

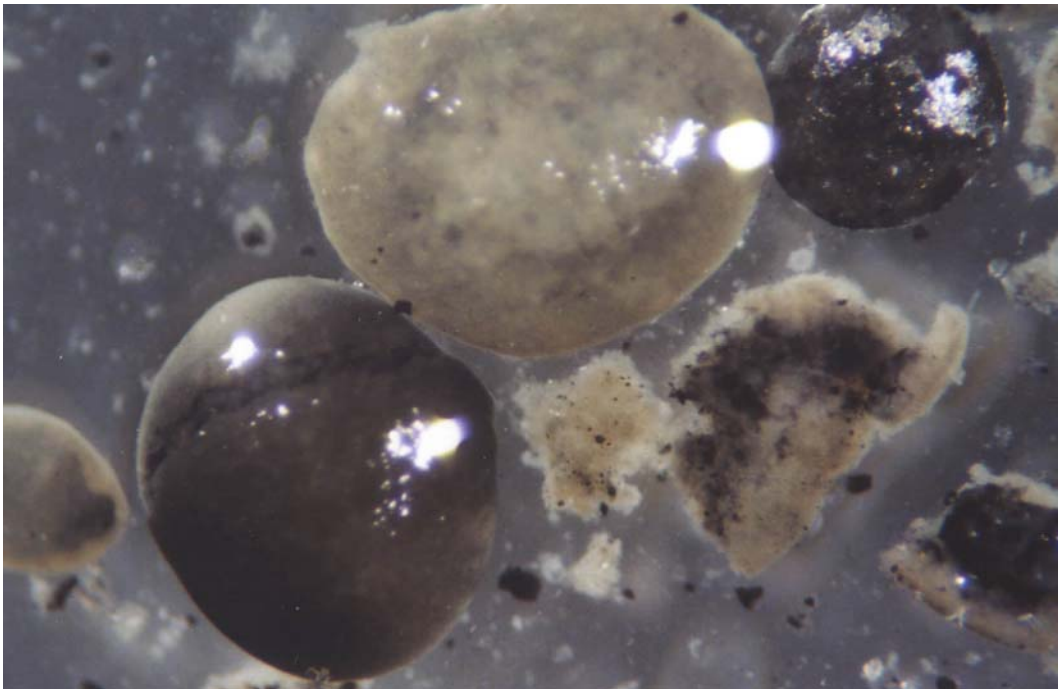
# Anaerob psykrofil behandling av hushållsavloppsvatten i UASB

Utvärdering av kapaciteten hos en två-stegs UASB-reaktor  
för behandling av hushållsavloppsvatten

Anaerobic psychrophilic treatment of household waste water  
in an upflow anaerobic sludge blanket reactor

---

Frida Hesselgren



## INNEHÅLL

REFERAT.....	4
FÖRORD .....	6
1 INLEDNING .....	7
1.2 OMFATTNING OCH BEGRÄNSNINGAR.....	8
2 ANAEROB AVLOPPSVATTENBEHANDLING .....	10
2.1 BIOGASPROCESSEN .....	10
2.1.1 Temperatur.....	11
2.1.2 pH .....	11
2.1.3 Näringsämnen.....	11
2.1.4 Toxiska ämnen.....	11
2.2 KARAKTÄRISTIK HOS HUSHÅLLSAVLOPPSVATTEN.....	12
2.2.1 Blandat hushållsavloppsvatten .....	12
2.2.2 Svartvatten .....	12
2.3 FÖRDELAR OCH NACKDELAR MED ANAEROB VATTENRENING	12
2.4 ANAEROB BEHANDLING MED KORT HYDRAULISK UPPEHÅLLSTID .....	14
2.4.1 Olika processkoncept.....	14
2.4.2 Viktiga parametrar vid uppstart och drift av UASB-reaktor .....	15
2.5 PSYKROFIL AVLOPPSVATTENBEHANDLING .....	16
2.5.1 Två-stegsprocesser.....	17
2.5.2 Reduktion av olika COD-fraktioner .....	18
2.5.3 Förbehandling med reduktion av suspenderat material.....	19
2.6 GRANULBILDNING .....	19
3 HAMMARBY SJÖSTADS FÖRSÖKSANLÄGGNING .....	21
3.1 KARAKTÄRISTISERING AV HAMMARBY SJÖSTADS AVLOPPSVATTEN .....	21
3.2 PROCESSUTFORMNING.....	23
3.2.1 Förbehandling.....	24
3.2.2 Anaerob reaktor - UASB .....	25
3.2.3 Biologisk polering .....	27
3.2.4 Efterbehandling med fällning, flockning och trumfilter.....	27
3.2.5 Slambehandling med förtjockning, rötning och avvattning .....	27
4. MATERIAL OCH METODER .....	28

4.1 PROVTAGNING .....	28
4.2 ANALYSMETODER .....	28
4.2.1 COD-analys .....	28
4.3.2 Övriga analyser .....	29
4.3.3 Aktivitetsmätningar .....	29
4.3.4 Satsvisa utrötningar .....	29
5. RESULTAT .....	32
5.1 INNEHÅLL AV COD OCH SUSPENDERAT MATERIAL I OBEHANDLAT OCH FÖRSEDIMENTERAT VATTEN.....	32
5.2 TEMPERATUR, FLÖDE, HYDRAULISK UPPEHÅLLSTID OCH ORGANISK BELASTNING .....	35
5.3 PRESTANDA- REDUKTION AV OLIKA COD-FRAKTIONER .....	40
5.4 METANOGEN AKTIVITET .....	44
5.5 UTRÖTNINGSPOTENTIAL .....	45
6. DISKUSSION.....	46
6.1 SAMMANSÄTTNINGEN PÅ VATTNET FRÅN HAMMARBY SJÖSTAD.....	46
6.2 FÖRBEHANDLING MED REDUKTION AV SS OCH COD .....	46
6.3 UASB-REAKTORERNAS PRESTANDA MED AVSEENDE PÅ REDUKTION AV OLIKA COD-FRAKTIONER .....	47
6.4 ALTERNATIVA DRIFTSSTRATEGIER .....	49
6.5 GRANULBILDNING.....	50
7 SLUTSATSER OCH FÖRSLAG TILL FRAMTIDA STUDIER .....	51
ORDLISTA.....	56
BILAGA A .....	57

## REFERAT

### **Anaerob psykrofil behandling av hushållsavloppsvatten i UASB**

Utvärdering av kapaciteten hos en två-stegs UASB-reaktor för behandling av hushållsavloppsvatten

*Frida Hesselgren*

Hammarby Sjöstad i södra Stockholm är en stadsdel under framväxt. Tanken bakom Sjöstadsprojektet var att halvera miljöpåverkan jämfört med annan nybyggnation. Bland annat anges i miljömålen halverad vattenförbrukning, lokal hantering av dagvatten och försök med utvinning av växtnäringsämnen ur avloppsvattnet. Sjöstadsverket är en del av detta projekt; en försöksanläggning för reningen av avloppsvattnet från hushållen i Hammarby Sjöstad. Två aeroba och två anaeroba linjer ska utvärderas innan beslut om full skala tas år 2005.

Anaerob rening utan uppvärmning är ett resurssnålt sätt att minska innehållet av organiskt material i avloppsvattnet. Anaeroba reaktorer drivs vanligen vid ca 37°C. Det är möjligt att nå en hög reduktion av organiskt material även vid lägre temperaturer, förutsatt en längre kontakttid mellan biomassa och avloppsvatten. I en Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)-reaktor utnyttjas mikroorganismernas förmåga att bilda granuler, vilka svävar med avloppsvattnet som flödar uppåt genom reaktorn. Det gör det möjligt att reducera vattnets innehåll av organiskt material trots en kort hydraulisk uppehållstid i reaktorn. I detta examensarbete studeras de två UASB-reaktorer som ingår som en del i pilotanläggningen vid Sjöstadsverket. Examensarbetet visar hur uppstarten av reaktorer fungerar och utvärderar möjligheten att reducera avloppsvattnets olika fraktioner av COD med denna teknik.

Temperaturen på vattnet från hushållen har under försöksperioden sjunkit från 23°C till 18°C. Det obehandlade avloppsvattnet har en total COD-halt kring 567 mg/l. Innan det anaeroba reningssteget förbehandlas vattnet genom sedimentering och inblandning av flockningskemikalier. Den totala mängden suspenderat material halveras i förbehandlingen och belastningen på UASB-reaktorerna är kring 100 mg /l. Efter förbehandling är vattnets COD-koncentration ca 400 mg/l.

Med en hydraulisk uppehållstid på 2,4 timmar har en COD-reduktion på 64 % uppnåtts i hela systemet, dvs. försedimentering och två-stegs UASB-reaktor. Över det anaeroba reningssteget var reduktionen av COD 49 %. Reduktionen av löst COD (<0,45 µm) i UASB-reaktorerna var 59 %. Vid seriell drift har merparten av lösligt COD reducerats i den första reaktorn. Efter nio månaders drift finns fortfarande ett granulärt slam i båda reaktorer. Tester visar på en hög metanogen aktivitet. Gasproduktion har observerats i reaktorer men inte kunnat mätas kvantitativt.

Resultaten från detta examensarbete indikerar att anaerob rening med en UASB-process fungerar utan uppvärmning för avloppsvattnet från hushållen i Hammarby Sjöstad. Den anaeroba behandlingen bör kompletteras med förbehandling samt en kompletterande behandling för att minska kvarvarande COD och reducera kväve och fosfor.

Nyckelord: anaerob, COD, förbehandling, granuler, Hammarby Sjöstad, hushållsavloppsvatten, Purifix, psykrofil, sedimentering, Sjöstadsverket, svartvatten, UASB, vattenrening

## ABSTRACT

### **Anaerobic psychrophilic treatment of household waste water in an upflow anaerobic sludge blanket reactor**

*Frida Hesselgren*

Hammarby Sjöstad is a new district in southern Stockholm. A main objective with the Sjöstad project was to halve the environmental impact compared to other construction work. The environmental goals involve a halved water consumption rate, a local treatment of storm water and trials aiming to extract nutrients from the waste water. Sjöstadsverket is an experimental treatment plant used for testing new treatment processes for domestic waste water from Hammarby Sjöstad. The results are to be compared with the conventional process used at Henrikdals treatment plant today. Two aerobic and two anaerobic main treatment processes are to be tested before decision of full scale is taken in 2005.

Anaerobic treatment without heating, as a way to reduce the content of organic material in the waste water, consumes less energy than conventional methods. Anaerobic reactors are usually operated at 37°C. It is possible to attain a high COD-reduction at lower temperatures, assumed a longer contact time between biomass and waste water. In an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) - reactor the microorganisms form granules with excellent sedimentation properties. The granules are floating with the waste water flowing upwards through the reactor. This makes it possible to reduce the COD-content despite a short hydraulic retention time in the reactor.

The two UASB-reactors examined in this thesis is a part of the pilot plant. The thesis shows how the startup of the reactors has functioned and evaluates the possibility to reduce the contence of different COD-fractions with this technique. The domestic waste water temperature has during the experiment period dropped from 23°C to 18°C. The total COD-content of the untreated waste water is 567 mg/l. Before the anaerobic step the water is pre-treated by adding of flocculation chemicals and sedimentation. The total amount of suspended material is reduced by 50 % in the pre-treatment and the load on the UASB-reactors is 100 mg/l. With a hydrologic retention time of 2,4 h the pre-treatment and the two-step anaerobic reactor has reduced 64 % of the total COD-content. Over the anaerobic treatment step the COD-reduction was 49 %. The reduction of dissolved COD (<0, 45 µm) was 59 %. When operated in series the main part of the soluble COD-reduction has taken place in the first reactor. After more than six months operation there is still a granulated sludge in the reactors and tests show a high metanogenic activity. Gas production from the reactors has been observed but not measured quantitatively.

The results from this thesis show that anaerobic treatment with a UASB-process functions without heating for the household waste water from Hammarby Sjöstad. The anaerobic process should be combined with pre-treatment and supplementary treatment to reduce the remaining COD and the nitrogen and phosphorus content.

Key words: anaerobic, blackwater, COD, domestic waste water, granules, Hammarby Sjöstad, psychrophilic, sedimentation, Sjöstadsverket, UASB

Departement of Earth Sciences, Air and Water Science, Uppsala University, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala University

## FÖRORD

Detta examensarbete är ett delprojekt inom utvärderingen av anaeroba reningsmetoder för avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad och har utförts på uppdrag av Stockholm Vatten AB. Stockholm Vatten, VA-forsk och staten via LIP har bidragit till finansieringen.

Åke Nordberg, institutionen för mikrobiologi, JTI, har varit handledare för examensarbetet. Daniel Hellström, utvecklingsingenjör på Stockholm Vatten och projektansvarig för de anaeroba processerna vid Sjöstadsverket, har varit biträdande handledare. I gruppen för anaeroba processer ingår även Lars-Erik Olsson, Anox AB och Mats Ek, JTI. Bernt Björleinius är projektledare för Hammarby Sjöstadsprojektet och de aeroba processerna.

Ämnesgranskare är Allan Rodhe, institutionen för geovetenskaper vid Uppsala Universitet. Examinator är Bengt Carlsson, institutionen för systemteknik vid Uppsala Universitet.

Ett stort TACK riktas till Åke Nordberg och Daniel Hellström för att ni delat med er av er kunskap och för värdefulla synpunkter och stöd. Tack Lars Bengtsson, driftschef på Sjöstadsverket, för ovärderlig hjälp och uppmuntran. Tack Bernt Björleinius, projektledare för de aeroba processerna vid Sjöstadsverket för att du alltid har haft en hjälparende hand ledig. Tack Lars-Erik Olsson på Anox AB för hjälp med mikroskopering av granulerna och aktivitetstester och för ditt intresse för mitt arbete. Tack också till Johnny Ascue på JTI, till Anna-Britt Hulterström med personal på Stockholm Vattens lab., till Agnetha Bergström och Ingemar Snell som varit praktikanter på Sjöstadsverket och till Fredrik Petterson som har gjort sitt examensarbete på verket under samma period som jag.

Det har varit intressant och omväxlande att göra examensarbete på Sjöstadsverket. Jag har lärt mig mycket och har med tiden utvecklat ett speciellt förhållande till ”mina” granuler. Trots en hel del problem med igensatta pumpar och läckande gasledningar har den anaeroba processen tickat på som en klocka. Det känns kul att vi kunnat visa att anaerob rening av hushållsavloppsvatten vid nordliga klimatförhållanden inte är någon omöjlighet. Jag hoppas att intresset för anaerob vattenrening i full skala kommer att öka i framtiden.

Stockholm i juni 2004

*Frida Hesselgren*

## 1 INLEDNING

Anaerob behandling av kommunalt avloppsvatten tillämpas idag i full skala i flera länder med tempererat klimat. I Europa används anaerob rening sedan 70-talet för industriella avloppsvatten. Däremot finns idag ingen fullskaleanläggning för anaerob rening av kalla avloppsvatten från hushåll. Det vore ur energisynpunkt önskvärt att driva reningsprocessen året runt vid den aktuella vattentemperaturen, utan uppvärmning. Försök vid låga temperaturer har visat på problem bland annat med ackumulering av suspenderat material i reaktortankarna, men tekniken utvecklas hela tiden och de senare årens försök i laboratorie- och pilotskala är lovande (Lettinga et al 2001).

Hammarby Sjöstad i södra Stockholm är en stadsdel under framväxt. En av tankarna bakom Sjöstadsprojektet var att skapa en modern stadsdel där man genom att undvika miljöfarliga byggmaterial och använda sig av modern teknik samt genom att informera de boende skulle halvera miljöpåverkan jämfört med annan nybyggnation. Målen innefattar en halverad vattenförbrukning och lokal hantering av dagvatten. Genom att utvinna växtnäringssämnen ur avloppsvattnet skall dessa återföras till det naturliga kretsloppet. Sjöstadsverket är en del av detta projekt; en försöksanläggning för reningen av avloppsvattnet från hushållen i Hammarby Sjöstad. Dagvattnet hanteras lokalt och renas inte vid försöksanläggningen vilket gör att hushållsavloppsvattnet skiljer sig från ett vanligt avloppsvatten. På Sjöstadsverket ska under två år delvis oprövade processer för vattenrening testas för att sedan jämföra resultatet med den typ av konventionell rening som används på Henriksdalsverket i dag. Bland annat ska ett svartvattensystem med anaerob rening testas för att se om detta kan vara ett alternativ för Sjöstaden. Fyra huvudsakliga reningsprocesser ska utvärderas under försöksperioden, två aeroba och två anaeroba, innan beslut om fullskala tas år 2005.

I Sjöstadsprojektet har även ingått att se över möjligheterna att bygga källsorterande system där klosettavlopp och övrigt avlopp behandlas var för sig. Till klosettavloppet skulle även köksavfallskvarnar för matavfall kopplas. Ett sådant system, ibland benämnt "svartvattensystem", ger en avloppsfraktion som innehåller nästan all växtnäring men relativt lite av flera kända skadliga ämnen. Då vattenmängden är relativt liten jämfört med ett konventionellt system blir även koncentrationerna av växtnäringen och organiskt material höga, vilket ger förutsättningar för en resurseffektiv utvinning av metan och näringsämnen. De anaeroba processerna kommer därför även att användas för att behandla avlopp från s.k. "svartvattensystem"<sup>1</sup>

Vid Sjöstadsverket finns troligen världens nordligaste pilotanläggning för anaerob rening av hushållsavloppsvatten. Denna studie följer uppstarten och driften av två Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)-reaktorer på Sjöstadsverket under höst- och vinterperioden. Pilotanläggningen ger möjlighet att testa olika driftsförhållanden samt olika alternativ för förbehandling och efterbehandling. Detta examensarbete följer UASB-reaktorerna under den första driftsfasen där

---

<sup>1</sup> Då något sådant system ännu inte finns i Hammarby Sjöstad så transporteras klosettavlopp från Bälinge och matavfall från Ecoferms anläggning till försöksanläggningen.

förbehandling med iblandning av flockningsmedel medför en effektiv reduktion av suspenderat material innan det anaeroba reningssteget. De båda reaktorerna drivs under denna försöksperiod i serie vilket innebär att huvuddelen av belastningen ligger på den första reaktorn.

I detta examensarbete undersöks det obehandlade och det försedimenterade avloppsvattnets innehåll av suspenderat material och COD. För att kunna säga något mer specifikt om reduktionen av COD över UASB-reaktorerna har ingående och utgående vatten analyserats med avseende på tre olika COD-fraktioner.

## 1.1 SYFTE

Syftet med detta examensarbete är att följa uppstarten av en två-stegs UASB-reaktor för behandling av förbehandlat hushållsavloppsvatten från Hammarby Sjöstad. Fokus ligger på att jämföra vattnets innehåll av tre olika COD-fraktioner och suspenderat material före och efter den anaeroba behandlingen. Den låga processtemperaturens betydelse för COD-reduktionen undersöks. Innehållet av suspenderat material och COD i obehandlat och försedimenterat avloppsvatten jämförs för att se hur mycket belastningen på reaktorerna kan varieras genom val av förbehandling. Ursprungligen var syftet att även undersöka hur gasproduktion och metangasutbyte påverkas av temperatur och uppehållstid. Det gick dock inte att följa upp gasproduktionen som planerat. Vidare skall utvecklingen av det granulära slammet i reaktorerna studeras och dokumenteras genom visuella iakttagelser samt mikroskopering och fotografering. Resultaten jämförs med uppgifter i litteraturen.

## 1.2 OMFATTNING OCH BEGRÄNSNINGAR

I Sjöstadsprojektets försöksanläggning ska både svartvatten och blandat hushållsavloppsvatten som även innehåller bad-, disk- och tvättvatten (BDT-vatten) renas genom anaerob behandling. I detta examensarbete studeras enbart behandling av blandat hushållsavloppsvatten.

Examensarbetet har utförts på en av de två anaeroba linjerna vid Sjöstadsverket, en två-stegs UASB-reaktor. Den fullständiga reningsprocessen innefattar, utöver UASB-reaktorerna, mekanisk och kemisk förbehandling och biologisk efterbehandling. Dessutom rötas primärslammet separat. Eftersom Sjöstadsverket är en försöksanläggning pågår parallellt undersökningar av flera av dessa processteg. Detta examensarbete var ursprungligen begränsat till studien av det huvudsakliga anaeroba reningssteget. Under försökets gång har förbehandlingens betydelse för driften av UASB-reaktorerna blivit alltmer tydlig vilket fått till följd att även förbehandlingens effektivitet har studerats.

De mer detaljerade studierna av de olika fraktionerna av organiskt material har begränsats till det huvudsakliga anaeroba reningssteget i UASB-reaktorerna. Vattnet som kommer in till UASB-reaktorerna är försedimenterat, det vill säga avloppsvattnet har redan genomgått mekanisk grovrening och sedimentering med inblandning av flockningskemikalier. Utgående vatten avser utloppet från UASB-reaktorerna, före avgasning och biologisk efterbehandling.

Uppföljningen av reningsresultat har pågått under sju månader från augusti 2003 till mars 2004.



Litteraturstudierna har i möjligaste mån begränsats till försök under likartade förhållanden. För att få ett jämförelseunderlag har i största möjliga mån forskningsartiklar valts där det behandlade vattnet är försedimenterat avloppsvatten från hushåll. Följande områden omfattas av litteraturstudien:

- ✓ Anaerob behandling av obehandlat samt försedimenterat avloppsvatten från hushåll.
- ✓ Endast psykrofila temperaturer har beaktats, särskilt de under 20°C.
- ✓ UASB- och EGSB-reaktorer, FB-reaktorer samt så kallade hybridreaktorer där en del rymmer ett bärrmaterial och en del är fylld med granulärt slam.
- ✓ Olika utformning med tanke på avskiljning av suspenderat material. Ett- och två-stegskoncept. Både försök där det anaeroba steget har betraktats som en förbehandling, en "hydrolyskammare" och försök där den aktuella "high-rate"-processen varit avsedd som det huvudsakliga behandlingssteget.
- ✓ Uppgifter om avloppsvattnets sammansättning och innehåll av olika COD-fraktioner samt den reduktion av COD som uppnåtts.

## 2 ANAEROB AVLOPPSVATTENBEHANDLING

### 2.1 BIOGASPROCESSEN

Vid anaerob nedbrytning av organiskt material kan bakterierna tillgodogöra sig mycket små energimängder, bara 0,4 MJ vid förbränning av 1 kg glukos att jämföra med aerob nedbrytning som genererar 9 MJ. Istället omlagras energin i substratet som metan, CH<sub>4</sub>. Den anaeroba omvandlingen av organiskt komplext material (fett, protein, kolhydrater) till slutprodukterna metan, CO<sub>2</sub> och vatten går i flera delsteg, som vart och ett sköts av en speciell typ av mikroorganismer.

- Hydrolysis – Vid hydrolysen bryts komplext organiskt material som fett, protein och kolhydrater ned till mindre beståndsdelar. Spjälkningen sker med hjälp av de extracellulära enzymer som mikroorganismerna utsöndrar.
- Syrabildning – Fermentationsreaktioner där monosackarider och aminosyror omvandlas av acidogena bakterier till acetat, propionat och butyrat (VFA), laktat och etanol. Dessa reaktioner involverar ingen extern elektronacceptor eller –donator, och är därför inte känsliga för omgivande vätgastryck.
- Acetatbildning + Metanbildning - Längre fettsyror (LCFA) oxideras till acetat. Då reaktionen saknar en intern elektronacceptor blir de acetogena bakterierna beroende av en extern elektronacceptor som en vätejon eller koldioxid, vilka reduceras till vätgas respektive format (HCOOH). För att reaktionen ska vara termodynamiskt gynnsam måste det omgivande vätgastrycket vara tillräckligt lågt. Acetat samt de intermediära produkterna från acidogenesen omvandlas i de efterföljande reaktionerna till metan och koldioxid. Det finns två huvudtyper av metanogena (arke-) bakterier. De acetotrofa bakterierna använder acetat som substrat, de hydrogenotrofa bakterierna utnyttjar istället H<sub>2</sub> och CO<sub>2</sub>.

För att den anaeroba nedbrytningsprocessen skall fungera krävs speciella förhållanden hos den omgivande miljön. Syntrofin mellan väteproducerande acetogener och vätekonsumerande metanogener fungerar bara så länge vätgastrycket ligger inom ett visst intervall. Detta regleras i en väl fungerande anaerobprocess av organismerna själva. Genom att organismerna sätter sig samman i konglomerat, s.k. granuler, underlättas väteöverföringen mellan väteproducerande och vätekonsumerande mikroorganismer eftersom vätgasen inte behöver diffundera genom vatten.

De metanbildande bakterierna har en lägre tillväxthastighet än de acidogena bakterierna. Om processen är i obalans och mängden bildade fettsyror är större än den som bryts ned kommer VFA att ackumuleras i reaktortanken. För höga VFA-koncentrationer hindrar den metanogena aktiviteten. Vid låga temperaturer försvåras nedbrytningen av VFA (Rebac et al 1995) och ofta kan man i samband med ökade halter av VFA i anaeroba reaktorer se en minskad metangasproduktion (Bohn et al 2001).

Miljöfaktorer som till exempel temperatur och pH påverkar både de kemiska och biologiska delarna av den anaeroba nedbrytningen.

### 2.1.1 Temperatur

Mikroorganismer delas in i grupper baserat på deras optimala temperatur och det temperaturområde inom vilket organismerna kan växa och deras metabolism fungerar. Temperaturintervallen överlappar varandra så det finns inga klara gränser mellan grupperna. Tillväxthastigheten hos metanproducerande mesofila och termofila bakterier är välkänd. Däremot känner man idag bara till ett fåtal psykrofila anaeroba bakterier i naturligt permanent kalla ekosystem (Lettinga et al 2001). Anaeroba reaktorer drivs normalt vid mesofila förhållanden (30-40°C) eller i den nedre delen av det termofila temperaturområdet (50-60°C), eftersom detta är den optimala för de flesta mikroorganismerna som är involverade i anaerobprocesserna (van Lier et al 1997).

Under psykrofila förhållanden går kemiska och biologiska processer mycket långsammare än vid höga temperaturer. De flesta reaktioner i nedbrytningen av organiskt material kräver mer energi vid låga temperaturer än då temperaturen ligger på optimala 37°C (Lettinga et al 2001). Oftast leder temperaturer under det optimala för mikroorganismerna till en minskad maximal specifik tillväxthastighet och minskad hastighet varmed substratet kan omsättas, "substrate utilization rate" (Lettinga et al 2001) men ibland kan man se en ökad tillväxt av acidogen biomassa vid 8°C (van Lier et al 1997).

Gasers löslighet i vatten ökar med sjunkande temperatur. De lösta koncentrationerna av metan, väte, sulfid och kväve kommer att bli högre i utflödet från anaeroba reaktorer som drivs vid låga temperaturer.

### 2.1.2 pH

Anaerob nedbrytning fungerar bäst vid neutralt pH (6,5-8). De metanbildande bakterierna är känsligast för låga pH-värden. Toxiciteten vid lägre pH beror på närvaron av korta fettsyror, VFA. Vissa studier tyder på att anaeroba processer kan fungera väl ned till så låga pH som 4,5-5, så länge VFA är frånvarande (van Lier et al 2001). Vid pH under 5 sjunker även acidogenernas aktivitet (Lettinga och Hulshoff Pol 1991).

### 2.1.3 Näringsämnen

För att anaerob nedbrytning ska fungera tillfredställande krävs att mikroorganismerna får tillgång till tillräckligt med näringsämnen. Viktiga näringsämnen är fosfor, kväve och svavel. Vissa spårelement är av särskild betydelse för de metanbildande mikroorganismerna. Underskott på fosfat minskar den metanogena aktiviteten hos granulärt slam. Effekten är dock helt reversibel; så fort fosfathalten ökar återigen mikroorganismernas metanogena aktivitet (Alphenaar 1994).

### 2.1.4 Toxiska ämnen

Framför allt de metanbildande mikroorganismerna är känsliga för flera olika toxiska ämnen. Vissa av dessa ämnen kan ingå i avloppsvattnet. Det kan röra sig om tungmetaller och organiska gifter. Andra föreningar, t ex VFA och sulfider,

bildas under nedbrytningsprocessens gång och kan ackumuleras till för mikroorganismerna toxiska halter.

## **2.2 KARAKTÄRISTIK HOS HUSHÅLLSAVLOPPSVATTEN**

### **2.2.1 Blandat hushållsavloppsvatten**

I regel är hushållsavloppsvattnet en blandning av svartvatten (toalettvatten) och BDT-vatten från bad, disk och tvätt. Det avloppsvatten som kommer in till ett reningsverk innehåller ofta dessutom dagvatten och avloppsvatten från mindre industrier utan egen rening. Ett typiskt hushållsavloppsvatten skiljer sig på flera sätt från ett mer homogent industriellt avloppsvatten.

Avloppsvattnet från hushållen uppvisar stora variationer i flöde och koncentration under dygnet beroende på hushållens aktivitet och tillrinningen av dagvatten. Vattentemperaturen är låg under delar av året. Vid snösmältning kan temperaturen sjunka ned till några få plusgrader.

COD-koncentrationen i hushållsavloppsvattnet är låg, i regel under 1 g/l. Den låga halten organiskt material innebär speciella utmaningar inför utformningen av anaerobprocessen. Den anaeroba teknik som vanligtvis används för slambehandling, en totalomblandad reaktor med kontinuerlig tillförsel, är en olämplig behandlingsmetod för denna typ av avloppsvatten eftersom den kräver uppvärmning och långa uppehållstider.

Hushållsavloppsvatten karaktäriseras av en hög andel suspenderat COD. Vattnet har dessutom en hög komplexitet då det innehåller en mängd olika komponenter varav endast vissa är lösliga (Lettinga et al 2001).

### **2.2.2 Svartvatten**

Genom att använda skilda ledningar för BDT-vatten och toalettvatten möjliggörs separat behandling av de olika avloppsströmmarna. Svartvatten eller toalettvatten är betydligt mer koncentrerat än blandat hushållsavloppsvatten. COD-halten ligger vanligen mellan 2 och 5 g/l. Svartvatten innehåller höga halter växtnärsämnen i förhållande till volym. Omkring 75 % av fosforinnehållet och 95 % av kväveinnehållet i blandat hushållsavloppsvatten härrör från denna fraktion (Magnusson 2003). Andelen fosfor i svartvattnet blir ännu högre om hushållen enbart använder fosfatfria tvätt- och diskmedel.

## **2.3 FÖRDELAR OCH NACKDELAR MED ANAEROB VATTENRENING**

Konventionell behandling av avloppsvatten från hushåll sker genom mekanisk, kemisk och biologisk rening, där det biologiska steget oftast består i en så kallad aktivslamprocess, där man genom inblåsning av luft syresätter stora bassänger för att skapa rätt förhållanden för den aeroba bakteriefloran. Luftningen är den mest energikrävande delen av reningsprocessen i ett konventionellt reningsverk.

Primärslammet från försedimenteringen och överskottet från aktivslamprocessen rötas i anaeroba röt-kammare som i regel drivs under mesofila förhållanden, kring 30-40°C. Genom rötningen stabiliseras slammet och volymen minskar. Energin i

biogasen från rötningen utnyttjas vanligtvis till intern uppvärmning av rötkammaren och överskottet kan användas till fjärrvärme eller fordonsgas. Vid anaerob rening bildas en mindre mängd överskottsslam än vid aerob rening.

Vid anaerob avloppsvattenbehandling krävs ingen luftning, undantaget den luftning som krävs för att driva en eventuell kompletterande nitrifikationsprocess. Istället omlagras energin i det organiska materialet som metan i biogasen. Energikostnaden blir lägre än i en konventionell aktivslamprocess, förutsatt att processen kan drivas utan uppvärmning av avloppsvattnet. Anaerob rening vid låg temperatur är ett resurssnålt sätt att minska COD-innehållet i avloppsvattnet. Moderna anaeroba anläggningar kräver liten markyta vilket möjliggör lokal behandling och medför kortare vattentransporter.

Bestämmelser om kontroll av utsläpp från avloppsreningsverk finns utgivna av SNV. Allmänt gäller att COD-innehållet inte får överstiga 70 mg/l. För havs- och kustnära reningsverk finns striktare bestämmelser för bla kväve (SNFS 1994:7). Om det renade avloppsvattnet skall uppfylla de krav som ställs från tillståndsmyndigheterna krävs utöver den anaeroba reningsprocessen kompletterande rening. För att reducera det kvarvarande COD-innehållet efter den anaeroba behandlingen kan till exempel en anaerob reaktor användas, eventuellt med en viss grad av nitrifikation.

Reduktion av kväve kan ske genom nitrifikation och denitrifikation. Eftersom den anaeroba processen reducerat en stor del av det organiska innehållet i avloppsvattnet krävs en tillsats av någon extern kolkälla för att denitrifikationsprocessen skall fungera. Det innebär att incitamenten att tillämpa anaerob rening minskar. Istället bör kvävet i avloppsvattnet återvinnas. Ett sätt att göra detta är att urinen som innehåller den största andelen kväve skiljs från övrigt avloppsvatten redan i hushållen. Alternativt kan ett svartvattensystem tillämpas, där allt klosettwater separeras från övrigt avloppsvatten. Denna avloppsfraktion innehåller nästan all växtnäring men relativt lite av flera kända skadliga ämnen. Då vattenmängden är relativt liten jämfört med ett konventionellt system blir även koncentrationerna av växtnäringen och organiskt material höga, vilket ger förutsättningar för en resurseffektiv utvinning av metan och näringsämnen. Alternativt kan kvävet utvinnas i efterhand från det renade avloppsvattnet genom till exempel omvänd osmos (RO).

Vid låga temperaturer ökar metangasens löslighet i vatten. Vid behandling av utspädda avloppsvatten kan den största delen av den metan som bildats gå förlorat då den lösta metanen följer med vattnet ut ur reaktorn (Álvarez et al 2003). Det krävs i dagsläget nya och bättre metoder för hanteringen av det lösta metanet.

En nackdel med anaerob behandling är att de anaeroba mikroorganismerna tillväxer långsamt, mycket långa slamuppehållstider krävs om processen ska drivas utan uppvärmning. Anaeroba mikroorganismer har länge ansetts vara mer känsliga för gifter i avloppsvattnet än aeroba organismer. Det är dock en förenkling av verkligheten. Tidigare har man också trott att det saknas anaeroba nedbrytningsvägar för organiska gifter, men det är till stor del felaktigt (Skladany och Metting 1992).

## 2.4 ANAEROB BEHANDLING MED KORT HYDRAULISK UPPEHÅLLSTID

Den vanligaste reaktortypen inom anaerob rening är en totalomblandad reaktor med kontinuerlig tillförsel. Processen värms upp till mesofila förhållanden och uppehållstiden är cirka 20 dagar. Denna typ av reaktor lämpar sig dock inte för höga flöden och tekniken används främst då TS-halten ligger på 2-10 %.

Sedan 70-talet har det i Europa utvecklats ny teknik för anaerob behandling av mer utspädda avloppsvatten. Flera olika utformningar är möjliga utifrån de aktuella behoven och sammansättningen på det vatten som ska behandlas. Den grundläggande idén är densamma: att åstadkomma en maximal kontakt mellan bakterier och avloppsvatten genom hög retention av biomassa i systemet.

Systemen går ofta under beteckningen ”high-rate anaerobic treatment”, med tanke på de höga flödena och att systemen drivs med kort uppehållstid. Den hydrauliska uppehållstiden (HRT) är mycket kort i jämförelse med slammets uppehållstid (SRT). Dessa moderna ”high-rate systems” är utvecklade för lösliga avloppsvatten med relativt hög temperatur från livsmedelsindustrin. De kan behandla över 40-60 kg COD/m<sup>3</sup>/dygn vid temperaturer på 30-40°C (Rebac et al 1995). Många försök under senare år visar på möjligheterna att nå bra behandlingsresultat även med kallare vatten (Lettinga et al 2001). Då temperaturen är låg är reaktorns utformning extra viktig, så att substratet kommer i kontakt med biomassan trots en lägre gasproduktion och därmed mindre omblandning.

I flera länder med tempererat klimat används anaeroba reaktorer för behandling av avloppsvatten från hushåll (Seghezzo et al 1998). De fullskalereaktorer som är i bruk i Europa behandlar idag industriella avloppsvatten (Schellingkout och Collazos 1999). Vid behandling av kommunalt avloppsvatten från hushåll i dessa reaktorer uppstår ofta problem eftersom detta vatten till koncentration och sammansättning skiljer sig från det industriella avloppsvattnet.

### 2.4.1 Olika processkoncept

Som en del av förstudien inför byggandet av Hammarby Sjöstadverket genomfördes en litteraturstudie (Hellström et al 2001) där olika processkoncept för anaerob avloppsvattenbehandling jämfördes med avseende på prestanda och robusthet. I denna studie finns en sammanställning över behandlingsresultat från olika typer av anaeroba höghastighetsreaktorer. Nedan följer en kort beskrivning av de viktigaste anaeroba teknikerna.

- Anaerobic Filters (AF) – Reaktorn innehåller ett fast bärrmaterial där mikroorganismerna växer fast i form av en så kallad biofilm. AF är robusta och klarar variationer i belastning och de kan användas för utspädda avloppsvatten. Den främsta nackdelen är risken för igensättning av porvolymen (Hellström et al 2001).
- Fluidized/Expanded Bed (FB/EB) – I en fluidiserad bädd fylls kolonnen med ett partikulärt bärrmaterial, till exempel sand. Vid de höga vattenflöden som är aktuella svävar partiklarna med mikroorganismerna och på så sätt skapas en god kontakt mellan bakterier och substrat. FB/EB-reaktorer reducerar COD effektivt så länge driften är stabil. Man slipper

problem med masstransporten i slammet, men FB-system är svåra att få att fungera tillfredställande på grund av problem med biofilmens stabilitet orsakade av skjuvspänningar eller att bädden lossnar från bärmaterialet (van Lier et al, 2001).

- Upflow anaerobic sludge blanket (UASB)/Expanded granular sludge bed (EGSB) - UASB-reaktor innehåller inget bärmaterial. Istället används flockulent eller granulärt slam (Lettinga och Hulshoff Pol 1991). I det senare fallet utnyttjas bakteriernas förmåga att bilda aggregat, granuler, vilka har goda sedimenteringsegenskaper. Inflödande vatten i kombination med de bubblor av biogas som bildas gör att substrat och mikroorganismer blandas i reaktorn. Vid låga koncentrationer av organiskt material eller då temperaturen sjunker minskar gasproduktionen och det kan vara svårt att åstadkomma den önskade omblandningen. I en EGSB ökas uppflödet till 4- 10 m/h (Rebac et al, 1995) med hjälp av en extern pump och på så sätt underlättas kontakten mellan bakterier och substrat och en hög COD-reduktion kan nås även vid låg temperatur. En svårighet med UASB och EGSB-reaktorer är osäkerheten om hur granulbildningen fungerar (van Lier et al 2001), och även om en ymp används är det i praktiken ofta svårt att vidmakthålla stabila granuler, särskilt vid behandling av hushållsavloppsvatten.
- Anaerobic Hybrid reactor (AH) - En kombination av en UASB och en AF. Funktionen beror här av avloppsvattnets kontakt både med det granulära slammet i botten och med fastväxt och suspenderad biomassa i filtret i reaktorns överdel. Filtret kan dessutom hjälpa till att kvarhålla biomassa i reaktorn. (Elmitwalli et al, 1999).
- Membranbioreaktor (MBR)– Membranfilter används i kombination med en anaerob reaktor för att öka reduktionen av COD (Hellström et al 2001).

Då avloppsvattnet innehåller en stor andel partikulärt material är det en fördel med ett tvåstegskoncept där det första steget ”fångar upp” suspenderat material som delvis hydrolyseras innan det förs vidare till det andra steget. Olika varianter av två-stegsprocesser har provats (Wang, 1994, Elmitwalli et al, 1999). Gemensamt för dessa är att överskottsslam med jämna mellanrum måste avlägsnas från den första reaktorn.

#### **2.4.2 Viktiga parametrar vid uppstart och drift av UASB-reaktor**

- Ympning - Den långa uppstartstiden för den anaeroba reaktorn kan kortas avsevärt om man använder redan granulerat slam från en idrifttagen reaktor. Det är en fördel att använda sig av en ymp från en reaktor där det behandlade vattnets sammansättning så mycket som möjligt liknar det vatten som ska behandlas. Då är mikroorganismerna redan anpassade till substrat och miljöförhållanden och risken för problem vid uppstarten minskar. Absolut nödvändigt för en väl fungerande drift på längre sikt är att nybildningen av granuler fungerar. Om bakterieympen hämtas från en idrifttagen reaktor har granulerna i regel bildats vid behandling av industriella avloppsvatten och/eller vid mesofila temperaturer. Det är då osäkert hur mikroorganismerna reagerar på det nya substratet.

- Uppflödes hastighet - För att inte riskera att det granulära slammet spolats ut ur reaktorn bör inte uppflödes hastigheten vara alltför hög. Den största möjliga ytbelastningen för UASB-reaktorer innehållande granulärt slam beror på typen av avloppsvatten. För delvis olösliga avloppsvatten är den maximala uppflödes hastigheten 1-1,25 m/h (Lettinga och Hulshoff Pol 1991). Under korta perioder kan uppflödes hastigheten ökas till 2 m/h. Då kommer granulfragment och de minsta granulerna med sämre sedimenteringsegenskaper att spolats ut, men det bör inte innebära några större problem (Lettinga och Hulshoff Pol 1991). I en EGSB-reaktor kan flödet ökas till 6-10 m/h.
- HRT - Vid psykofila temperaturer är den organiska belastningen begränsande för dimensionering och drift av UASB-reaktorn endast om avloppsvattnet är tillräckligt koncentrerat. För utspädda avloppsvatten (under 1 g COD/l) är den hydrauliska uppehållstiden istället den faktor som begränsar kapaciteten hos reaktorn (Lettinga och Hulshoff Pol 1991). Den minsta HRT som kan tillämpas beror på
  - 1) Avloppsvattnets temperatur
  - 2) Avloppsvattnets innehåll av suspenderat och kolloidalt material – biologiskt nedbrytbart och ej biologiskt nedbrytbart
  - 3) Reningskrav med avseende på COD och suspenderat material
  - 4) Om separat slamstabilisering av överskottsslammet tillämpas

## 2.5 PSYKROFIL AVLOPPSVATTENBEHANDLING

Det är i princip möjligt att nå en hög COD-reduktion även vid psykofila förhållanden, förutsatt att den låga temperaturen uppvägs av en längre kontakttid mellan slam och avloppsvatten. Vid låg temperatur tillväxer biomassa mycket långsammare, vilket innebär att det är av största vikt att ingen biomassa spolats ut ur reaktortanken. Den mikrobiella aktiviteten minskar och den lägre gasproduktionen ger en minskad turbulens i reaktorn och därmed sämre omblandning. Detta ställer stora krav på reaktorns utformning – en maximal kvarhållning av biomassa i kombination med bra kontakt mellan substrat och biomassa är nödvändig.

I försök med ett UASB-system visades att, jämfört med 35°C, är den metanogena aktiviteten 35 % vid 20°C, 10 % vid 10°C och 3 % vid 5°C (van der Last och Lettinga 1993). I en konventionell UASB utan ökad uppflödes hastighet krävs längre HRT vid lägre temperatur. Metanogenesen går långsammare och mer suspenderat material ackumuleras i reaktorn eftersom hydrolysen går långsammare då temperaturen faller (Zeeman och Lettinga 1999). Framför allt hydrolysen av protein och fetter minskar avsevärt då temperaturen går ned mot 15°C (Miron 2000). Oftast leder temperaturer under det optimala för mikroorganismerna till en minskad maximal specifik tillväxthastighet och minskad substrate utilization rate (Lettinga et al 2001) men van Lier et al (1997) kunde i en EGSB observera en ökad tillväxt av acidogen biomassa vid 8°C.

Zeeman och Lettinga (1999) har beräknat den teoretiska HRT som behövs vid behandling av obehandlat avloppsvatten med COD runt 1 g/l, varav 65 % SS. För



att metanproduktionen skall fungera skulle det krävas en slamuppehållstid på mer än 100 dagar. Detta motsvarar, vid temperaturer under 15°C, en HRT på runt 20h om en 50 % reduktion av suspenderat COD skall uppnås. Uppehållstiden i den anaeroba reaktorn kan dock förkortas om avloppsvattnet får genomgå en försedimentering.

Då avloppsvattnet har låg temperatur och/eller låg COD-koncentration - då gasproduktionen understiger ca 1 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>, dygn - försämras den spontana omrörningen i bädden. Risken för kanalbildning blir större (Lettinga och Hulshoff Pol 1991). Metangasens förhöjda löslighet i vatten vid låga temperaturer orsakar problem vid utvinningen av energin i avloppsvattnet, då en stor del av den metan som bildas följer med vattnet ut ur reaktorn.

Om en EGSB används skapas en omrörning med hjälp av det högre flödet. I en EGSB är slamuppehållstiden helt fristående från den hydrauliska uppehållstiden, vilket möjliggör mycket kortare HRT även vid låga temperaturer. I EGSB-reaktorer är det inte metanogenesen som är hastighetsbegränsande. Vid psykrofil behandling av komplexa avloppsvatten med hög andel suspenderat material blir hydrolysen begränsande för vilken HRT som kan tillämpas. Då behövs en längre uppehållstid för att undvika överbelastning. EGSB-reaktorer passar i regel bättre för behandling av försedimenterat avloppsvatten (de Man et al 1988).

I ett tempererat årstidsbundet klimat kan ej nedbrutet material ackumuleras i reaktortankarna under den kalla årstiden. Då vattentemperaturen höjs under kan det ackumulerade organiska materialet hydrolyseras. Detta har observerats som en ökad metangasproduktion under sommaren samt en synbart minskad reduktion av COD då en del av det akumulerade materialet bara delvis hydrolyseras och medföljer utgående vatten (Lew et al 2003).

### 2.5.1 Två-stegsprocesser

HRT kan förkortas avsevärt om en tvåstegsreaktor används (Wang, 1994). Om de olika processtegen kan ske i olika reaktorer finns möjligheten att optimera förhållandena för varje bakteriegrupp. I den första reaktorn sker framförallt reduktion av suspenderat COD och hydrolys och syrabildning påbörjas. I reaktor två bryts de intermediära produkterna i anaerobprocessen ned, då koncentrationen av vätgas och acetat hålls låg (Lettinga et al 2001). Det är svårt att separera hydrolys och acidifiering, eftersom acidogena organismer kommer att utvecklas så fort substratet gjorts tillgängligt. Likaså är det svårt att separera acetogena och metanogena bakterier eftersom acetogener är beroende av det låga vätgastrycket som upprätthålls tack vare metanbildarna. I praktiken är det alltså i dagsläget en tvåstegsprocess som kan tillämpas (Wang, 1994).

En studie av bakteriesammansättningen i en två-stegs EGSB vid psykrofila temperaturer (Lier et al 1997) visade att acidogena bakterier kom att dominera i den första reaktorn, på bekostnad av metanproducenterna. I den andra reaktorn tillväxte metanogena och acetogena bakterier även vid 8°C. De vanligaste metanogena bakterierna var Methanosaeta (acetat) och Methanobrevibacter (H<sub>2</sub>).

### 2.5.2 Reduktion av olika COD-fraktioner

COD-innehållet i avloppsvattnet delas ofta in i tre fraktioner. Suspenderat COD ( $COD_{ss}$ ) är det organiska innehållet i partiklar  $>4,4 \mu\text{m}$ , kolloidalt COD ( $COD_{col}$ ) avser fraktionen mellan  $0,45 \mu\text{m}$  och  $4,4 \mu\text{m}$  och löst COD ( $COD_{dis}$ ) definieras som organiskt material  $<0,45 \mu\text{m}$ . Det är möjligt att uppskatta den maximala reduktionsgraden av olika COD-fraktioner för ett specifikt avloppsvatten i en viss reaktor utan den begränsning som en kort uppehållstid innebär. "Batch recirculation" innebär att vattnet recirkuleras kontinuerligt under en viss tid över en kolumn fylld med granulärt slam. En flödes hastighet på  $1\text{m/h}$ , motsvarande en UASB-reaktor, kan till exempel vid behandling av obehandlat avloppsvatten vid  $20^\circ\text{C}$  ge en maximal reduktion av  $COD_{tot}$  kring 65% (Last och Lettinga 1992) eller 85% (de Man et al 1988) beroende på avloppsvattnets sammansättning och reaktorns utformning.

Med en flödes hastighet på  $6\text{m/h}$ , liknande den i en EGSB, blir totalreduktionen väsentligt lägre, ca 40 %, då mycket lite suspenderat COD kvarhålls på grund av den höga uppflödes hastigheten (Last och Lettinga 1992). Den maximala möjliga reduktionen av  $COD_{dis}$  är mindre beroende av vattnets uppflödes hastighet, mellan 54-65 % för försedimenterat avloppsvatten (Last och Lettinga 1992, de Man et al 1988). EGSB-reaktorer passar oftast bättre för behandling av försedimenterat avloppsvatten (de Man et al 1988).

I en enstegsreaktor utan recirkulering av avloppsvattnet nås aldrig den maximala reduktionen av COD. Vid en uppehållstid över 3,5 h kan man i en EGSB vid  $19^\circ\text{C}$  nå en  $COD_{dis}$ -reduktion på 90 % av den maximala, medan  $COD_{tot}$ -reduktionen kan uppgå till kring 30 %, dvs. 75% av det maximala värdet (Last och Lettinga 1992).

Omkring hälften av COD-innehållet i hushållsavloppsvatten består av suspenderat material. Metanbildningsprocessen begränsas i regel av hydrolysen av suspenderat COD (van Lier et al, 2001). Vid låga temperaturer går nedbrytningen än långsammare. Flera undersökningar visar att kolloidalt material är särskilt svårnedbrytbart i en anaerob reaktor (Wang 1994, Elmitwalli 2001). Elmitwalli med flera observerade 60 % reduktion av  $COD_{col}$  i en anaerob filterreaktor (Elmitwalli 2000). Då kring 86% av den kolloidala fraktionen i avloppsvatten kan omvandlas till metan vid optimala förhållanden orsakas den låga reduktionen av kolloidalt COD snarare av låg fysikalisk tillgänglighet än av låg biologisk nedbrytbarhet (Elmitwalli et al 2001).

Den lösliga COD-fraktionen kan under optimala förhållanden effektivt omvandlas till metan vid så låga temperaturer som  $5^\circ\text{C}$  (van Lier et al 2001).

I bilaga A finns en sammanställning över reduktion av olika COD-fraktioner då hushållsavloppsvatten behandlats vid temperaturer under  $25^\circ\text{C}$ . Då COD-fraktioner mäts i utgående vatten kommer den kolloidala och lösta fraktionen till en del att bestå av större partiklar som delvis hydrolyserats. Den kolloidala fraktionen ökar med ökande  $COD_{ss}$ -halt i inkommande vatten (Bruning et al 1999). Till en mindre del gäller detta även för partikulärt COD som bildas då mikroorganismerna växer till. En mer fullständig sammanställning av reningsresultat från försök med anaeroba processer finns tillgänglig från förstudien före byggandet av Sjöstadsvärens försöksanläggning (Hellström et al 2001).

### 2.5.3 Förbehandling med reduktion av suspenderat material

Flera försök har visat att suspenderat material som inte tas bort innan behandling i UASB och EGSB- reaktorer ansamlas i reaktorn och hindrar de metanbildande bakteriernas aktivitet. (Elmitwalli et al 1999, 2000, Lettinga 2001). Det svårnedbrytbara överskottsslammet som bildas från SS är oftast av flockulent typ. Det ackumuleras ovanför den granulära bädden, vilket möjliggör att det flockulenta slammet tas bort separat. Då riskerar man inte att det granulära slammet ”späds ut” med det lågaktiva slammet (Lettinga och Hulshoff Pol 1991).

Det granulära slammets egenskaper kan försämrats om alltför mycket COD<sub>ss</sub> kommer in till reaktorn. Svårnedbrytbara partiklar adsorberas till det granulära slammet och leder till minskad aktivitet eftersom bakterierna i praktiken får tillgång till för lite substrat (Elmitwalli et al 2002b). Problem med flytslam i bädden kan också bero på hög COD<sub>ss</sub>-koncentration i inflödet till reaktorn (Bruning et al 1999).

COD-reduktionen kan förbättras avsevärt om suspenderat material tas bort innan vattnet når UASB-reaktorn. Denna förbehandling kan vara rent mekanisk, till exempel sedimentering, ett alternativ är att låta inkommande avloppsvatten passera ett första anaerobt steg innan fortsatt anaerob behandling. Detta första anaeroba steg är designat antingen som en ren fälla för suspenderat material (Zeeman et al, 1997) eller för att fånga upp och delvis hydrolysera och acidifiera det suspenderade materialet (Wang, 1994). I den första reaktorn sker i det senare fallet framförallt reduktion av suspenderat COD och en del hydrolys och syrabildning. Det första anaeroba steget bör då drivas med förhållandevis låg upplöshastighet för att det suspenderade materialet skall hinna hydrolyseras. Det är också fördelaktigt om en partiell syrabildning hinner äga rum i den första reaktorn. Det är dock inte nödvändigt att uppnå fullständig hydrolys och syrabildning i första steget, det skulle då vid låga temperaturer behövas en mycket större reaktor.

En hydrolytic upflow sludge blanket (HUSB) är en modifierad form av UASB-reaktor där reduktion framför allt av suspenderat material sker genom hydrolys. I en HUSB kan 80 % SS och 40 % COD reduceras vid temperaturer mellan 9-23°C (Wang 1994). I en konventionell sedimenteringstank är motsvarande reduktion av det suspenderade materialet bara 40-50% beroende på uppehållstid.

Vid en uppehållstid på 3+2 h nåddes totalt i en HUSB-UASB-reaktor 71 % COD-reduktion och 83 % SS-reduktion vid >15°C medan reduktionen vid 12°C uppgick till 51 % resp. 76 % (Wang 1994).

Elmitwalli et al (2002a) har undersökt förbehandling i AH och AF reaktorer och visat att reduktionen av COD<sub>ss</sub> är högre i en AF än i en AH. Förbehandling med en anaerob filterreaktor reducerar 81 % av COD<sub>ss</sub>. Detta ger en reduktion av COD<sub>tot</sub> nära 71 % i ett AF+AH-system med HRT 4+8 h.

## 2.6 GRANULBILDNING

Hushållsavloppsvatten har i regel låg koncentration av COD och innehåller mycket suspenderat material. Flera studier tyder på att bildningen av aktivt granulärt slam fungerar dåligt då obehandlat hushållsvatten går in i reaktorn. Ett flockulent slam med låg aktivitet bildas (Lettinga et al 1993; Ruiz et al.1998).

Elmitwalli et al.(1999) konstaterade att då obehandlat avloppsvatten behandlades i en UASB ympad med granulärt slam, orsakade suspenderade och kolloidala partiklar i avloppsvattnet problem med flytslam i bädden och granulerna löstes upp.

Vid behandling av hushållsvattentvatten kan granulbildningen ta längre tid än då inflödet består av ett mindre komplext sammansatt vatten. Dessutom kan de granuler som bildas bli mindre och faller lättare sönder, även om aktiviteten är likartad. (Ligero och Soto 2002) Även om det inkommande vattnet har samma SS-koncentration finns skillnaden att SS i det för-hydrolyserade hushållsavloppsvattnet delvis består av kolloidala partiklar. Även andra partikulära och lösliga substanser i hushållsavloppsvattnet kan påverka granulbildningen (Ligero och Soto 2002). Det är dock möjligt att nå en lika hög eller högre COD-reduktion med granuler som odlats på försedimenterat hushållsavloppsvatten än med en ymp från industriell avloppsvattenbehandling (Last och Lettinga 1992).

Högre belastning har visat sig ger större granuler (Alphenaar 1994). En abrupt minskning av OLR, följd av en ökning, som vid uppstarten av en UASB-reaktor, gör att slammets stabilitet minskar. Vid låg belastning kommer de försvagade granulerna troligen inte falla sönder. Men om OLR ökar innan jämvikt uppnåtts i systemet, finns en risk att granulerna faller isär och andelen flockulent slam ökar därmed i reaktorn. Alphenaar (1994) menar att för att undvika att granulerna förstörs under uppstartsperioden, bör UASB-reaktorn redan från start belastas med den OLR den är dimensionerad för. Detta kan leda till att en del av ympen spolats ut, men det kan förhindra att de granuler som försvagats på grund av substratbrist faller isär då belastningen sedan ökas.

De flesta försök med UASB-reaktorer som drivs vid psykrofila temperaturer har startats upp med en mesofil bakterieymp (Lettinga et al 1999). Då temperaturen sänks sjunker metangasproduktionen. Om den mesofila bakteriepopulationen får tid att anpassa sig till de nya temperaturförhållandena kan metanproduktionen öka (Rebac et al 1999, Kettunen and Rintala 1997, Nozhenikova et al 1999). De få mikroorganismer som isolerats från reaktorer som drivits vid låga temperaturer har varit desamma som återfinns i reaktorer som drivs under mesofila förhållanden. Sjösediment från 6 meters djup har visat stabil metangasproduktion ända ned till 5°C, vilken indikerar att där finns psykrotoleranta metanbildare. Användning av en psykrotolerant bakterieymp skulle kunna förbättra metangasutbytet vid låga temperaturer (Bohn et al 2001). I naturen finns dock psykrotoleranta eller eventuella psykrofila bakteriepopulationer inte i sådan mängd och koncentration att det kan bli aktuellt att använda dessa i anaeroba reaktorer utan föregående odling i laboratorium. Då detta examensarbete skrivs finns enligt författarens vetskap inga fullskalareaktorer i drift under psykrofila förhållanden. Befintliga försök är för småskaliga för att det skulle vara möjligt att få ymp därifrån. Detta innebär att det i dagsläget inte är möjligt att använda en psykrofil bakterieymp vid uppstart av en ny reaktor.

### 3 HAMMARBY SJÖSTADS FÖRSÖKSANLÄGGNING

#### 3.1 KARAKTÄRISTISERING AV HAMMARBY SJÖSTADS AVLOPPSVATTEN

Hammarby Sjöstad är en stadsdel under framväxt. Som färdigbyggd, år 2012, ska stadsdelen rymma 8000 lägenheter för 20000 invånare. Den planerade fullskaleanläggningen vid sjöstadsverket är beräknad att kunna ta emot vatten från dessa 20000 personer. Omkring 8000 arbetstillfällen kommer att skapas i Sjöstaden. (Gatu- och fastighetskontoret 2003). Då detta arbete skrivs har byggandet av en ny del av Sjöstaden påbörjats i Norra Hammarbyhamnen. Vattnet från denna del av Sjöstaden kommer inte att behandlas lokalt utan kommer även fortsättningsvis att ledas till det centrala ledningsnätet och renas vid Henriksdalsverket. I mars 2003 innan detta examensarbete påbörjades var antalet boende 3000 personer (Gatu- och fastighetskontoret 2003).

Detta examensarbete är gjort på den försöksanläggning som under två år ska utvärdera (fyra) olika reningsmetoder för avloppsvattnet från hushållen i Hammarby Sjöstad.

Hammarby Sjöstadsverket liksom den tillfälliga försöksanläggningen ska behandla hushållsavloppsvatten. I de anaeroba processerna ska dock även en mix av klosettavlopp och nedmalt matavfall behandlas för att utvärdera lämplig behandlingsteknik för s.k. "svartvattensystem." Dagvattnet hanteras lokalt och separata ledningar används för BDT- och klosettvattnet. Miljömålen för Sjöstaden inkluderar en halverad vattenförbrukning (Gatu- och fastighetskontoret), men förbrukningen ligger för närvarande runt 200 l/person, dygn (Magnusson 2003) vilket motsvarar en normal vattenförbrukning.

Avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad pumpas från en pumpstation vid Båtbyggargatan genom en 600 m lång plastledning upp till Sjöstadsverket. Uppehållstid i ledningen är ca en halvtimme. Sammansättningen av vattnet förändras inte nämnvärt under transporten (Magnusson 2003)<sup>2</sup>. Den korta uppehållstiden bör medföra att vattentemperaturen inte varierar så mycket. Under perioden november 2003 till och med mars 2004 hade vattnet vid pumpstationen och i försöksanläggningen värden enligt tabell 1:

---

<sup>2</sup> Inga signifikanta skillnader i koncentration av SS, BOD, COD, N och P mellan prov från pumpstation i Sjöstaden och prov i försöksanläggningen. Dock var medelhalten m a p COD och SS något högre i Sjöstaden och det fanns även en signifikant skillnad i mängden avsättbart material (Magnusson 2003)

Tabell 1. Temperatur i inkommande vatten till Sjöstadsverket november -03 till mars -04.

	Pumpstation Båtbyggargatan [°C]	Inkommande vatten aerob linje2 (trumfilter) [°C]	Inkommande vatten anaerob försedimentering [°C]
Minsta värde	9,8	10,4	11,2
Största värde	25,4	25,4	26,7
Medelvärde	19,8	19,2	19,1
Median	20,7	19,5	19,2

Vattenflödet från Hammarby Sjöstad är lågt nattetid för att under förmiddagen snabbt nå en topp på ca 13 m<sup>3</sup>/h. Resten av dagen ligger flödet kring 4 m<sup>3</sup>/h med en mindre topp kvällstid (Magnusson 2003). Innan transport till Sjöstadsverket går vattnet till ett uppsamlingsmagasin. Eftersom tillskottet från hushållen för närvarande är mycket litet under natten töms magasinet snabbt. Detta har i samband med att detta examensarbete utförts inneburit att det inkommande flödet varit intermittent under perioder mellan midnatt och 06:00.

Ledningarna för hushållsavlloppsvattnet är separerade från dagvattnet vilket ger flera speciella förutsättningar. För det första undviks extrema flöden under kraftiga regn och snösmältning. Extremflöden ger problem med pumpning och i värsta fall nödvändiggörs bräddning av orenat vatten. De har dock en positiv verkan på ledningarna då de sköljer bort skräp och sedimenterat material som annars kan växa till och bilda proppar. Hur det ser ut i ledningen mellan Sjöstaden och försöksanläggningen är okänt (men troligen finns där rikliga avlagringar). En ytterligare viktig skillnad är att vattentemperaturen varierar mindre under året. Temperaturen på inkommande vatten sjönk under vintern 2003 till drygt 18°C, att jämföra med vattnet till Henriksdalsverket, där vattentemperaturen varierar med utetemperaturen. Under sommaren kan vattnet vara 18-19°C varmt och under kalla perioder på vintern ligger temperaturen kring 10°C för att vid snösmältningen sjunka till 5°C.

Vattenförbrukningen är högre än förväntat, den ligger för närvarande närmare 200 l/person, dygn, vilket motsvarar en normal vattenförbrukning. Detta är långt ifrån miljömålets 100 l/person, dygn. Följden blir ett vatten med lägre koncentration av näringsämnen och organiskt material än förväntat. I kolumn 1 i tabell 2 visas mätningar från v. 20 2003 till v. 14 2004. (COD, Tot-P och Tot-N är veckoblandprover, SS och BOD<sub>7</sub> är dygnsprover (1 dag/vecka).) Framför allt koncentrationen av COD, BOD<sub>7</sub> och SS är låg. Vid en jämförelse med ett bostadsområde i Skarpnäck, där dagvattnet liksom i Sjöstaden avskiljts från hushållsavlloppsvattnet, innehåller sjöstadsvattnet betydligt mindre COD och suspenderad substans. Stockholm Vatten har undersökt hushållsspillvatten från området kring Pilvingegatan i Skarpnäck årligen mellan 1995-2002. Vattenförbrukningen har sjunkit under försöksperioden men var år 2002 ca 170 l per person och dygn.

Det är viktigt att påpeka att provtagningen vid Sjöstadsverket försvåras av fördelningen av det totala flödet från Hammarby Sjöstad. Under natten då en

mindre volym avloppsvatten produceras, behandlas 100 % av vattnet vid försöksanläggningen. Dagtid är det endast en delström som passerar Sjöstadverket, resterande mängd behandlas på Henriksdalsverket. Följden blir att dygnsproven inte är flödesproportionella, eftersom nattvattnet viktas tyngre än det vatten som produceras under dagtid. Detta kan inverka på fördelningen mellan COD/suspenderat material och näringsämnen. Det kan t.ex. vara så att det produceras proportionellt sett mer COD och SS dagtid. Undersökningen av detta ligger dock utanför detta examensarbets ramar<sup>3</sup>.

Tabell 2. Jämförelse av vattnet från Hammarby Sjöstad mot andra avloppsvatten.

Parameter [mg/l]	Sjöstadverket uppmätta värden v. 20 2003 – v. 14 2004	Uppskattade värden för Hammarby Sjöstad <sup>4</sup>	Uppskattade värden om miljömålets vattenförbrukning uppnåtts	Skarpnäck 1995-2002	Henriksdal 2002
SS	240	583	1000 – 1200	499	280
BOD <sub>7</sub>	301	407	700 – 850	348	200
COD	515	859	1400 – 1750	734	460
Tot-P	11	11	20 - 30	13	6,6
Tot-N	62	62	100 - 120	53	38

BOD<sub>7</sub>/COD-kvoten ligger runt 0,58; att jämföra med 0,43 för Henriksdalsverket. Detta innebär att avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad är relativt lättnedbrytbart.

pH varierar under dygnet mellan 7,8 och 7,3 med en topp på morgonen och medelvärde 7,54. VFA ligger mellan 23,7 och 49,5 mg/l som COD och är högt när pH är lågt och vice versa (Magnusson 2003).

### 3.2 PROCESSUTFORMNING

På försöksanläggningen vid Sjöstadverket finns två anaeroba linjer.

- Fluidiserad bädd
- Två-steps UASB-reaktor med möjlighet att öka cirkulationsflödet och därmed nyttja den som en EGSB. Figur 1 visar de svarta cylindriska UASB-reaktorerna med blandningstanken i förgrunden.

Detta examensarbete är koncentrerat till anaerob behandling i UASB-reaktorerna.

<sup>3</sup> Resultat från Magnusson (2003) indikerar att COD/N-kvoten är ca 10% högre än vad som erhålls utifrån data redovisade i tabell 1.

<sup>4</sup> I kolumn 2 i tabell 2 har SS, BOD<sub>7</sub> och COD uppskattats. Det har då antagits att tot-P och tot-N ligger nära de värden som mätts upp vid Sjöstadverket, samt att kvoten mellan COD och tot-N är densamma som i Skarpnäck. Detsamma har antagits för BOD<sub>7</sub> och SS.



Figur 1. UASB-reaktorerna vid Sjöstadsverket.

### 3.2.1 Förbehandling

Tanken med att förbehandla avloppsvattnet före den anaeroba behandlingen är att undvika höga halter suspenderat material i inflödet till UASB-reaktorerna. Genom att tillsätta en fällnings- och flockningskemikalie som PAX-XL36 eller något stärkelsebaserat alternativ, till exempel Purfix, åstadkoms flockbildning varigenom avskiljningen av suspenderat material i förbehandlingen blir effektiv. Även fosfor kan eventuellt avskiljas i förbehandlingen förutsatt att flockningskemikalien väljs utifrån detta. Purifix avskiljer bara den mängd fosfor som medföljer då överskottsslammet tas ut. Från bufferttanken där avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad samlas upp leds vattnet till en rörblandare med möjlighet att dosera fällningskemikalier. Det finns även en möjlighet att tillsätta



flockningsmedel direkt innan sedimenteringstanken. Detta görs i en polymertank med volymen 200 l.

Till en början användes flotation som förbehandling. På grund av stora driftsproblem övergick man efter två veckors drift till försedimentering. Till en början användes inga flockningskemikalier. Snart efter uppstarten startades dosering av fällningskemikalie via rörblandaren. Till en början användes PAX-XL36, polyaluminiumklorid. På grund av otillräcklig inblandning av kemikalien blandades utspädd PAX med början 17/11 2003 direkt i polymertanken, försedd med omrörare. Från den 18/12 2003 doserades ca 40 mg/l Purfix i polymertanken. Purfix är en stärkelsebaserad produkt som är okänsligt för utspädning. Dosen sänktes den 16/2 2004 till 34 mg/l utan att reduktionen av suspenderat material försämrades nämnvärt.

Sedimenteringstankens volym är  $3,5 \text{ m}^3$ . Ytan i sedimenteringstanken är ca  $1 \text{ m}^2$ , vilket innebär en belastning på 0,6-1,3 m/h beroende på avloppsflöde. I tanken sitter en omrörare.

Från sedimenteringen leds vattnet vidare till den anaeroba reaktorn.

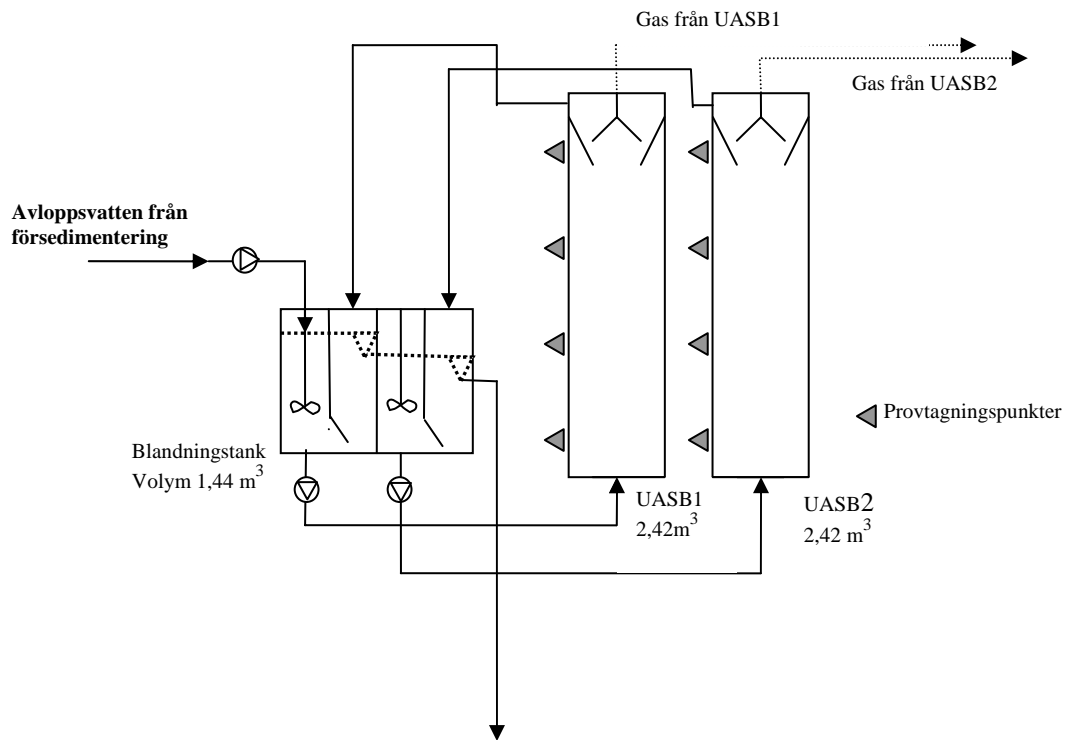
Avskilt slam från försedimenteringen pumpas till förtjockare och röt-kammare.

### **3.2.2 Anaerob reaktor - UASB**

Vid försöksanläggningen utnyttjas två UASB-reaktorer som kopplats i serie. Varje reaktortank har en inre diameter på 900 mm, vilket motsvarar en inre area på  $0,64 \text{ m}^2$ . Vätskehöjden är 3820 mm vilket ger en inre våtvolum av  $2,42 \text{ m}^3$ .

Reaktorerna fylldes i mitten av juli 2003 med vardera 800 kg granulerad ymp som hämtats från en potatisförädlingsindustri i Holland. Ympen hade innan igångsättandet lagrats i berget i Henriksdalsanläggningen under Sjöstadverket under nio månader vid en temperatur mellan  $18^\circ\text{C}$  och  $25^\circ\text{C}$ .

Från förbehandling pumpas avloppsvattnet till en blandningstank. I figur 2 visas flödet mellan UASB-reaktorena och blandningstanken, från vars första fack (längst till vänster i fig. 2) pumpning sker till den första UASB-reaktorn. En öppning mellan fack ett och fack två och en cirkulationspump möjliggör internrecirkulation i UASB 1. Utloppet från den första reaktorn leds från fack två till fack tre varifrån vattnet går vidare till den andra UASB-reaktorn. Även i den andra reaktorn finns möjlighet till recirkulation på motsvarande sätt. De interna cirkulationsflödena kan justeras individuellt och är oberoende av inflödet av avloppsvatten.



Figur 2. Schematisk bild av flödet mellan UASB-reaktorerna och blandningstankens olika fack. Bilden visar även på vilken höjd provtagningspunkterna för uttag av stickprov sitter.

Om cirkulationspumpen till UASB 1 av någon anledning slutar att fungera<sup>5</sup> bräddas inkommande vatten istället för att först passera den första reaktor över till blandningstankens tredje fack och går direkt in i UASB 2. Om båda cirkulationspumparna tas ur drift passerar vattnet utan behandling.

Inloppet till respektive UASB-reaktor finns i botten på reaktorerna. I botten sitter tre automatventiler, så kallade dysor. Ventilerna öppnas med tidsintervall och tiden för varje öppning kan regleras. På så sätt fördelas inflödet jämnare till reaktorerna.

För att kunna kontrollera processtemperaturen finns möjlighet till uppvärmning via två värmeväxlare, en för respektive reaktor. Reaktorerna är värmeisolerade tack vare en så kallad sandwichkonstruktion med ett 46 mm brett utrymme mellan inner- och yttervägg. Gasen samlas upp i reaktorernas övre del med hjälp av bafflar på reaktorernas sidor varefter den leds ut till två sifoner vilka fungerar som vattenlås; luft förhindras från att strömma in bakvägen. Gasen leds från sifonerna i separata ledningar och gasflödet från respektive reaktor mäts kontinuerligt.

<sup>5</sup> Suspenderat material i vattnet från förbehandlingen kan orsaka igensättning av cirkulationspumparna, framför allt i UASB 1.

### **3.2.3 Biologisk polering**

Efter UASB-reaktorerna går vattnet igenom en biologisk polering för avskiljning av kväve genom nitrifikation/denitrifikation. Nitrifikationssteget består av en reaktor till 50 % fylld med bärrmaterial varav 50 % är rörligt. Reaktorer med rörligt bärrmaterial bedöms vara mindre känsliga för temperaturvariationer än en konventionell aerob aktiv-slamprocess, dessutom blir syreöverföringen effektiv med enkla luftare (Hellström et al 2001). Även denitrifikationssteget innehåller bärrmaterial och kräver tillsats av lättnedbrytbart organiskt material t.ex. etanol.

I kväveavskiljningssteget väntas kvävehalten reduceras med ca 90 %. Samtidigt reduceras COD och BOD (Hellström et al 2001).

### **3.2.4 Efterbehandling med fällning, flockning och trumfilter**

För att sänka fosforhalten till godkända utsläppsnivåer krävs tillsats av fällningskemikalie. Efter fällning tillsätts polymer, varefter vattnet med bildade och stabiliserade flockar leds till ett trumfilter. I trumfiltret avskiljs flockar större än 30 µm. Avskiljt slam pumpas till en förtjockare tillsammans med primärslammet.

### **3.2.5 Slambehandling med förtjockning, rötning och avvattning**

Avskiljt slam leds till en förtjockare varefter slamhalten ligger kring 6-8 % TS. I rötammaren hålls en temperatur på 37°C. Gasproduktionen väntas ligga på ca 7 m<sup>3</sup> biogas/dygn (Hellström et al 2001).

## 4. MATERIAL OCH METODER

### 4.1 PROVTAGNING

Före UASB 1 mäts totalflöde in kontinuerligt. Cirkulationspumparna kan justeras individuellt och flödet in till respektive UASB-reaktor mäts så att det valda cirkulationsflödet hålls oavsett belastning av förbehandlat avloppsvatten.

I blandningstanken mäts temperatur kontinuerligt. Även utrustning för pH-mätning finns i blandningstanken, men denna har inte fungerat då detta examensarbete utförts och mätningarna redovisas inte i denna rapport.

Dygnsprover togs, med hjälp av automatisk provtagare, två gånger i veckan på det förbehandlade vattnet, motsvarande inflödet till UASB-reaktorerna.

Provtagningen skedde med hjälp av provtagare var 6:e minut under ett helt dygn, från 9:00 till 9:00 efterföljande dag. På morgonen efter mätdygnnet togs prover från UASB-reaktorerna ut för analys. För att få ett representativt värde på utgående vatten från respektive reaktor togs stickprover ut från den övre provtagningspunkten (figur 1) då det saknades möjlighet att ta prover från blandningstankarna.

Försök gjordes att uppskatta förlusten av metan vid avgasningen av det utgående vattnet. För detta togs stickprov ut från en ventil just efter att det utgående vattnet luftats. Trots att olika analysmetoder prövades blev jämförelsen inte rättvisande och mätningarna redovisas inte i resultatdelen. Detta utreds vidare i diskussionen.

### 4.2 ANALYSMETODER

#### 4.2.1 COD-analys

Avloppsvattnets COD-innehåll har delats upp i tre fraktioner. Suspenderat COD ( $COD_{ss}$ ) har en partikelstorlek  $>4,4\mu m$ , kolloidalt COD ( $COD_{col}$ ) ligger mellan  $4,4\mu m$  och  $0,45\mu m$  och löst COD ( $COD_{dis}$ ) innehåller inga partiklar större än  $0,45\mu m$ . Denna indelning är gjord i enlighet med tidigare studier (Elmitwalli 2000) och har valts för att huvudparten av de försök som gjorts med hushållsavloppsvatten har använt dessa fraktioner. Jämförelsen mellan reaktorernas prestanda blir på så sätt mer rättvisande.

Huvuddelen av analyserna har gjorts självständigt på plats vid Sjöstadsverket. Värden på inkommande obehandlat vatten har hämtats från Stockholm Vattens ackrediterade laboratorium på Torsgatan i Stockholm. På Sjöstadsverkets laboratorium analyserades COD med Dr Lange kyvetter. Ofiltrerat vatten användes för totalt COD ( $COD_{tot}$ ),  $4,4\mu m$  filtrerade (Schleicher & Schuell 595 ½) prover för  $COD_f$  och  $0,45\mu m$  filtrerade (Schleicher & Schuell ME 25) prover användes för  $COD_{dis}$ .  $COD_f$  är alltså den del av COD-innehållet som passerar ett filter med porstorleken  $4,4\mu m$ , på samma sätt är  $COD_{dis}$  den del av COD-innehållet som passerar igenom ett filter med porstorleken  $0,45\mu m$ . Det totala COD-innehållet delades upp i fraktionerna suspenderat COD ( $COD_{ss}$ ), kolloidalt COD ( $COD_{col}$ ) och löst COD ( $COD_{dis}$ ).  $COD_{ss}$  beräknades som differensen mellan

$COD_{tot}$  och  $COD_f$  och  $COD_{col}$  som differensen mellan  $COD_f$  och  $COD_{dis}$  (Elmitwalli 2000). Följande samband gäller:

$$COD_{tot} = COD_{ss} + COD_{col} + COD_{dis}$$

$$COD_{ss} = COD_{tot} - COD_f$$

$$COD_{col} = COD_f - COD_{dis}$$

#### 4.3.2 Övriga analyser

Vid analysen av suspenderat material (SS) tillämpades svensk standard vilket innebär att 1,6 µm filter användes vid filtreringen. SS är inte direkt relaterat till  $COD_{ss}$  eftersom de mäts på olika sätt.

VFA analyserades under uppstartsperioden på veckfiltrerade prover genom titrering med 0,05 M HCl.

Till gassystemet finns kopplat gasflödesmätare med kontinuerlig registrering av gasflödet. Under försöksperioden fanns dock problem med gasläckage, vilket gör att dessa mätningar inte är tillförlitliga och därför inte ingår i detta examensarbete.

#### 4.3.3 Aktivitetsmätningar

Aktivitetsmätningar har utförts av Lars-Erik Olsson på Anox AB i Lund. Vid två tillfällen har tester gjorts på granuler från båda UASB-reaktorerna. Vid första uttagstillfället (september 2003) hade reaktorerna varit i drift ca en månad. Vid det andra tillfället (slutet av februari 2004) hade reaktorerna varit i drift under sex månader. I försöket fylldes gastäta flaskor (minirötkammare) med två olika lösningar. En av flaskorna innehöll endast granulerat slam (ymp) spätt med destillerat vatten, den andra innehöll även natriumacetat, NaAc, för att se vilken aktivitet som kunde erhållas. Natriumacetaten bryts under försöket ned till metangas och koldioxid. Den eventuella gasproduktion som erhålles med bara ymp dras bort från den totala gasproduktionen. Det är alltså bara gasproduktionen från acetatet som räknas som aktivitet. Vid försökets början justerades pH till 8 och 100 ml av de olika slamblandningarna sattes som triplikat i 155 ml-testflaskor. Temperaturen hölls under försöket vid  $20 \pm 1^\circ\text{C}$ . Under försöksperioden som varade i 18 dagar togs gasprover ur flaskorna för att beräkna och mäta gasproduktion och metanhalt. Gasanalysen utfördes med GC-TCD.

#### 4.3.4 Satsvisa utrötningar

För att undersöka utrötningspotentialen i det förbehandlade avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad har satsvisa utrötningar utförts på JTI i Uppsala.

Som ymp användes granulerat slam från den andra UASB-reaktorn. I tabell 3 redovisas resultaten från den COD-analys som utförts på Stockholm Vattens lab. i samband med försöket.

Tabell 3. COD-halt i ymp samt substrat.

<b>Provtyp</b>	<b>COD (g/L)</b>
Slam (UASB), ymp	80
Avloppsvatten	0,4

Rötningsförsöken gjordes i två totalomblandade glaskärl med en aktiv volym på 4,7 l och en totalvolym på 5,5 l (fig. 3). Rötningen gjordes vid mesofila förhållanden (37°C i vattenbad) med ymp från UASB-processen. Omblandningen (250 rpm) var intermittert (5 min omblandning följt av 10 min paus). Rötningsförsöken gjordes som dubletter. Tillsatta mängder av ymp, vatten och substrat redovisas i tabell 4. Ympen ställdes i gastät flaska vid 37°C en vecka före försöksstarten för att gasa av ympen. Rötningen utfördes under 42 dagar.

Tabell 4. Tillsatta mängder av ymp och substrat i flaskorna.

<b>Flaska nr.</b>	<b>Ymp. (l)</b>	<b>Vatten (l)</b>	<b>Avloppsv. (l)</b>	<b>COD in (g)</b>
1 (kontroll)	0,2	4,5		13,6
2 (kontroll)	0,2	4,5		13,6
3	0,2		4,5	1,8*
4	0,2		4,5	1,8*

\*bara  
avloppsvatten



Figur 3. Utrustning för satsvisa utrötningsförsök.

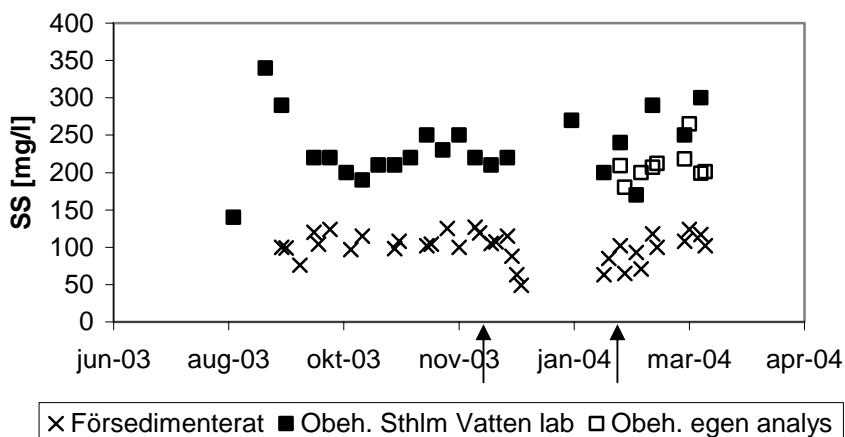
## 5. RESULTAT

### 5.1 INNEHÅLL AV COD OCH SUSPENDERAT MATERIAL I OBEHANDLAT OCH FÖRSEDIMENTERAT VATTEN

Avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad har innan den anaeroba UASB-reaktorn förbehandlats genom sedimentering med inblandning av flockningskemikalier. Under försöksperioden har olika flockningskemikalier provats. Till en början användes polyaluminiumklorid, PAX-XL36. Inblandning av flockningsmedel via rörblandaren gav inte tillfredställande flockning. Flockningen blev inte bättre då koncentrationen av PAX ökades. Kemikalien tillsattes med stor sannolikhet med alltför långa tidsintervall då doseringen skedde via rörblandaren och inblandningen i avloppsvattnet blev otillräcklig. Utöver dosering med rörblandaren finns möjlighet att tillsätta polymer direkt innan sedimenteringstanken. Med början den fjärde veckan från försöksstarten blandades PAX direkt i polymertanken, försedd med omrörare. Istället för att dosera en liten mängd relativt koncentrerad PAX genom rörblandaren doserades ca 2 l/h av en 2,5 % lösning. Detta minskade dock inte SS-halten efter försedimenteringen. PAX är känsligt för utspädning så aluminiumkoncentrationen blev antagligen alltför låg för att ge en tillfredställande effekt.

Från den 18/12 2003 doserades ca 40 mg/l Purifix till försedimenteringen genom att dosera en utspädd lösning från polymertanken. Purifix är en stärkelsebaserad produkt som är okänsligt för utspädning. Den 16/2 2004 sänktes dosen till 34 mg/l utan att reduktionen av suspenderat material försämrades nämnvärt.

Jämförelsen mellan obehandlat och försedimenterat vatten (figur 4) visar att halten suspenderat material reduceras med omkring hälften i försedimenteringen. SS-halten i det obehandlade vattnet är oftast mellan 200 mg/l och 250 mg/l (medel 226 mg/l) och belastningen på UASB-reaktorerna är i medeltal 100 mg SS/l. Den vänstra pilen i figur 4 visar tidpunkten för övergång från dosering av PAX till dosering av Purifix 40 mg/l. Den högra pilen visar när dosen sänktes till 34 mg/l.

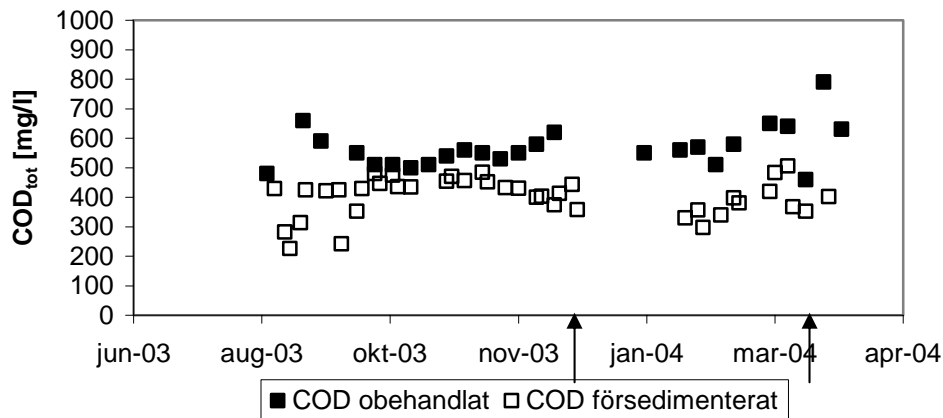


Figur 4. Total mängd suspenderat material (>1, 6 $\mu$ m) i inkommande vatten till Sjöstadverket (värden från Stockholm Vattens lab. och egna analyser) samt i det



försedimenterade vatten som motsvarar inflödet till UASB-reaktorerna. Pilarna indikerar start av Purifixdosering 40 mg/l resp. 34 mg/l.

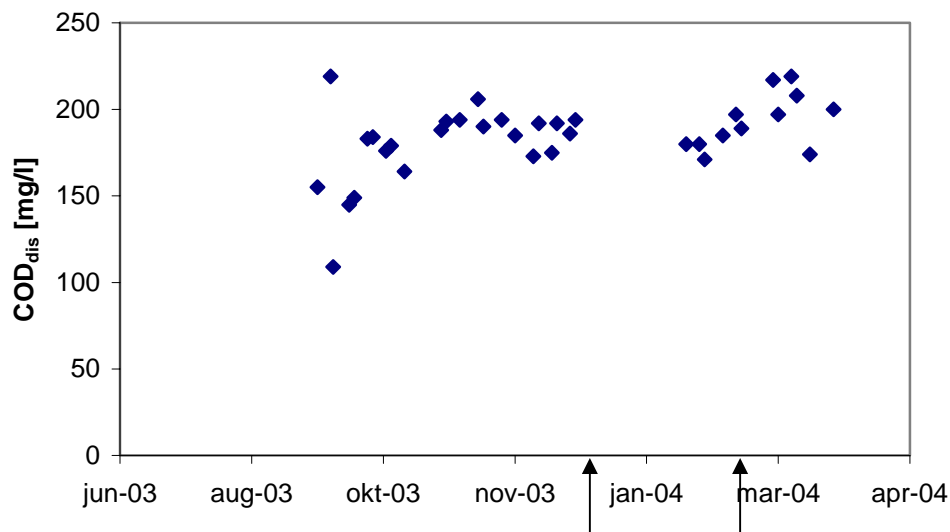
Genomsnittligt COD<sub>tot</sub>-innehåll är 567,2 mg/l i det obehandlade avloppsvattnet och 400,5 mg/l COD<sub>tot</sub> efter förbehandling (figur 5). Reduktionen av COD<sub>tot</sub> i försedimenteringen är i medeltal 28 %.



Figur 5. Totalt COD-innehåll i det obehandlade hushållsavloppsvattnet vid ankomsten till Sjöstadverket samt efter försedimentering. Pilarna visar tidpunkten för start av Purifixdosering 40 mg/l respektive 34 mg/l.

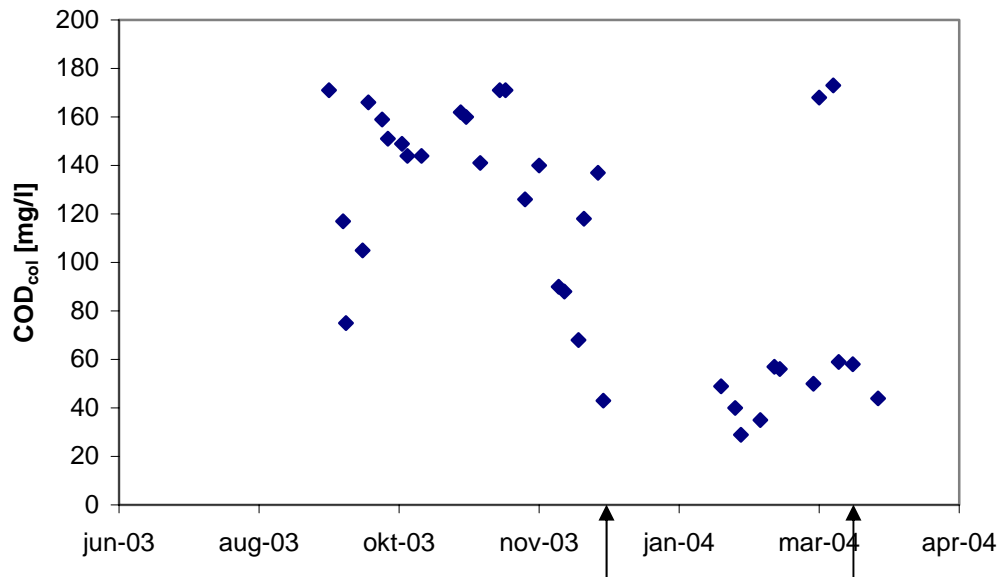
I figur 6-8 är COD-halten i det förbehandlade avloppsvattnet indelat i tre fraktioner efter partikelstorlek. Analyserna är gjorda på dygnsprov.

I figur 6 syns hur lösligt COD (<0,45 µm) har varierat kring medelvärdet 184 mg/l. Lösligt COD har under hösten utgjort ca 42 % av den totala COD-mängden. Under våren sedan halten kolloidalt COD minskat, har andelen lösligt COD varit över 50 % av den totala mängden COD.



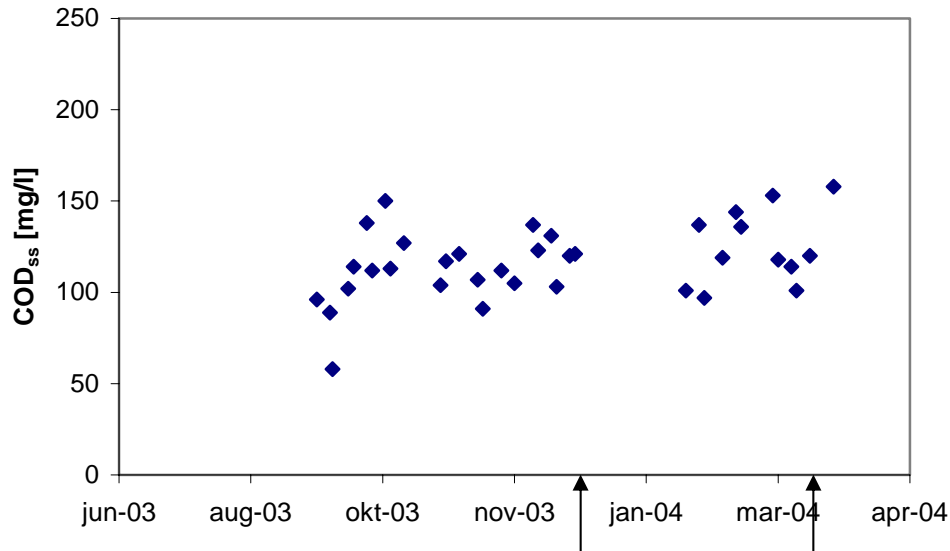
Figur 6. COD i inkommande vatten till UASB. Lösligt COD (<0,45 µm). Pilarna visar tidpunkten för start av Purifixdosering 40 mg/l den 18/12 2003 samt sänkning av dosen till 34 mg/l den 16/2 2004.

Kolloidalt COD varierade under hösten mestadels mellan 100 och 175 mg/l (figur 7), motsvarande 31 % av totalhalten. Under vintern har halten kolloidalt COD sjunkit till 70 mg/l, motsvarande 18 % av totalhalten. Detta beror troligtvis på en stabilare process i försedimenteringen. Pilarna visar tidpunkten för start av Purifixdosering 40 mg/l den 18/12 2003 samt sänkning av dosen till 34 mg/l den 16/2 2004. Stabiliseringen syns enbart som en minskning av den kolloidala COD-fraktionen. Ingen av de övriga COD-fraktionerna har minskat under samma tidsperiod.



Figur 7. Kolloidalt COD (0,45 - 4,4  $\mu\text{m}$ ) i inkommande vatten till UASB. Pilarna visar start av Purifixdosering 40 mg/l respektive 34 mg/l.

Halten suspenderat COD i dygnsprovet har varierat mellan 100 och 150 mg/l (figur 8). Medelvärdet har varit 117 mg/l, motsvarande 29 % av totalhalten. Den förbättrade funktionen i försedimenteringen under vintern har inte påverkat suspenderat COD i samma grad som kolloidalt COD.

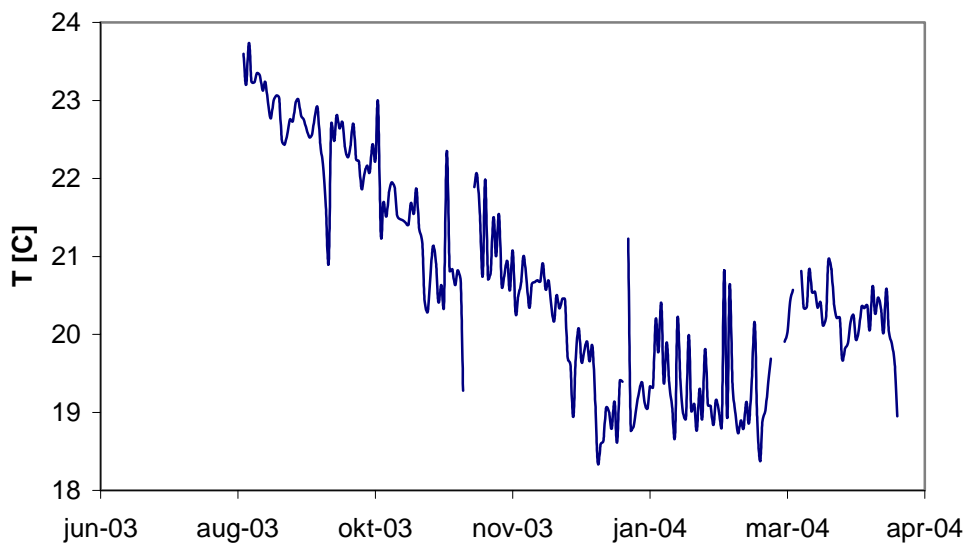


Figur 8. Suspenderat COD (>4,4µm) i inkommande vatten till UASB. Pilarna visar tidpunkterna för start av dosering Purifix 40 mg/l respektive 34 mg/l.

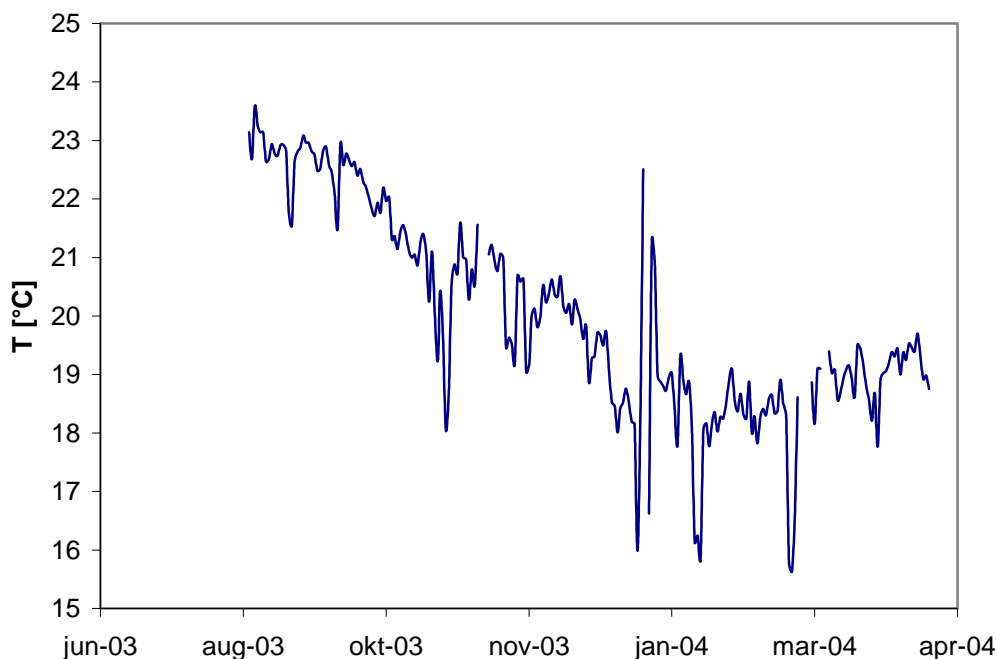
## 5.2 TEMPERATUR, FLÖDE, HYDRAULISK UPPEHÅLLSTID OCH ORGANISK BELASTNING

Under sensommaren nådde temperaturen i avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad upp till strax över 23°C (figur 9). Som lägst var temperaturen drygt 18,5°C, vilket är betydligt varmare än exempelvis vattnet till Henriksdalsverket (figur 11).

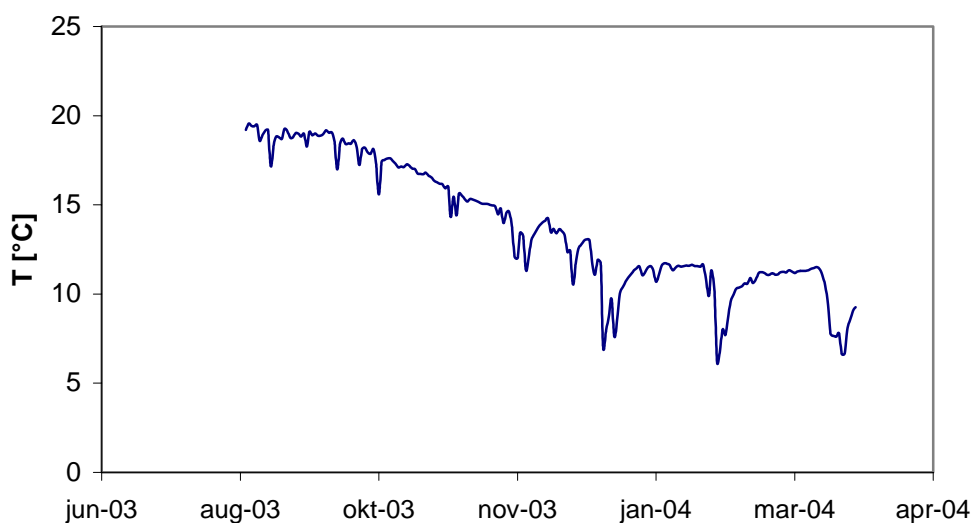
Tidigare undersökningar (Magnusson, 2003) har visat att vattentemperaturen inte förändras nämnvärt under transporten från pumpen i Hammarby Sjöstad till Sjöstadsverket. Från försöksperioden för detta examensarbete saknas temperaturdata från vatten efter transporten till Sjöstadsverket. Temperaturen mäts i vattnet efter försedimentering (figur 10). Vattnet har vid några tillfällen kylts ned till drygt 15°C. Detta sammanfaller med stopp i tillförseln av vatten (fig. 13).



Figur 9. Temperatur i vattnet från Hammarby Sjöstad uppmätt vid pumpstationen på Båtbyggargatan (dygnsmedelvärden).



Figur 10. Temperatur i försedimenteringen före anaerob behandling (dygnsmedelvärden).

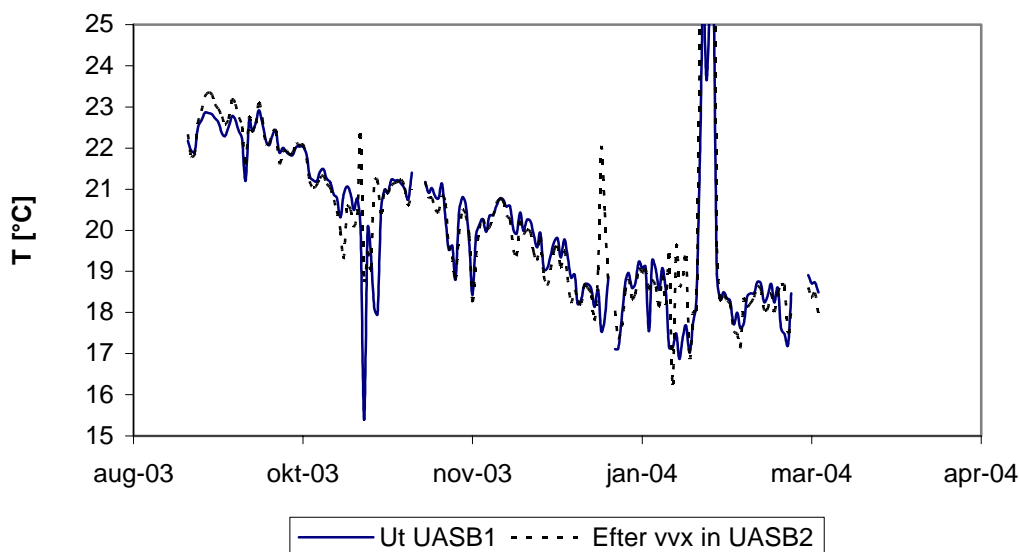


Figur 11. Temperatur i försedimenteringen på Henriksdalsverket (dygnsmedelvärden).

För att kunna kontrollera processtemperaturen finns en värmväxlare efter respektive UASB-reaktor. Inställningen för temperaturen har varit 20°C under försöksperioden. I figur 12 visas hur temperaturen i reaktorerna i själva verket legat på drygt 17°C under vintern. Temperaturregleringen har inte fungerat tillfredställande.

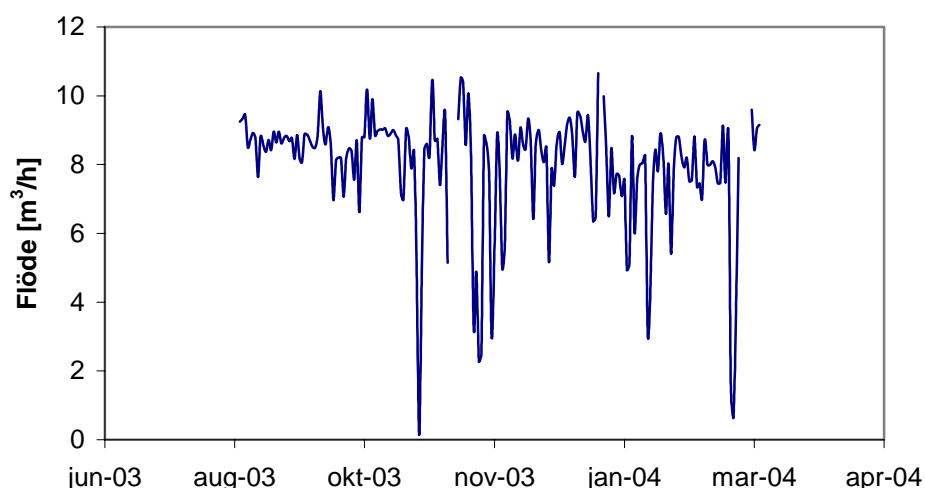
Temperaturregleringen sker efter mätning av temperaturen i det vatten som kommer ut ur UASB-reaktorn. Vid avbrott i recirkulationsflödet får temperaturgivaren ingen signal. Detta leder till att temperaturen ökar okontrollerat. Detta har skett vid ett tillfälle i februari 2004, vilket fick till följd att temperaturen in till UASB 2 varit närmare 38°C under flera dygn (toppen syns ej i figur 12 pga. skalan). Vid detta tillfälle observerades en markant ökning av

gasmängden i sifonerna. Det är normalt att befintlig gas i systemet expanderar då temperaturen ökar, men en snabb respons från mikroorganismerna kan också ha lett till en ökad aktivitet och förhöjd gasproduktion.



Figur 12. Temperatur i utgående vatten från UASB1 samt efter värmväxlaren, motsvarande flödet in till UASB2.

Inflödet till Sjöstadverket har varierat mycket under försöksperioden (fig. 13). Vattnet till samtliga fyra försökslinjer går genom samma mekaniska förbehandling med sandfång och gallerrens. Ett flöde på 11-12 m<sup>3</sup>/h ska passera genom rengalleret. På grund av återkommande problem med uppumpningen av vatten från Hammarby Sjöstad har inflödet under flera längre perioder varit noll eller nästan noll. Under hela försöksperioden har dygnsmedelflödet understigit de önskade 11-12 m<sup>3</sup>/h på grund av det intermittenta flödet nattetid.

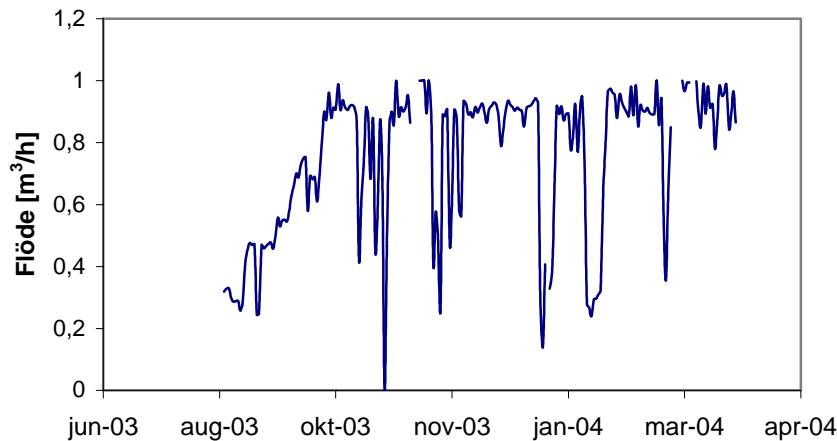


Figur 13. Dygnsmedelflöde till rengaller Sjöstadverket.

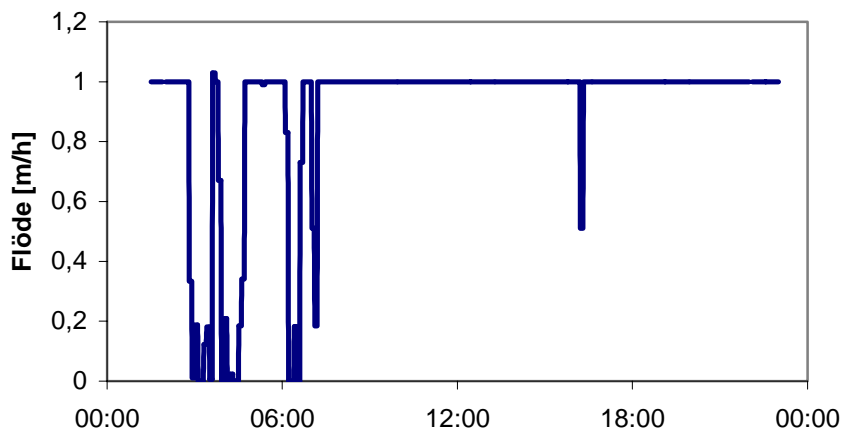
Från den 29/9 2003 har flödet in till försedimenteringen varit inställt på 1,0 m<sup>3</sup>/h. Då verket förses med vatten från pumpen vid Båtbyggargatan i Hammarby Sjöstad, det vill säga under dagtid, har belastningen på försedimenteringen hållits

konstant på  $1,0 \text{ m}^3/\text{h}$ . De låga flödena under natten har dock lett till att dygnsmedelflödet bara nått upp till drygt  $0,9 \text{ m}^3/\text{h}$  (fig.14a). Vid driftsstörningar har dygnsmedelflödet blivit ännu lägre. Figur 14b visar ett typiskt exempel på hur flödet kan variera under dygnet (i detta fall den 16 mars 2003).

Det saknas flödesgivare omedelbart innan UASB-reaktorerna. I försedimenteringstanken åstadkoms en viss utjämning liksom i mixertanken, vilket innebär att kortare driftstopp inte behöver påverka inflödet till UASB 1.

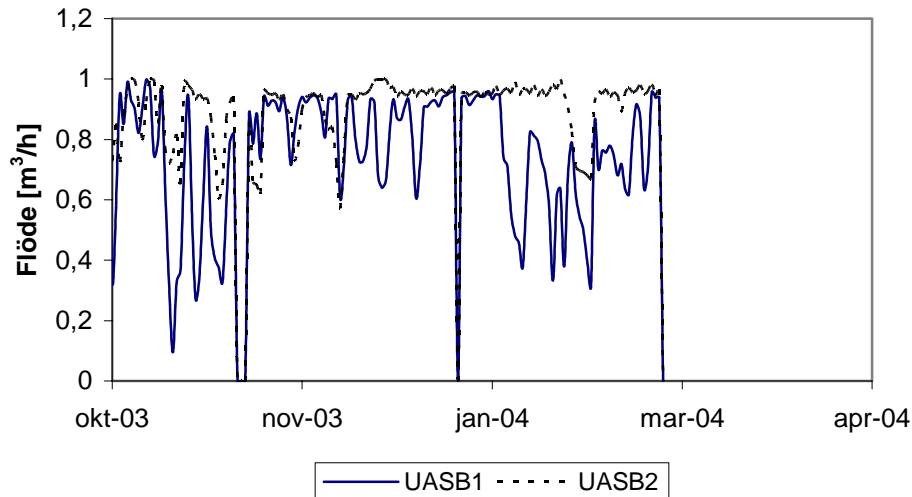


Figur 14a. Dygnsmedelflöde in till försedimentering.



Figur 14b. Flöde in till försedimentering under ett dygn.

Cirkulationsflödet har varit inställt på  $1,0 \text{ m}^3/\text{h}$ , vilket motsvarar en uppflödes hastighet på  $1,57 \text{ m/h}$ . Flödesstoppet nattetid påverkar inte cirkulationsflödena. Suspenderat material i vattnet från förbehandlingen har orsakat igensättning av cirkulationspumparna, framför allt till UASB 1. Detta har gett ojämna cirkulationsflöden i reaktorerna (fig. 15). Då inflödet från försedimenteringen varit  $1,0 \text{ m}^3/\text{h}$  och cirkulationspumpen inte kunnat upprätthålla samma flöde har den nedsatta recirkulationen i UASB 1 medfört att orenat vatten breddats över direkt till UASB 2. Reaktorerna har alltså under den största delen av försöksperioden inte körts helt seriellt.



Figur 15. Recirkulationsflöde i UASB-reaktorerna. Dygnsmedelvärden.

Efter att detta examensarbete avslutats ökades inflödet samt recirkulationsflödena till 1,2 m<sup>3</sup>/h. Detta ger ett uppflöde närmare 1,9 m/h. En övre gräns på 2,0 m/h har angivits av leverantörerna.

I tabell 5 är uppehållstiden beräknad relativt den biologiskt aktiva volymen, dvs. den inre volymen i UASB-reaktorerna. Blandningstankens volym är inte medräknad då den volymen inte kan anses delta i den biologiska nedbrytningsprocessen.

Tabell 5. Inflöde samt HRT för UASB (beräknat på biologiskt aktiv volym).

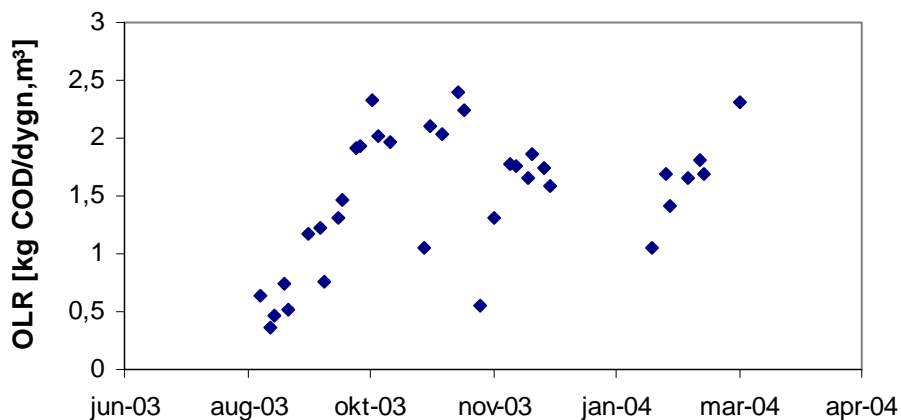
Datum	Inställt inflöde (m <sup>3</sup> /h)	HRT per reaktor (h)	HRT totalt (h)
18/8-28/8	0,3	8,06	16,1
29/8-8/9	0,5	4,83	9,67
9/9-23/9	0,6	4,03	8,06
24/9-28/9	0,8	3,02	6,04
29/9-22/3	1,0	2,42	4,83
26/3-	1,2	2,01	4,03

Ett inflöde på 1,0 m<sup>3</sup>/h motsvaras vid en genomsnittlig COD-koncentration på 415,5 mg/l av en organisk belastning (OLR) på 2,06 kg COD/dygn, m<sup>3</sup> beräknat på båda reaktorernas biologiskt aktiva volym.

Den organiska belastningen är beräknad som:

$$OLR = \frac{COD_{konc} \times Q_{in}}{V} = \frac{\frac{mg}{l} \times \frac{l}{h} \times \frac{24}{1 \times 10^6}}{V} = \frac{kgCOD}{dygn, m^3}$$

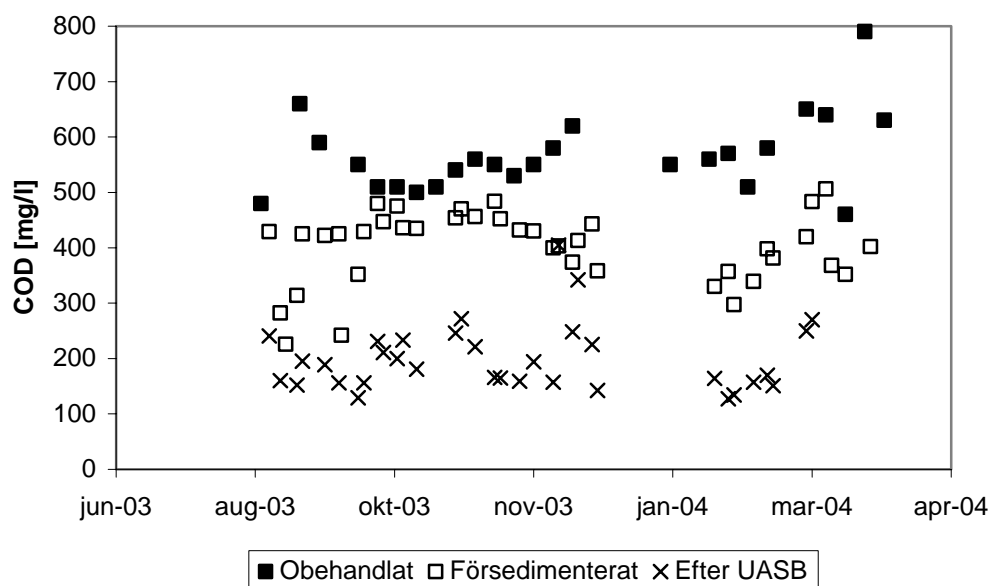
Belastningen på UASB-reaktorerna under försöksperioden har varierat på grund dels av variation i COD-koncentrationen efter försedimenteringen, dels på grund av störningarna i inflödet. Figur 16 visar en uppskattning av hur den verkliga organiska belastningen varierat, baserat på dygnsmedelflöden samt COD-analyser på dygnsprover från inflödet till UASB-reaktorerna. Den organiska belastningen är beräknad på båda reaktorernas volym.



Figur 16. Organisk belastning på UASB-reaktorerna. Baserat på dygnsmedelflöden och COD-dygnsprover efter försedimenteringen.

### 5.3 PRESTANDA- REDUKTION AV OLIKA COD-FRAKTIONER

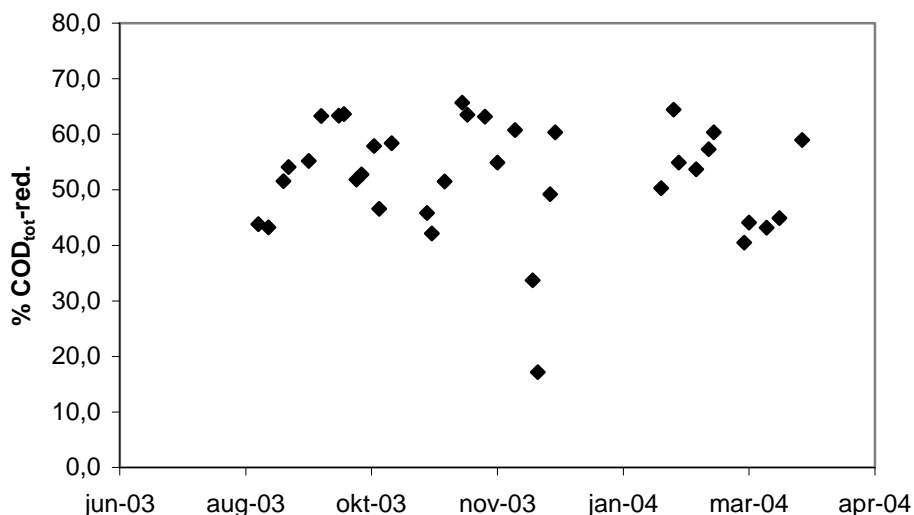
Den totala COD-halten i det obehandlade avloppsvattnet från Sjöstaden är i genomsnitt 567,2 mg/l och efter förbehandling ligger COD-halten kring 400,5 mg/l. Variationen är stor (fig. 17). Efter UASB-reaktorerna är COD-halten i genomsnitt 199,8 mg/l.



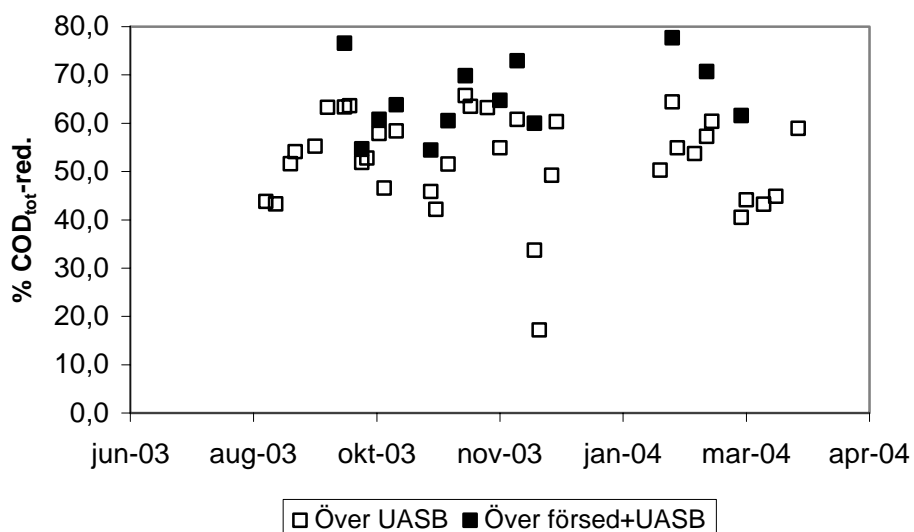
Figur 17. Totalhalt COD i obehandlat och försedimenterat vatten samt i UASB 2. Analyser på obehandlat och försedimenterat vatten är gjorda på dygnsprover medan stickprover har tagits från klarfasen i den andra UASB-reaktor.



Reduktionen av  $COD_{tot}$  över det anaeroba behandlingssteget har under försöksperioden varierat mellan 41 % och 66 %, med ett fåtal avvikande värden då reduktionen framstår som väsentligt lägre på grund av granulfragment i klarfasen (fig. 18). Det totala medelvärdet är 49 % reduktion av  $COD_{tot}$  över UASB-reaktorerna, med de fyra lägsta värdena undantagna blir medelvärdet 54 % reduktion. Över hela systemet bestående av försedimentering och UASB-reaktorer, är medelvärdet 64 % reduktion av  $COD_{tot}$ , vilket visas i figur 19.



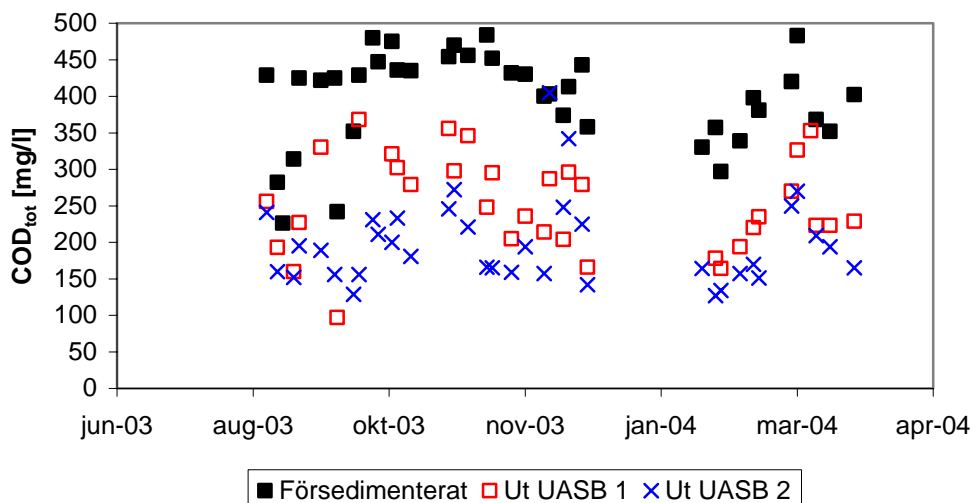
Figur 18. Total COD-reduktion över UASB-reaktorerna.



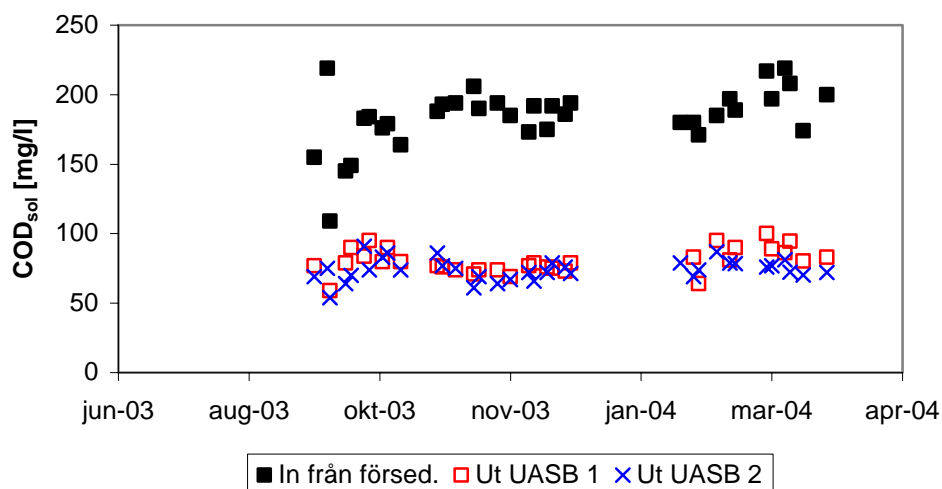
Figur 19. Total COD-reduktion över UASB-reaktorerna samt över hela systemet, dvs. UASB och försedimentering.

I figur 20 visas halten  $COD_{tot}$  i det försedimenterade vattnet i relation till halten  $COD_{tot}$  i utgående vatten från UASB 1 och UASB 2. Ett fåtal extremvärden är uteslutna ur figuren, då de uppenbarligen berott på granulfragment i klarfasen i

reaktorerna. Den största delen av COD-reduktionen har skett i den första reaktorn vid de tillfällen då cirkulationspumparna fungerat tillfredställande. Då reaktorerna drivits i serie har ingen reduktion av lösligt COD skett över den andra UASB-reaktorn, vilket kan ses i figur 21. En del suspenderat och kolloidalt COD har brutits ned i den andra reaktorn, framför allt då recirkulationen inte fungerat så att orenat vatten bräddats direkt in till reaktor 2.

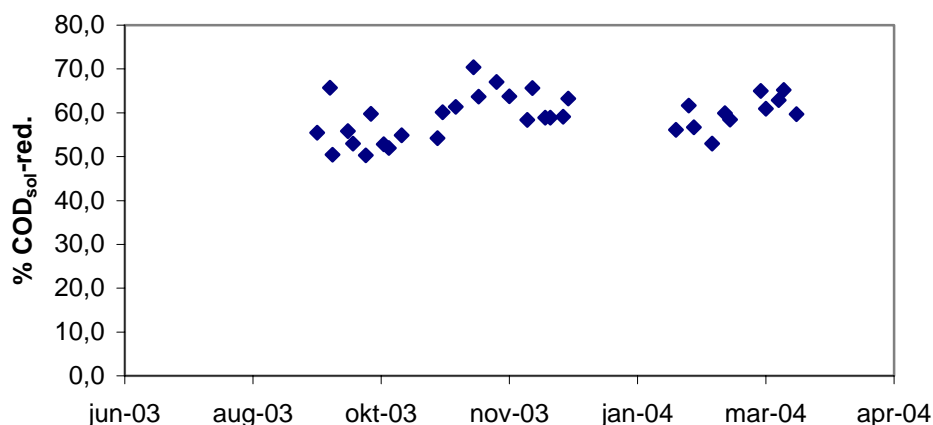


Figur 20. Totalt COD i försedimenterat vatten samt ut från UASB 1 och UASB 2. Värden för försedimenterat vatten är dygnsprover, prov från UASB-reaktorerna är stickprov.



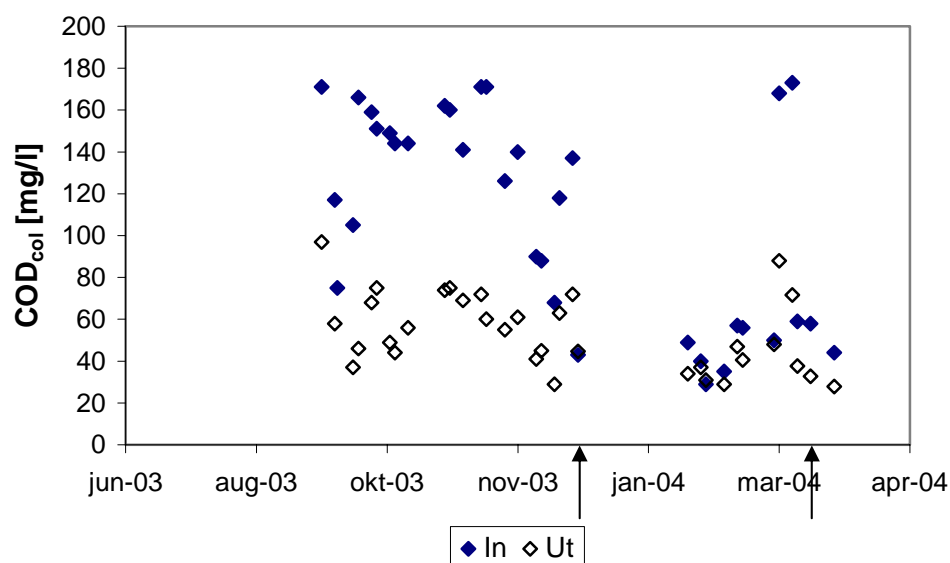
Figur 21. Lösligt COD ( $<0,45\mu\text{m}$ ) efter försedimenteringen samt ut från var och en av UASB-reaktorerna. Värden för försedimenterat vatten är dygnsprover, prov från UASB-reaktorerna är stickprov.

Reduktionen av lösligt COD ( $<0,45\mu\text{m}$ ) har under försöksperioden varierat mellan 50 % och 70 %, med de lägsta värdena under de första veckorna (fig 22). Det totala medelvärdet är 59,4 % reduktion av lösligt COD. Om de första två månadernas drift undantas blir medelvärdet 61,4 % reduktion.

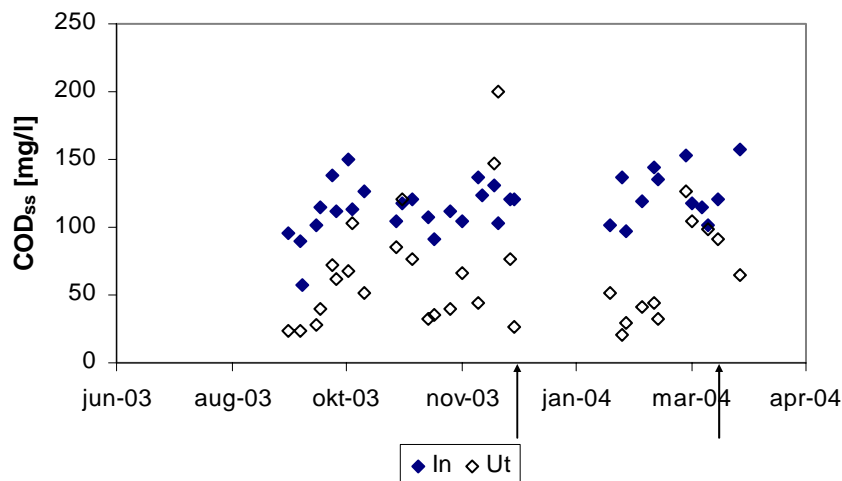


Figur 22. Reduktion av lösligt COD ( $<0,45\mu\text{m}$ ) över UASB-reaktorerna.

Relationen mellan halten suspenderat och kolloidalt COD i försedimenterat vatten och vattnet ut från UASB-reaktorerna visas i figur 23 och 24. Det går inte att säkert säga hur stor del av skillnaden mellan suspenderat och kolloidalt COD i in- och utgående vatten som beror på nedbrytning i reaktorerna. Man kan därför svårligen tala om reduktion av dessa fraktioner. Trasiga granuler i utgående vatten påverkar COD-analysen, då de inte kan separeras från övrigt organiskt suspenderat material. Granulfragmenten bidrar till ett högre värde på COD. Särskilt stor är variationen av suspenderat COD ut från UASB-reaktorerna (fig. 24). Vid de tillfällen då utgående vatten varit klart har minskningen av suspenderat och kolloidalt COD över reaktorerna varit högre.



Figur 23. Kolloidalt COD efter försedimentering (dygnsprov) och efter UASB-reaktor två (stickprov från klarfasen). Pilarna visar tidpunkterna för start av Purifixdosering 40 mg/l respektive 34 mg/l.



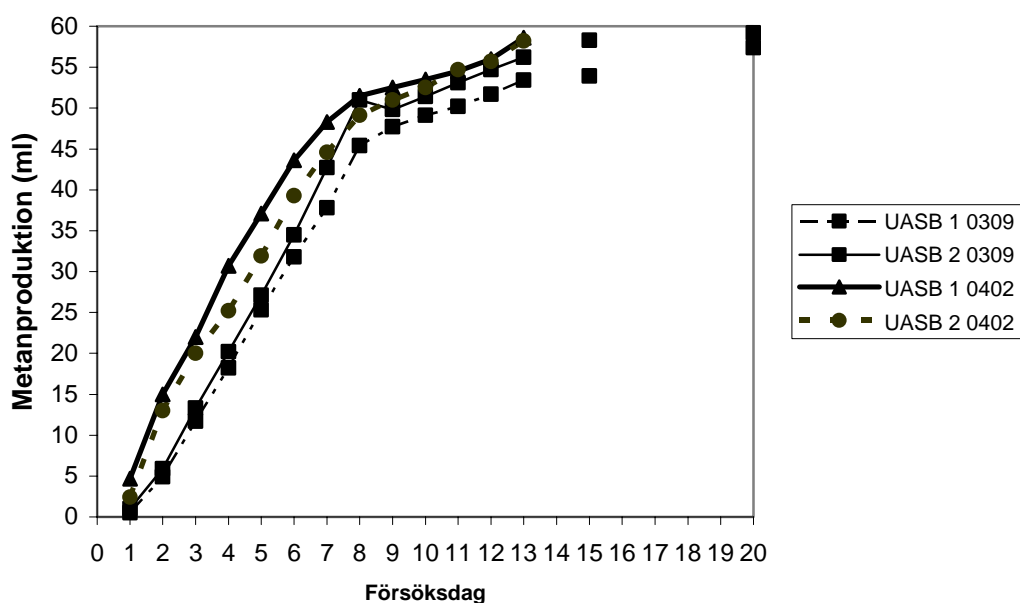
Figur 24. Suspenderat COD i inkommande och utgående vatten UASB. Två extremvärden är uteslutna ur figuren. Pilarna visar start av Purifixdosering 40 mg/l respektive 34 mg/l.

Under uppstarten av UASB-reaktorerna minskades uppehållstiden genom att gradvis öka inflödet till reaktorerna. VFA mättes med jämna mellanrum för att kontrollera att systemet inte överbelastades. VFA-värdena i reaktorerna har under denna period aldrig varit högre än 15 mg/l. I jämförelse med inkommande vatten från försedimenteringen där VFA ligger kring 24-50 mg/l innebär detta att ingen ackumulering av intermediära fettsyror har skett i reaktorerna. Detta är normalt då den organiska belastningen är låg.

Gasproduktion har observerats i sifonerna med inte kunnat mätas kvantitativt på grund av problem med läckage i gasledningarna. Stickprover har visat att gasen från reaktorerna innehåller ca 55 % metan.

## 5.4 METANOGEN AKTIVITET

Aktivitetmätningar har vid två tillfällen utförts på granuler från båda UASB-reaktorerna. Vid första uttagstillfället (september 2003) hade reaktorerna varit i drift ca en månad. Vid det andra tillfället (slutet av februari 2004) hade reaktorerna varit i drift under sex månader. I figur 25 visas skillnaden i metanogen aktivitet mellan de båda tillfällena. Natriumacetaten som används som substrat bryts ned till metangas och koldioxid. Maximalt kan 60 ml metan bildas från den tillsatta acetaten. Med ett bra mesofilt slam vid 37°C tar utrotningen normalt ca 10 dagar. Resultaten från detta test vid 20°C visar att aktiviteten är hög hos slammerna från båda reaktorerna. Aktiviteten är något högre vid det andra försökstillfället. Efter sex månaders drift startar nedbrytningen snabbare i slammerna från UASB1 än i slammerna från UASB2. Detta beror med stor sannolikhet på att detta slam fått mycket mer substrat under hela driftsperioden. Aktiviteten i slammerna från UASB2 är trots detta hög och slutresultatet blir ungefär detsamma.



Figur 25. Metanproduktion för granulerat slam från UASB 1 och UASB 2. Ympen till mätningarna är uttagen efter en respektive sex månaders drift. Testerna är utförda i Lund av Anox AB.

Vid ett antal tillfällen har ett ljusbrunt flockulent slam observerats i rektorerna. Först observerades denna typ av slam i UASB1, senare även i den andra reaktorn. Detta slam har inte uppvisat någon metanogen aktivitet. TS-halten i det flockulenta slammets har legat mellan 0,5 % och 1,0 %. Troligen består slammets av suspenderat material som inte brutits ned i UASB-reaktorerna.

## 5.5 UTRÖTNINGSPOTENTIAL

Resultaten från de satsvisa utrötningar som utförts visar en metanproduktion på 0,36 l CH<sub>4</sub> / g COD (tabell 6). Detta ligger nära det högsta teoretiskt möjliga värdet på 0,4 l CH<sub>4</sub> / g COD.

Tabell 6. Resultat från utrötningförsöken.

	COD (in)	Biogas ack. (medelv.)	Biogas (avloppsv.)	Biogas TPN	CH <sub>4</sub>	l CH <sub>4</sub> / g COD (TPN)
	(g)	(l)	(l)	(l)	(l)	(TPN)
<b>Kontroll</b>	13,6	1,58				
<b>Avloppsv.</b>	1,8	2,59	1,01	0,89	0,65	0,36

## 6. DISKUSSION

### 6.1 SAMMANSÄTTNINGEN PÅ VATTNET FRÅN HAMMARBY SJÖSTAD

Innehållet av organiskt material i avloppsvattnet från hushållen i Hammarby Sjöstad är lägre än förväntat. Vattenförbrukningen är den dubbla mot vad som anges i miljömålet. Även då hänsyn tas till detta är koncentrationen av framför allt COD, BOD<sub>7</sub> och SS betydligt lägre än väntat. Delvis förklaras detta av att vattnet som kommer till försöksanläggningen inte blir representativt eftersom hela vattenproduktionen under natten pumpas upp från Hammarby Sjöstad till skillnad från dagtid då bara en delström behandlas vid försöksanläggningen. En snabbundersökning av resultat från tidigare provtagningar, där varje timme under dygnet analyserats separat, visar att vattnets innehåll av suspenderat och organiskt material är 10-15 % högre dagtid då flödet är högre. Detta kan göra att vattnet vid försöksanläggningen innehåller proportionellt sett mindre COD och SS än dygnsproduktionen av avloppsvatten från hushållen i Hammarby Sjöstad. En ytterligare orsak till att mätvärdena inte är rättvisande är det låga flödet nattetid, som då flödesproportionell provtagning tillämpas, ger nattvattnet större vikt vid uttag av dygnsblandprov. Ett högre innehåll av COD i avloppsvattnet skulle göra det lättare att åstadkomma en effektiv vattenrening med anaerob teknik.

Vattentemperaturen vid försöksanläggningen ligger mellan 23°C och drygt 18°C och kan inte förväntas sjunka under 18°C ens vid snösmältningsperioden, eftersom eventuellt inläckage i ledningsnätet verkar vara obefintligt. Resultaten från detta examensarbete visar att det är möjligt att driva den anaeroba processen vid en vattentemperatur som i reaktorerna i realiteten legat på drygt 18°C trots att inställningen för temperaturen har varit 20°C under försöksperioden. Denna temperatur ligger nära hushållsavloppsvattnets verkliga temperatur vid ankomsten till Sjöstadsverket. Grundat på hur väl UASB-reaktorerna fungerat under examensarbetets gång skulle processen med största sannolikhet kunna drivas vid de temperaturer som hushållsavloppsvattnet från Sjöstaden håller.

### 6.2 FÖRBEHANDLING MED REDUKTION AV SS OCH COD

De flesta studierna på UASB-reaktorer har koncentrerats kring rening av obehandlat avloppsvatten. Ett av målen med den anaeroba behandlingen är då en hög reduktion av suspenderat material. För försedimenterat avloppsvatten har främst EGSB-reaktorer testats. Konceptet med försedimentering i kombination med iblandning av flockningskemikalier är unikt för UASB-reaktorerna vid Sjöstadsverkets pilotanläggning. Uppgifter om SS-reduktion och COD-reduktion i anaeroba reaktorer som hämtas från litteratordata avser oftast totalreduktion över den anaeroba behandlingen betraktad som ett fullständigt system. UASB-reaktorerna vid försöksanläggningen kombineras med en effektiv försedimentering som reducerar drygt hälften av det suspenderade materialet och 28 % av COD<sub>tot</sub> i det obehandlade avloppsvattnet.

I januari minskade det kolloidala materialet i det förbehandlade avloppsvattnet markant. En stabilisering i sedimenteringsbassängen hade skett, det är dock oklart vad förbättringen berodde på. Inga klara samband kan ses mellan ändringar i kemikaliedoseringen och minskningen av kolloidalt material. Det var bara den kolloidala COD-fraktionen som minskade vilket innebär att förändringen inte

hade upptäckts med filtrering enligt konventionell svensk standard. Efter stabiliseringen i försedimenteringen varefter mindre kolloidalt material har följt med in i reaktorn har COD-reduktionen i UASB-reaktorerna förbättrats stadigt.

Tidigare studier, se tex. Elmitwalli et al (1999, 2000) och Lettinga (2001), har visat vikten av att reducera suspenderat material innan det huvudsakliga anaeroba reningssteget för att inte försämra den metanogena aktiviteten. Flera studier har visat att för mycket suspenderat material försämrar förutsättningarna för en bra process eftersom granulerna påverkas negativt. Tyvärr innebar stabiliseringen i förbehandlingen vid Sjöstadsverket inte någon minskad halt suspenderat material i det förbehandlade vattnet. Det verkar dock som om förbehandlingen ger en tillräcklig reduktion av SS för att bibehålla ett väl fungerande granulärt slam i reaktorerna.

### **6.3 UASB-REAKTORERNAS PRESTANDA MED AVSEENDE PÅ REDUKTION AV OLIKA COD-FRAKTIONER**

Trots att avloppsvattnets COD-koncentration varit relativt låg för anaerob rening och trots stora driftsproblem som medfört upprepade avbrott i inflödet och stora variationer i cirkulationsflödet, har processen fungerat bra. Detta visar att systemet är robust och tål en hel del påfrestningar. Inte ens frysningen av avgasningsenheten under januari då luft pressades in i blandningstanken verkar ha orsakat anaeroberna någon irreversibel nedsättning i aktivitet.

Tack vare användningen av en granulerad ymp gick uppstarten av reaktorerna på bara några veckor. Den totala COD-reduktionen var redan från starten över 40 %. Efter uppstartsperioden har reduktionen av COD<sub>tot</sub> över UASB-reaktorerna varierat mellan 41 och 66 % med 54 % som medelvärde. Efter ca två månaders drift stabiliserades COD-reduktionen på en nivå över 50 %.

Vid en jämförelse mellan resultaten från detta examensarbete och resultaten från tidigare studier med liknande temperaturförhållanden visar det sig att reduktionen av COD i UASB-reaktorerna vid Sjöstadsverket är av samma storleksordning. Resultaten med avseende på SS-reduktion och COD-reduktion i tidigare studier måste ses i relation till att de anaeroba reaktorerna i dessa studier oftast utgör hela systemet, medan UASB-reaktorerna vid försöksanläggningen kombinerats med en effektiv förbehandling. Den totala COD-reduktionen över försedimenteringen och UASB-reaktorerna vid Sjöstadsverkets försöksanläggning är i medeltal 67 %.

Merparten av de tidigare studier där hushållsavloppsvatten behandlats anaerobt vid låg temperatur har utförts i laboratorieskala. Under laborieförhållanden är det lättare att kontrollera processförhållandena. Flödet kan hindras från att fluktuera och vattnets sammansättning kan eventuellt modifieras t ex genom tillsats av lättnedbrytbart substrat. Småskaliga försök medför dock andra typer av svårigheter och det är inte alltid som erfarenheter från laboratoriet kan omsättas vid en större anläggning.

Det är svårt att uppskatta reduktionen av kolloidalt och suspenderat COD. Vid några analystillfällen har COD-analysen påverkas av granulfragment i klarfasen "Reduktionen" av totalt COD har vid dessa tillfällen sett ut att vara mycket lägre än annars, till och med negativ vid ett par tillfällen. Skillnaden mellan suspenderat COD i in- och utgående vatten varierar, då klarfasen grumlas av mycket granulfragment kan det till och med resultera i en ökning av suspenderat COD.

Det är osäkert hur stor del av minskningen av suspenderat COD som härrör från biologisk nedbrytning i den anaeroba behandlingen. Då minskningen av suspenderat COD varit ovanligt hög har minskningen av kolloidalt COD blivit mindre. Då vattnet varit klart ligger reduktionen av suspenderat COD över 60 %. Det är lägre än i andra studier, men de har oftast en högre halt av suspenderat COD i inkommande vatten, och UASB-reaktorn utnyttjas då som en fälla för suspenderat material. Vid försöksanläggningen har en stor del av det suspenderade materialet redan avskiljts i försedimenteringen innan den anaeroba behandlingen. Detta leder till en hög totalreduktion av suspenderat COD över hela systemet bestående av försedimentering och UASB.

Den kolloidala fraktionen i utgående vatten ligger mellan 30-80 mg COD/l. Stabiliseringen i försedimenteringen ledde till ett minskat inflöde av kolloidalt COD. Minskningen av kolloidalt COD i utgående vatten blev inte lika stor. Halten kolloidalt COD i utgående vatten ökar med ökande halt suspenderat COD i inkommande vatten. En del kolloidalt COD i utgående vatten härrör antagligen från suspenderat COD i inkommande vatten som bara delvis hydrolyseras. Detta är konsistent med observationer i tidigare studier. I likhet med suspenderat COD är det osäkert hur stor del av minskningen av kolloidalt COD som härrör från biologisk nedbrytning.

Reduktionen av lösligt COD, med medelvärdet 59,4 %, ligger på en jämn nivå. Analysen av  $COD_{sol}$  påverkas inte av granulfragment i klarfasen. På så sätt är detta resultat det som bäst visar hur reaktorernas kapacitet ökat över tiden. Värden under 55 % reduktion har bara förekommit vid ett tillfälle efter de första två driftsmånaderna.

För att kunna säga något säkrare om hur stor den verkliga nedbrytningen av de olika COD-fraktionerna är krävs kvantitativa och kvalitativa mätningar av gasproduktionen i reaktorerna. Vid låga temperaturer återfinns en stor del av den producerade metangasen löst i utgående vatten. Försök gjordes att uppskatta förlusten av metan vid avgasningen av det utgående vattnet. För detta syfte togs stickprov ut från en ventil just efter att det utgående vattnet luftats. Provet jämfördes med ett samtidigt stickprov från den andra av de två UASB-reaktorerna och skillnaden mellan de båda proven antogs motsvara gasförlusten i avgasningsenheten. Till en början jämfördes filtraten, men ingen skillnad kunde iakttas. Det troligaste är att vattnet avgasades vid filtreringen. Istället jämfördes de ofiltrerade proverna, men dessa mätningar visade oftast högre värden för det avgasade vattnet. Antagligen stördes analyserna av att partikulärt material lossnade från rören vid avgasningsenheten, trots att flera liter vatten spolades ur innan varje provtagning.

En viktig faktor vid studier av nedbrytning av organiskt material i avloppsvattnet är hur stor del av det suspenderade och kolloidala materialet som verkligen hydrolyseras och hur stor del som ackumuleras i reaktortanken. Det är klart att det sker en viss ackumulering av ej nedbrutet material i reaktortankarna. Det är troligt att större mängd ej nedbrutet material ackumuleras i reaktortankarna då temperaturen sjunker vintertid. Detta har observerats i tidigare studier (Lew et al 2003). Dessutom sedimenterar suspenderat material i hörnen i blandningsfackens andra fack där omrörare saknas. Dessa omständigheter gör det svårt att få en bild över massbalansen i systemet.



Vid ett tillfälle under försöksperioden har blandningstanken rengjorts utan att massan av den uttagna volymen slam har kunnat bestämmas. Det har heller inte gått att göra någon bra uppskattning av den sedimenterade volymen. Inom ramen för detta examensarbete har inga beräkningar på massbalansen i systemet gjorts. Detta är dock viktigt på sikt för att få en helhetsbild över systemet. I detta sammanhang är det viktigt att påpeka att den anaeroba reningen i UASB-reaktorerna inte är en fullständig avloppsvattenbehandling utan bör kompletteras med en effektiv förbehandling för att avskilja en del av det suspenderade materialet. I systemet ingår även konventionell mesofil rötning av överskottsslammet från försedimenteringen. Kväveinnehållet i avloppsvattnet måste avskiljas utanför de anaeroba reaktorerna genom en biologisk efterbehandling alternativt utvinnas genom omvänd osmos.

#### 6.4 ALTERNATIVA DRIFTSSTRATEGIER

Den allra största delen av COD-reduktionen har skett i den första reaktorn vid de tillfällena då cirkulationspumparna fungerat tillfredställande. Då har ingen reduktion av lösligt COD skett över den andra UASB-reaktorn. En del suspenderat och kolloidalt COD har brutits ned i den andra reaktorn, framför allt då recirkulationen inte fungerat så att örenat vatten bräddats direkt in till reaktor 2. På så sätt har den andra reaktorn fungerat som en extra marginal i reningskapacitet då detta behövts. Resultaten visar att UASB-reaktorerna troligen skulle klara en högre organisk belastning än den nuvarande, bara cirkulationspumparnas funktion kan garanteras. Ett inflöde av  $1,2 \text{ m}^3/\text{h}$  motsvarar dock den högsta möjliga hydrauliska belastningen. Med ett mer koncentrerat avloppsvatten skulle UASB-reaktorernas kapacitet kunna utnyttjas bättre.

Reaktorerna vid försöksanläggningen kommer även att användas för att behandla avlopp från s.k. ”svartvattensystem”. Detta kan vara ett bra alternativ, eftersom de höga koncentrationerna av växtnäring och organiskt material i klosettvattnet ger förutsättningar för en resurseffektiv utvinning av metan och näringsämnen. Detta ska utvärderas i kommande studier.

I de tidigare studier där två UASB-reaktorer har drivits seriellt har den första reaktorn fungerat som hydrolyskammare medan den andra reaktorn fortsatt nedbrytningen och stått för huvudparten av metanproduktionen. I pilotanläggningen vid Sjöstadverket har den första reaktorn i praktiken fungerat självständigt med både hydrolys och metangasbildning. Detta sista påstående bygger på visuella observationer av gasproduktionen i sifonerna samt på det faktum att merparten av den lösliga COD-fraktionen som lätt omvandlas till metangas redan brutits ned då vattnet passerat den första reaktorn.

Försöksanläggningen är utformad för att kunna drivas på olika sätt. En alternativ driftsstrategi är att inte utnyttja de båda UASB-reaktorerna som en två-stegsreaktor utan istället övergå till paralleldrift. Erfarenheterna från detta examensarbete indikerar att det skulle vara möjligt att driva reaktorerna på detta sätt med en fortsatt god reduktion av COD. Detta alternativ framstår som än mer attraktivt om man även i fortsättningen har en effektiv förbehandling med iblandning av flockningskemikalier.

## 6.5 GRANULBILDNING

En nackdel med anaerob behandling som ofta framhålls är den långa uppstartstiden. Denna studie visar dock att det, under förutsättning att en ymp används, är möjligt att nå en stabil drift med en COD-reduktion över 50 % redan efter några veckor. Ympen till reaktorerna var anpassad till ett substrat som till sin sammansättning skiljer sig från hushållsavloppsvattnet i att det senare är ett mer komplext vatten med högre andel fett och protein. Trots det verkar ympen ha anpassat sig bra till de nya förhållandena. Den metanogena aktiviteten i det granulerade slammet är likvärdig med aktiviteten i ett slam från en reaktor som drivits under mesofila förhållanden. Aktiviteten i det granulerade slammet är dessutom avsevärt högre efter sex månader än kort efter uppstarten. Detta är överraskande med tanke på den låga driftstemperaturen i reaktorerna samt att hushållsavloppsvattnet har ett lågt innehåll av COD varav inte allt lättnedbrytbart. Det granulerade slammet från UASB 1 uppvisar en något högre metanogen aktivitet än slammet från UASB 2. Detta beror med stor sannolikhet på att detta slam fått mycket mer substrat under hela driftsperioden. Om det inte är möjligt att öka hushållsavloppsvattnets innehåll av COD kan reaktorerna drivas parallellt för att undvika att granulerna i UASB 2 får för lite substrat. Tidigare studier har visat att om reaktorn matas med ett vatten med ett alltför lågt COD-innehåll kan detta leda till substratbrist i granulernas kärna vilket medför att granulerna löses upp.

Efter åtta månaders drift finns fortfarande ett väl sammanhållet granulärt slam i båda reaktorerna. Hushållsavloppsvattnets karaktäristik leder uppenbarligen inte till någon omedelbar försämring av granulära slammet. De flesta granulerna är av samma storlek som i ympen men där finns även ett antal av mindre storlek. Vissa granuler är avsevärt ljusare till färgen, de ljusare granulerna är mindre och har en plattare form. Detta kan indikera att någon typ av ombildning har skett men det är ännu oklart hur successionen av granuler fungerar.

## 7 SLUTSATSER OCH FÖRSLAG TILL FRAMTIDA STUDIER

Erfarenheterna från detta examensarbete är av betydelse för de fortsatta försöken vid anläggningen och även för hur driften av reaktorerna kan komma att utformas i framtiden.

Temperaturen i hushållsavloppsvattnet från Hammarby Sjöstad ligger stabilt mellan 23°C och drygt 18°C. Resultaten från detta examensarbete visar att det är möjligt att driva den anaeroba processen vid vattentemperaturer ända ned mot ca 17°C. Grundat på hur väl UASB-reaktorerna fungerat skulle processen med största sannolikhet kunna drivas vid de temperaturer som hushållsavloppsvattnet håller vid ankomsten till Sjöstadsverket. Eftersom pilotskalan och reaktorernas placering utomhus innebär en snabb avkylning under uppehållstiden i reaktorerna under vintern kan det vara lämpligt att värma upp vattnet något så att vattnet i reaktorerna håller samma temperatur som vattnet från Sjöstaden, för att simulera en framtida anläggning i full skala.

Anaerob behandling är ett resurssnålt sätt att minska COD-innehållet i avloppsvattnet, förutsatt att processen fungerar utan uppvärmning. Resultaten från detta examensarbete visar på möjligheten att nå en stabil COD-reduktion i hushållsavloppsvattnet från Hammarby Sjöstad med hjälp av psykrofil anaerob rening i UASB-reaktorer. UASB-reaktorerna vid försöksanläggningen har kombinerats med en effektiv förbehandling. Det obehandlade hushållsavloppsvattnets innehåll av COD och SS är lägre än förväntat, 567 mg/l respektive 226 mg/l i medeltal. Förbehandlingen reducerar 28 % av COD<sub>tot</sub> och drygt hälften av det suspenderade materialet i det obehandlade vattnet. Den totala COD-koncentrationen i det försedimenterade avloppsvattnet är i genomsnitt 400 mg/l, varav 46 % lösligt COD, 27 % kolloidalt COD och 29 % suspenderat COD. Reduktionen i UASB-reaktorerna förbättrades då förbehandlingen stabiliserats och mindre kolloidalt material följde med in i reaktorn. Trots att stabiliseringen i förbehandlingen vid Sjöstadsverket inte innebar motsvarande minskning av suspenderat material i det förbehandlade vattnet verkar det som om reduktionen är tillräcklig. Den mängd suspenderat material som finns kvar i det förbehandlade vattnet är med nuvarande kemikaliedosering ca 100 mg SS/l. Ett väl fungerande granulärt slam har bibehållits i reaktorerna trots denna relativt höga SS-belastning.

Den totala COD-reduktionen över försedimenteringen och UASB-reaktorerna har varit 67 %. I försöksanläggningens UASB-reaktorer har en COD-reduktion på i genomsnitt 49 % uppnåtts med en hydraulisk uppehållstid på 2,4 timmar. Det är viktigt att klargöra om mängden ej nedbrutet suspenderat material ackumuleras i rektorn med tiden. Detta skulle innebära att den verkliga reduktionen av totalt COD är mindre än vad som framkommer vid mätningar på förbehandlat och utgående vatten. Reduktionen av löst COD har varit tillfredställande. Med löst COD definierat som organiskt material under 0,45 µm har reduktionen varierat mellan 50 och 70 % med medelvärdet 59 %.

Resultaten i detta examensarbete indikerar att UASB-reaktorerna skulle klara en högre organisk belastning än den som det nuvarande inflödet till reaktorerna motsvarar. Med ett mer koncentrerat avloppsvatten skulle båda UASB-reaktorernas kapacitet kunna utnyttjas bättre. Genom att välja ett svartvattensystem möjliggörs en resurseffektiv utvinning av metan och näringsämnen i avloppsvattnet. Detta examensarbete har dock visat att även ett

blandat hushållsavloppsvatten kan behandlas i UASB-reaktorer med bra resultat. Det relativt låga COD-innehållet i det blandade hushållsavloppsvattnet, jämfört med svartvatten, gör att utformningen av den anaeroba behandlingen kommer att ha stor betydelse för om processen kan fungera för vattnet från Hammarby Sjöstad. Om avloppsvattnets innehåll av organiskt material inte är/blir större än vad som hittills framkommit kan man vid fortsatt behandling av blandat avloppsvatten överväga alternativa driftsstrategier. Reaktorerna kan troligen drivas parallellt med fortsatt god COD-reduktion. Den vattenvolym som kan behandlas per dygn ökar och risken för substratbrist i reaktor två minskar. Detta alternativ förutsätter en fortsatt effektiv förbehandling, där flockningsmedel antagligen är nödvändigt.

Ett alternativ är att fortsätta med seriell drift och istället minimera förbehandlingen för att inte förlora något organiskt material i avloppsvattnet. Erfarenheterna från uppstartsperioden visar dock att detta inte kan rekommenderas. Suspenderat material kommer att orsaka än mer frekvent igensättning av cirkulationspumparna. Dessutom kommer en större mängd suspenderat material som inte brutits ned att ackumuleras i reaktorn. Eftersom det flockulenta överskottsslammet blandas upp med granulära slammet riskeras dessutom en försämring av granulernas reningskapacitet. Fler satsvisa utrötningar bör göras med det flockulenta slam utan metanogen aktivitet som finns i reaktorerna idag som substrat, för att se om detta kan brytas ned på sikt. Om materialet är biologiskt nedbrytbart är det möjligt att den naturliga höjningen av vattentemperaturen sommartid räcker till för att hydrolysera det material som ackumulerats i tankarna över vintern. För att avgöra om detta sker är det viktigt att mäta COD-reduktion, gasproduktion samt om TS-halten i det flockulenta slammet i reaktorerna ändras över tiden, dvs. om mängden ackumulerat material minskar i samband med ökad gasproduktion. Om ackumuleringen av ej nedbrutet material ökar över tiden är det lämpligt att regelbundna uttag av slammet görs för att förhindra att granulernas tillgång på substrat förhindras av det flockulenta slammet. UASB-reaktorernas utformning medger inte automatiserat uttag av slam vilket kommer att innebära stora manuella insatser.

Det är ännu oklart huruvida granuler nybildas i reaktorerna och om dessa nybildade granulers sedimentationsegenskaper och metanogena aktivitet är tillräckligt bra. Om nybildningen inte fungerar är det förstås fatalt för en fungerande drift på sikt.

Resultaten från detta examensarbete är en indikation på att psykrofil anaerob rening med UASB-reaktorer skulle vara ett bra val som en del av en energisnål reningsprocess för avloppsvattnet från hushållen i Hammarby Sjöstad. För att minska vattnets COD-innehåll till godkända utsläppsnivåer samt för att sänka kvävehalten krävs att den anaeroba behandlingen kompletteras med en biologisk efterbehandling. Även fosfor måste avskiljas utanför den anaeroba processen.

För att slutgiltigt kunna säga om denna teknik är värd att satsa på vid en framtida fullskaleanläggning för Hammarby Sjöstad bör gasproduktionen studeras vid olika temperaturer. Då krävs både kvantitativa och kvalitativa mätningar av gasproduktionen i reaktorerna. Förutom mätningar på gasen som samlas upp i reaktorernas övre del bör det göras mätningar av hur mycket gas som är löst i utgående vatten. Detta kan uppskattas med hjälp av Henry's lag men på sikt är det viktigt att utarbeta tillförlitliga metoder för metangasmätningar i vatten.

## 8 REFERENSER

- Alphenaar A., (1994). Anaerobic Granular Sludge. Characterization, and factors affecting its functioning. Doctoral thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, the Netherlands
- Àlvarez J.A, (2003). Zapico C.A, Gómez M., Presas J., Soto M. Anaerobic hydrolysis of a municipal wastewater in a pilot-scale digester. *Water Science and Technology*, Vol 47, no 12, 223-230. IWA Publishing
- Bodik I., Herdová B., Drtil M.; (2000). Anaerobic treatment of the municipal wastewater under psychrophilic conditions. *Bioprocess Engineering*, No. 22, 385-390
- Bohn I., Siverson B., Batstone D., Björnsson L. , Mattiasson B., (2001). Anaerobic digestion of agriculture residues under psychrophilic conditions. 9<sup>th</sup> World Congress for anaerobic digestion. Antwerpen. Ed. A. F. van Velsen and W.H. Verstraete, 545-547
- Elmitwalli T.A., Zandvoort Marcel H., Zeeman G., Bruning H., Lettinga G., (1999). Low temperature treatment of domestic sewage in upflow anaerobic sludge blanket and anaerobic hybrid reactors. *Water Science Technology*, Vol.39, no 5, 177-185
- Elmitwalli T.A., Dun M. Van, Bruning H., Zeeman G., Lettinga G., (2000). The role of filter media in removing suspended and colloidal particles in an anaerobic reactor treating domestic sewage. *Bioresource Technology* 72, 235-242
- Elmitwalli T. A., Soellner Jesko, Keizer Arie de, Bruning H., Zeeman G., Lettinga G., (2001). Biodegradability and change of physical characteristics of particles during anaerobic digestion of domestic sewage. *Water Research*, Vol 25, No. 5, 1311-1317
- Elmitwalli T. A., Lettinga G., Sklyar V., Zeeman G., (2000a). Low temperature pre-treatment of domestic sewage in an anaerobic hybrid or an anaerobic filter reactor. *Bioresource Technology* 82, 233-239
- Elmitwalli T. A., Oahn K. L.T., Zeeman G., Lettinga G., (2000b). Treatment of domestic sewage in a two-step anaerobic filter/anaerobic hybrid system at low temperature. *Water Research* 36, 2225-2232
- Gatu- och Fastighetskontoret, (2003). Miljöredovisning för Hammarby Sjöstad 2002/2003.
- Hellström D., Olsson L-E, Edström M, Nordberg Å., (2001). Anaeroba processer. En förstudie för projekt Lokalt reningsverk för Hammarby Sjöstad, etapp 1, Stockholm Vatten AB, Rapport nr 30
- Last, A. R. M. van der och Lettinga G., (1992). Anaerobic treatment of domestic sewage under moderate climatic (dutch) conditions using upflow reactors at increased superficial velocities.
- Lettinga G. and Hulshoff Pol L.W., (1991). UASB-process design for various types of wastewater. *Water Science Technology*. Vol 24, no 8, 87-107

- Lettinga G., Rebac S., Zeeman G., (2001). Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. Review - Trends in Biotechnology, Vol. 19, no 9
- Lettinga G., Rebac S., Parshina S., Nozhenikova A., Lier J.B.van, Stams A.J.M., (1999). High-rate Anaerobic treatment of wastewater at low temperatures. Applied and Environmental Microbiology, Vol. 65, No. 4, 1696-1702
- Lew B., Belavski M., Admon S., Tarre S., Green M., (2003). Temperature effect on UASB reactor operation for domestic wastewater treatment in temperate climate regions. Water Science and Technology, Vol 48, No 3, 25–30, IWA Publishing
- Lier J.B. Van, Tilche A., Ahring B. K., Macarie H., Moletta R., Dohanyos M., Hulshoff Pol L. W., Lens P. and Verstraete W., (2001). New perspectives in anaerobic digestion. Water Science and Technology, Vol 43, No 1, 1-18, IWA Publishing
- Lier J. B. Van, Rebac S., Lens P., Bijnen F. van, Oude Elferink S. J. W. H., Stams A.J.M. and Lettinga G., (1997). Anaerobic Treatment of partly acidified wastewater in a two-stage expanded granular sludge bed (EGSB) system at 8°C. Water Science Technology, Vol.36, No 6-7, 317-324.
- Ligero P. and Soto M., (2002). Sludge granulation during anaerobic treatment of pre-hydrolysed domestic wastewater. Water SA, Vol 28, No. 3.
- Magnusson J., (2003). Sammansättning på hushållspillvatten från Hammarby Sjöstad: Hushållens bidrag av miljöfarliga ämnen till avloppsvattnet. Examensarbete LTU Inst. för samhällsbyggnadsteknik.
- de Man, A. W. A., der Last, A. R. M., Lettinga, G., (1988). The use of EGSB and UASB anaerobic systems for low strength soluble and complex wastewaters at temperatures ranging from 8 to 30°C. Paper presented at 5<sup>th</sup> international symposium on anaerobic digestion, Bologna, 22-26maj 1988.
- Miron Y., Zeeman G., Lier J.B. van, Lettinga G., (200). The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in CSTR systems. Water Research, Vol. 34, No. 5, 1705-1713.
- Rebac S., Ruskova J., Gerbens S., Lier J.B.van, Stams A.J. M. and Lettinga G., (1995). High-Rate Anaerobic Treatment of Wastewater under Psychrophilic Conditions. Journal of fermentation and bioengineering, vol 80, nr 5, 499-506.
- Ruiz I., Soto M., Veiga MC, Ligero P., Vega A., Blázquez R., (1998). Performance of and biomass characterisation in a UASB reactor treating domestic waste water at ambient temperature. Water SA Vol 24, No. 3
- Seghezzo L., Zeeman G., Lier J.B. van, Hamelers H.V.M., Lettinga G., (1998). A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. Bioresource Technology, No 65, 175-190.
- Schellingkout A. and Collazos C. J., (1999). Full-scale application of the UASB technology for sewage treatment. Water Science and Technology. <http://www.cepis.ops-oms.org> (2004-09-01)

Skladany, J. George and Metting Jr, F.B., (1992). Bioremediation of Contaminated Soils.

Statens Naturvårdsverk, (1994). Kungörelse med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tärbebyggelse. SNFS (1994:7)

Zeeman G. and Lettinga G., (1999). The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing the water and nutrient cycle at community level. *Water Science Technology*, Vol 39, no 5, 187-194.

Wang K., (1994). *Integrated Anaerobic and Aerobic Treatment of Sewage*. Thesis Wageningen. ISBN 90-5485-232-1.

## ORDLISTA

AF	Anaerobic Filter reactor. Anaerob reaktor fylld med ett bärrmaterial där bakterier kan växa fast.
AH	Anaerobic Hybrid reactor. En kombination av en UASB och en AF. I botten finns en granulär bädd och reaktorns överdel är fylld med ett fast bärrmaterial.
BOD	Biokemisk syreförbrukning är ett mått på avloppsvattnets innehåll av biologiskt nedbrytbara ämnen. Uttrycks som BOD <sub>5</sub> eller BOD <sub>7</sub> i g O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> beroende på om det är uppmätt efter 5 eller 7 dygn.
COD	Kemisk syreförbrukning anger den del av vattnets föroreningsinnehåll som kan oxideras med ett kemiskt oxidationsmedel, vanligtvis Cr.
CSTR	Reaktor med kontinuerlig omrörning för att hålla en jämn temperatur och för att få en jämn fördelning av näringen till bakterierna.
EGSB	Expanded Granular Sludge Blanket. Se UASB. Vattnets uppflödes hastighet ökas till 6-10m/h för en maximal kontakt mellan biomassa och avloppsvatten.
FB	Fluidized Bed. Anaerob reaktor där bärrmaterialen består av små fritt svävande partiklar, till exempel av sand. Avloppsvattnet pumpas underifrån med hög hastighet och på så sätt hålls sandpartiklarna svävande med mikroorganismerna.
Granuler	Konglomerat av biologiskt aktiva bakterier med goda sedimenteringsegenskaper
HRT	Hydraulisk uppehållstid. Den genomsnittliga tid som vattnet uppehåller sig i reaktorn. För en effektiv nedbrytning krävs att uppehållstiden är tillräckligt lång.
HUSB	Hydrolytic Upflow Sludge Blanket. Se UASB. Används som förbehandling före fortsatt aerob eller anaerob behandling. Längre uppehållstid för maximal hydrolys.
Kolloidal	Definieras som den fraktion av föroreningspartiklarna som ligger i storleksintervallet 0,45µm - 4,4µm
MBR	Membranbioreaktor. Membranfilter används i kombination med en anaerob reaktor för att öka reduktionen av COD.
Psykrofil	Vid temperaturer under 25°C saktar de kemiska och biologiska reaktionerna ned. Dessutom löser sig gaser, tex metan, lättare i vatten
RO	Reversed Osmosis. Näringsämnen i avloppsvattnet tas till vara genom omvänd osmos vilket möjliggör återvinning.
SS	Suspenderad substans. Det suspenderade materialet i avloppsvattnet definieras som vikten av de föroreningspartiklar som inte passerar



ett filter med en viss porstorlek. I Sverige är den storleksgränsen vanligtvis 1,6 $\mu$ m. I detta examensarbete definieras suspenderat COD (COD<sub>ss</sub>) som den del av de organiska ämnena som är större än 4,4 $\mu$ m.

- TS Torrsubstanshalt. Ett mått på den totala mängden partiklar i ett slam, dvs suspenderad substans samt i vattnet lösta ämnen.
- UASB Upflow Anaerobic Sludge Blanket. Anaerob reaktor utan bärrmaterial. Vattnet pumpas upp genom reaktorn och den bildade biogasen samlas upp i reaktorns överdel. Mikroorganismerna bildar granuler med bra sedimentationsförmåga som svävar med avloppsvattnet.
- VFA Korta fettsyror (Volatile Fatty Acids) bildas bland annat som en intermediär produkt i den anaeroba nedbrytningsprocessen. För hög koncentration av dessa hindrar de metanproducerande mikroorganismernas aktivitet.

## **BILAGA A**

Reduktion av olika COD-fraktioner vid rening av hushållsavloppsvatten under psykofila förhållanden

Reaktortyp	Substrat	Tempektorvoly HRT			SS	CODt	CODss	CODcol	CODsol	VFA- Red grad (%)				Ref	
										SS	CODt	CODss	CODcol		CODsol
HUSB	obeh hh	17-20	25,5	7,1-2,9	190-370					82-85	46-59				Álvarez et al 2003
UASB	försed. 2h	21,6	0,500	5		152,6	78,6	23,4	50,5		69,3	79,7	56,7	53	Seghezzo et al 2003
HUSB	obeh hh	17	0,2	3	237	697		145	197	59	83	38	23	-2,6	-81,4 Wang, 1994
	obeh hh	11	0,2	3	171	318		70	100	13	77	11			
HUSB+EGSB	obeh hh	17	0,2+0,12	3+2	217	650	329	134	187	52		69	79	40	51 Wang, 1994
	obeh hh	12										51	67	24	41
UASB	obeh hh	9	0,0035	12		310	67		133			37			38 Bodik et al 2000
	obeh hh	15		12								48			44
UASB	obeh hh	20	0,000485	3,4	94	432(+300 sukros)			259	101	-15	57			76 Ligerio och Soto 2002
UASB	obeh hh	13	0,00384	8		456	229	114	112			67	90	48	39 100 Elmitwalli et al, 1999
	försed. 14h					339	82	136	124			59	79	59	45 100
EGSB	försed.	12-20	0,116	2-3		150-600	45-165	30-150	70-250						60 de Man et al 1988
UASB	obeh hh	12-20	0,12	7-8		190-1180	60-700	20-160	80-300			30-75			de Man et al 1988
EGSB	försed.	>13	0,12	>3,5								32			49 Last and Lettinga 1992
	försed.	>13	0,12	1,5-2										42-45	
HUSB	obeh hh	20	?	?	239	645			302	21	61	33		14,238	-381 Ligerio och Soto 2002
AH (förbeh.)	obeh hh	13	0,088	4		518	207	133	178	40		34	53	24	22 33 Elmitwalli et al 2002
AF (förbeh.)	obeh hh	13	0,06	4		518	207	133	178	40		55	82	35	38 -3
AF+AH	obeh hh	13	0,06+0,065	4+8		461	186	117	158	38		70,6	91,3	59,6	55,2 97 Elmitwalli et al 2002
	obeh hh			2+4		528	201	160	172	35		58,6	70,5	45,3	54,8 77,9
	obeh hh			3+6		528	225	156	147	55		63	78,8	45,8	53,6 91,3
AH (3 lager)	obeh hh	13	0,00384	8		456	229	114	112			67	94	37	40 100 Elmitwalli et al, 1999
	försed. 14h					339	82	136	124			61	87	57	47 100
AH (2/4 lager)	obeh hh	13	0,00384	8		456	229	114	112			63	91	31	39 100 Elmitwalli et al, 1999
	försed. 14h					339	82	136	124			62	88	57	48 100