C och inte skulle skilja tillsattes 40 ml vatten till kärlet C.

Metodbeskrivning för bestämning av VSS

Det filtrerade proverna från försökskärlet sugfiltrerades genom 1,6 µm, MGA, filterpapper (Munktell Filter AB). Filtren med material torkades i 20 h i värmeskåp, 105°C och vägdes

därefter. Filtren placerades därefter i ugn 550°C under 1 h. Efter utvägning kunde VSS bestämmas.

$$\text{VSS} = 100 \cdot \frac{\text{form + filter inkl. glödrest (efter 550°C ugn) - form och filter}}{\text{form + filter inkl. suspenderat material (efter 105°C värmeskåp) - form och filter}} [\%]$$

9.8 BILAGA 8 – DRIFTSTÖRNINGAR UNDER FULLSKALEFÖRSÖKET

Problem som uppkom under fullskaleförsöket och hur de undveks eller skulle kunna ha undvikits

Styrsystemhaveri

Typ av problem och dess orsak

Tidigt under hösten havererade styrsystemet flertalet gånger. Orsaken var dels mjukvaruproblem och dels hårdvaruproblem. Problemen ledde bl a till att det inkommande flödet till Linje 1 automatiskt stoppades flera gånger. Detta medförde svårigheter med reglering av TS i försedimentering och hydrolys då inget kontinuerligt flöde inkom.

Hur problemet åtgärdades

Mjukvarufelen åtgärdades flera gånger och hårdvara byttes.

Hur problemet eventuellt kan undvikas i framtiden

Problemen har till största delen avhjälpats genom servicen.

Ventilfel

Typ av problem och dess orsak

Problem med reglerad ventil mellan försedimentering och hydrolys uppkom vid ett tillfälle. Ventilens öppning och stängning fungerade inte. Doseringen till hydrolystanken blev felaktig.

Hur problemet åtgärdades

Tryckluftsförsörjningen till ventilen defekt och felet åtgärdades av servicepersonal från Henriksdals reningsverk.

Hur problemet eventuellt kan undvikas i framtiden

”Normalt” driftproblem som då och då uppkommer i anläggningar av denna typen.

Frånslagen pump

Typ av problem och dess orsak

De gånger då inkommande flödet var avstängt stängdes även primärslampumpen av. Efter ett sådant tillfälle slogs inte primärslampumpen på igen, vilket ledde till förlängd uppehållstid och sjunkande pH i både försedimenteringen och hydrolystanken.

Hur problemet åtgärdades

Primärslampumpen slogs åter på.

Hur problemet eventuellt kan undvikas i framtiden

Mer noggrann kontroll av primärslampumpen då det inkommande flödet slås på igen.

Igensatt rör

Typ av problem och dess orsak

Bräddning (översvämning) i försedimenteringstanken och i den anaeroba tanken p g a stopp i röret ut från den anaeroba tanken.

Hur problemet åtgärdades

En ”vipp”-pump placerades i den övre delen av den anaeroba tanken och en slang leddes från pumpen till den aeroba tanken. Pumpen slog på om stopp i röret orsakade en nivåhöjning, i

den anaeroba tanken, över en bestämd nivå. Några gånger per vecka öppnades även en ventil så att processvatten kunde rinna bakvägen från den aeroba tanken och eliminera en eventuell begynnande proppbildning efter den anaeroba tanken.

Hur problemet eventuellt kan undvikas i framtiden

Problemet löstes tillfälligt med de vidtagna åtgärderna, men grundorsaken till problemet ligger sannolikt i ett underdimensionerat rör där proppen bildas.

Tryckvaktslarm

Typ av problem och dess orsak

Vid ett flertal gånger stannade primärslampumpen p g a att tryckvakten efter pumpen löste ut. Detta orsakade förlängd uppehållstid i försedimentering och hydrolystanken samt begynnande fermentation i botten av försedimenteringen. Orsaken till problemet var sannolikt det låga flödet av primärslam som gynnade proppbildning i röret.

Hur problemet åtgärdades

Tryckvakten återställdes och ledningen efter primärslampumpen spolades ren med vatten.

Hur problemet eventuellt kan undvikas i framtiden

Problemet skulle lösas med ett högre primärslamflöde, om detta vore möjligt ur processynpunkt.

- Nr 20** **Utvärdering av anaerob behandling av hushållspillvatten och tekniker för efterbehandling, examensarbete av Catharina Gannholm**
- Nr 21** **Avloppsvattenrening i anaerob membranbioreaktor med VSEP-enhet, examensarbete av Andreas Carlsson**
- Nr 22** **Avloppsvattenbehandling med anaerob membranbioreaktor – En jämförande systemanalys avseende exergi, miljöpåverkan samt återföring av närsalter, examensarbete av Cecilia Hessel**
- Nr 23** **Utvärdering av förfällning vid Sjöstadsverkets anaeroba UASB-linje, examensarbete av Mila Harding**
- Nr 24** **Utvärdering av fluidiserad bädd – kartläggning av orsaker till sandflykt, projektarbete av Jonas Karlsson**

Lokalt reningsverk för Hammarby Sjöstad, etapp 1 – Projektpublikationer

- Nr 1 Förstudie av aerobera processer
- Nr 2 Förstudie av anaeroba processer
- Nr 3 Förstudie av membranteknik
- Nr 4 Informationsteknologi inom VA-sektorn
- Nr 5 Förstudie av mätstation för avloppsvatten
- Nr 6 Förutsättningar för biologisk fosforrening i avloppsvatten från Hammarby Sjöstad - en förstudie, examensarbete av Linus Dagerskog
- Nr 7 Förbehandling av kommunalt avloppsvatten före anaerob behandling, examensarbete av Jessica Bengtsson
- Nr 8 A new wastewater treatment plant for Hammarby Sjöstad
Comparative study between four alternatives, examensarbete av Joost Paques
- Nr 9 Sammansättning på hushållspillvatten från Hammarby Sjöstad, examensarbete av Joel Magnusson
- Nr 10 Mikrosilning som förbehandlingsmetod av hushållsavloppsvatten, examensarbete av Fredrik Petterson
- Nr 11 Anaerob psykrofil behandling av hushållsavloppsvatten i UASB, examensarbete av Frida Hesselgren
- Nr 12 Aerobera processer Delrapport 1 - Linje 1 Period 0 Henriksdalsprocess med Henriksdalsvatten, Berndt Björleinius, Peter Magnusson, Mats Ek
- Nr 13 Aerobera processer Delrapport 2 - Linje 1 Period 1 Henriksdalsprocess med Sjöstadsvatten, Berndt Björleinius, Peter Magnusson, Mats Ek
- Nr 14 Aerobera processer Delrapport 1 - Linje 2 Period 1 Funktionstest av utrustningen, Berndt Björleinius, Peter Magnusson, Mats Ek
- Nr 15 Teknisk broschyr om Hammarby Sjöstads reningsverk, Berndt Björleinius
- Nr 16 Förbättrad avskiljning med trumfilter av suspenderat material, examensarbete av Jonas Karlsson
- Nr 17 Hydrolys av primärslam för förbättrande av biologisk fosforreduktion vid behandling av hushållsavloppsvatten, examensarbete av Erik Elfving
- Nr 18 Återvinning av näringsämnen från hushållspillvatten med omvänd osmos, examensarbete av Kristina Blennow
- Nr 19 En undersökning av efterfällning i ett sandfilter, examensarbete av Anders Wester

Fortsättning innersidan



STOCKHOLM VATTEN AB, 106 36 STOCKHOLM

TELEFON 08-522 120 00 TELEFAX 08-522 120 02

E-POST: stockholm.vatten@stockholmvatten.se

www.stockholmvatten.se

BESÖKSADRESS: Torsgatan 26