

# CHALMERS



## Effekten av organisk belastning på avskiljningsegenskaperna hos aktivt slam

*Examensarbete inom civilingenjörsprogrammet Väg - och vattenbyggnad*

JOAKIM ENGSTRÖM

Institutionen för bygg- och miljöteknik  
Vatten Miljö Teknik  
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA  
Göteborg, 2007  
Examensarbete 2007:118



Examensarbete 2007:118

Effekten av organisk belastning på  
avskiljningsegenskaperna hos aktivt slam

The organic effect of organic loading on the solids-liquid  
separation properties of activated sludge

Joakim Engström

Institutionen för bygg- och miljöteknik  
Vatten MiljöTeknik  
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA  
Göteborg 2007

Effekten av organisk belastning på avskiljningsegenskaperna hos aktivt slam

JOAKIM ENGSTRÖM

@JOAKIM ENGSTRÖM

Examensarbete 2007:118

Institutionen för bygg- och miljöteknik  
Vatten Miljö Teknik  
Chalmers tekniska högskola  
412 96 Göteborg  
Telefon: 031-772 10 00

Effekten av organisk belastning på avskiljningsegenskaperna hos aktivt slam  
JOAKIM ENGSTRÖM  
Institutionen för bygg- och miljöteknik  
Vatten Miljö Teknik  
Chalmers tekniska högskola

## Sammanfattning

Denna rapport är en studie över hur tillsatt kolkälla i form av fettsyror (VFA) påverkar slamegenskaperna. Avsikten är att med hjälp av VFA kunna förbättra slammets sedimenteringsegenskaper och flockuleringsegenskaper i aktivslamprocessen. Två försöksreaktorer i liten skala har drivits parallellt, varav den ena fått en tillsats av VFA. Båda har tillförts avloppstatten som är taget innan försedimenteringen på Ryaverket. Osedimenterat vatten har använts för att simulera aktivslamprocessen under sommaren 2004 då försedimenteringen var bortkopplad, men trots det gav goda reningsresultat. Skillnader mellan reaktorer kan ses som en effekt av tillsatt VFA. Mätningar har gjorts av bland annat slamvolymindex, turbiditet, COD och slambelastning. Resultaten har jämförts och analyserats med hjälp av faktorförsök. Dessutom har bilder tagits med hjälp av mikroskop.

Resultaten visar att en tillsats av VFA påverkar slammets egenskaper. Slamvolymindex förblir relativt opåverkat medan turbiditeten försämras. Tillväxten av mikroorganismer ökar, framför allt i form av filamentbakterier. Faktorförsöken visade att löst COD, bland annat VFA, har större betydelse för både slamvolymindex och turbiditet än vad partikulärt COD har. Resultaten visar även att en tillsats av VFA förbättrar denitrifikationen i aktivslamprocessen. Sammantaget kan tillsatt VFA fungera som extra kolkälla då den naturliga COD-halten är låg. Däremot försämras slamegenskaperna då VFA tillsätts när COD-halten är naturligt hög i avloppsvattnet.

The effect of organic loading on the solids-liquid separation properties of activated sludge  
JOAKIM ENGSTRÖM  
Department of Civil and Environmental Engineering  
Water Environment Technology  
Chalmers University of Technology

## **Abstract**

This report is a study of the effect of volatile fatty acids (VFA) on the properties of activated sludge. The hypothesis was that addition of VFA could improve the settling and flocculation properties of the activated sludge. Two laboratory scale reactors were operated in parallel. One was operated as a reference reactor to which no VFA was dosed whereas the other one was operated with different dosing of VFA. Both reactors were fed with non-primary settled wastewater. The aim was to simulate the activated sludge process during the summer 2004 when the primary settlers were out of operation. In spite of this, the treatment plant operated well with excellent settling properties. The differences observed between the two laboratory scale reactors should be seen as an effect of the added VFA. Measurements of sludge volume index (SVI), turbidity after settling, COD and sludge loading were made.

The results show that dosage of VFA affects the sludge properties. Sludge volume index (SVI) remained relatively stable whereas the turbidity increased. The growth of filamentous microorganisms increased. A factorial experiment showed that dissolved COD as VFA had a larger effect on SVI and turbidity than the particulate COD had. The results show that VFA dosage improved denitrification in the process since it is a suitable carbon source when the COD concentration in the wastewater is low. However, the sludge properties deteriorated when VFA was dosed and when the concentration of COD was already rather high in the wastewater.

## **Förord**

Denna rapport är ett examensarbete vid institutionen för bygg- och miljöteknik och avdelningen Vatten Miljö Teknik på Chalmers tekniska högskola. Arbetet ingår som ett obligatoriskt moment om 30 hp i civilingenjörsutbildningen på Chalmers.

Först och främst vill jag tacka min handledare Britt-Marie Wilén på Vatten Miljö Teknik som varit till stor hjälp under hela arbetet. Jag vill även tacka Jesper Knutsson och Mona Pålsson i laboratoriet på Chalmers. Dessutom vill jag tacka personalen på Ryaverket för att jag fått genomföra projektet. På Ryaverket vill jag särskilt tacka Åsa Nilsson och Ann Mattsson, samt personalen i laboratoriet och verkstaden. Utan er hade detta projekt inte kunnat genomföras.

Göteborg 2007-10-10  
Joakim Engström

## Innehåll

Sammanfattning .....	i
Abstract .....	i
Förord .....	ii
1. Inledning.....	1
<b>1.1 Syfte</b> .....	<b>1</b>
<b>1.2 Metod</b> .....	<b>2</b>
2. Ryaverket .....	3
<b>2.1 Mekanisk rening</b> .....	<b>4</b>
<b>2.2 Biologisk rening</b> .....	<b>4</b>
<b>2.3 Slambehandling</b> .....	<b>5</b>
<b>2.4 Drift utan försedimentering</b> .....	<b>5</b>
3. Flockbildning och sedimentation .....	7
<b>3.1 Flockulering</b> .....	<b>7</b>
<b>3.2 Kemiska processer</b> .....	<b>7</b>
<b>3.3 Aktivslamprocessen</b> .....	<b>8</b>
3.3.1 Utformning .....	8
3.3.2 Överskottsslam .....	9
3.3.3 Slamvolymindex .....	9
<b>3.4 Mikrobiologi</b> .....	<b>10</b>
<b>3.5 Flockars uppbyggnad och struktur</b> .....	<b>11</b>
3.5.1 Polymerer .....	11
3.5.2 EPS .....	11

3.5.3 Problem .....	12
3.5.4 Påverkan av filament .....	12
3.5.5 Andra påverkande faktorer .....	13
3.5.6 Bakteriers näringsbehov .....	13
3.5.7 Miljökrav .....	14
<b>3.6 Biologisk kväverening.....</b>	<b>15</b>
3.6.1 Nitrifikation .....	15
3.6.2 Denitrifikation .....	15
<b>4. Undersökningsmetod.....</b>	<b>17</b>
<b>4.1 Försöksanläggning .....</b>	<b>17</b>
4.1.1 Faktorförsök .....	19
4.1.2 Partikulärt COD .....	20
4.1.3 Löst COD.....	20
4.1.4 Nitratdosering .....	21
4.1.5 Kvävgas .....	21
4.1.6 Slamålder.....	21
<b>4.2 Undersökta parametrar.....</b>	<b>22</b>
4.2.1 Slamvolymindex .....	22
4.2.2 Initial sjunkhastighet.....	23
4.2.3 Glödförlust (VSS).....	23
4.2.4 Suspenderat material.....	23
4.2.5 pH och temperatur .....	23
4.2.6 Turbiditet .....	24
4.2.7 COD.....	24
4.2.8 Ammonium, nitrit och nitrat .....	25
4.2.9 Flockstyrka .....	25
4.2.10 Kemisk sammansättning av slam.....	25
4.2.11 Fotografering .....	26
<b>5. Driftförhållanden .....</b>	<b>29</b>
<b>5.1 Nitrat, nitrit och ammonium.....</b>	<b>29</b>
<b>5.2 Suspenderat material i inkommande vatten.....</b>	<b>31</b>
<b>5.3 pH och temperatur.....</b>	<b>32</b>
<b>6. COD-analys.....</b>	<b>35</b>
<b>6.1 Inkommande COD.....</b>	<b>35</b>
6.1.1 Total-COD.....	37
6.1.2 Utgående COD .....	38
<b>7. Resultat.....</b>	<b>39</b>
<b>7.1 Slamvolymindex .....</b>	<b>39</b>
7.1.1 Slamhalt.....	40
7.1.2 Slamvolym.....	41
7.1.3 Initial sjunkhastighet.....	42
<b>7.2 Turbiditet.....</b>	<b>44</b>
<b>7.3 Flockstabilitet .....</b>	<b>45</b>
<b>7.4 Slamsammansättning.....</b>	<b>47</b>
<b>7.5 Slambelastning .....</b>	<b>49</b>
<b>7.6 Mikroskopering.....</b>	<b>50</b>
<b>8. Statistisk analys .....</b>	<b>53</b>
<b>8.1 Beräkningar.....</b>	<b>53</b>



<b>8.2 Resultat för faktorförsök.....</b>	<b>54</b>
8.2.1 COD.....	55
8.2.2 Slambelastning .....	57
9. Diskussion .....	59
10. Slutsatser .....	61
11. Referenser.....	63
Appendix 1 Prover från inkommande och utgående vatten .....	66
Appendix 2 Slambelastning .....	70
Appendix 3 Slamvolym.....	71
Appendix 4 Initial sjunkhastighet .....	72
Appendix 5 MLSS, VSS .....	78
Appendix 6 Slamvolymindex.....	81
Appendix 7 Turbiditet .....	82
Appendix 8 pH-värde, temperatur.....	83
Appendix 9 Faktorförsök .....	86

# 1. Inledning

När avloppsvatten renas med aktivslamprocessen är driften av reningsverket beroende av hur väl slammet kan avskiljas från det renade vattnet. Slammet måste sjunka utan att lämna för höga halter av suspenderat material i supernatanten efter sedimentering. Dessutom måste slammet sjunka tillräckligt snabbt för att man skall kunna pumpa tillbaka en koncentrerad ström av aktivt slam till reningsverkets inlopp. Detta är nödvändigt för att upprätthålla en tillräckligt hög halt av slam i det biologiska reningssteget.

På Ryaverket i Göteborg har man under vissa perioder haft problem med dåliga sjunkegenskaper hos slammet. Orsakerna till detta är oklara, men en teori är att försedimenteringen avskiljer så mycket partikulärt organiskt material att vattnet blir allt för utspätt och mängden organiskt kol i aktivslamprocessen blir för låg. Därför måste en kolkälla tillsättas och på Ryaverket görs det i form av etanol, vilket är kostsamt. Organiskt kol är en förutsättning för att mikroorganismer ska kunna bygga nya celler. Dessutom krävs en viss mängd organiskt kol för att denitrifikationen i aktivslamprocessen skall fungera. Om tillförseln av organiskt kol är för liten försämras denitrifikationen och kväveföreningar som nitrit och nitrat kan inte reduceras till kvävgas.

Det har det visat sig att även slammets sjunkegenskaper påverkas av hur mycket organiskt material det finns i avloppsvattnet vilket visar sig genom ett högt slamvolymindex och låg sjunkhastighet vid låga organiska belastningar. Då sedimentationen fungerar dåligt kan en större mängd partiklar i avloppsvattnet passera ut i recipienten än om slamegenskaperna varit tillfredsställande. Framförallt näringsämnet fosfor men även till viss del kväve är partikulärt bundet och därmed kan utsläpp av partiklar bidra till övergödning i sjöar och hav. Övergödning leder till att växligheten längs stränder tätnar och tillväxten av planktonalger ökar. Dessa sedimenterar på botten och livnär bottenlevande djur och nedbrytare. Då mängden föda ökar förbrukas syret snabbare och resultatet blir att djuren dör av syrebrist (Svanfeldt och Svensson, 2004).

## 1.1 Syfte

Under sommaren 2004 var försedimenteringen på Ryaverket avstängd på grund av reparationsarbeten. Inkommande avloppsvatten transporterades då direkt till aktivslamanläggningen. Resultat från denna period då försedimenteringen förbipasserades tyder på en positiv korrelation mellan organisk belastning och slammets flockeringsegenskaper. Under denna period förbättrades slamegenskaperna avsevärt. Sjunkhastigheten ökade markant och utgående vatten hade oftast en låg halt av suspenderat material. Exakt vad detta berodde på är dock oklart men det finns två möjliga anledningar. De förbättrade slamegenskaperna kan dels bero på den ökade mängden suspenderat material som kommit in till aktivslamsteget och detta kan ha haft en tyngande effekt på slamflockarna, dels kan det bero på att den organiska belastningen ökade. Förmodligen skedde en viss hydrolys av partikulärt organiskt material adsorberat till slamflockarna i reningsverket och hydrolysisprodukter i form av fettsyror bildades. Fettsyror, i huvudsak ättiksyra, är mycket lättillgängliga för bakterierna som kolkälla i aktivslamprocessen. Den ökade mängden organiskt material gjorde även att kväveföreningen fungerade bättre. Detta tros även ha påverkat slamegenskaperna i positiv riktning.

Målet med den här studien är att undersöka hur dels mängden partikulärt organiskt material samt löst organiskt material påverkar sedimenteringsegenskaperna. För att studera dessa båda faktorerers inverkan är det lämpligt att göra det i form av ett faktorförsök där de två faktorerna testas på två nivåer. De parametrar som undersöks är i första hand slamvolymindex och turbiditet. Dessutom mäts även faktorer som pH, temperatur samt innehållet av nitrat, nitrit och ammonium för att ta reda på vilka driftförhållanden som råder. Avsikten är att ha så lika driftförhållanden som möjligt mellan reaktorerna och därmed kunna koppla olikheter för slamegenskaperna till doseringen av löst COD.

Genom att analysera faktorförsöken och utvärdera mätdata är avsikten att få en bild av hur förändringar av mängden löst respektive partikulärt COD påverkar slamegenskaperna. Målsättningen är att arbetet skall ge svar på följande frågeställningar:

- Hur påverkas det aktiva slammets slamegenskaper av att VFA tillsätts?
- Bidrar VFA till att minska kväveemissioner?
- Hur fungerar VFA som kolkälla?

## **1.2 Metod**

Undersökningarna har gjorts i liten skala på Ryaverket. Två satsvisa försöksreaktorer på fyra liter vardera har används för att simulera Ryaverkets processer. Dessa har fungerat automatiskt och gått i fyratimmarscykler dygnet runt. Avloppsvatten har tillsatts manuellt och lagrats i dunkar placerade i kylskåp. Den ena reaktorn har försetts med kolkälla i form av löst VFA. Doseringar som motsvarar 50 och 200 mg COD/l har används. Den andra reaktorn har inte fått något tillskott av VFA. I övrigt har de båda reaktorerna fått fungera efter samma förutsättningar. Inkommande avloppsvatten till Ryaverket som tagits upp innan försedimenteringen har använts som ingående avloppsvatten till försöksreaktorerna. Ämnen som natriumnitrat och kvävgas har tillsatts för att förhållandena i reaktorn skall likna de verkliga förhållandena vid Ryaverket.

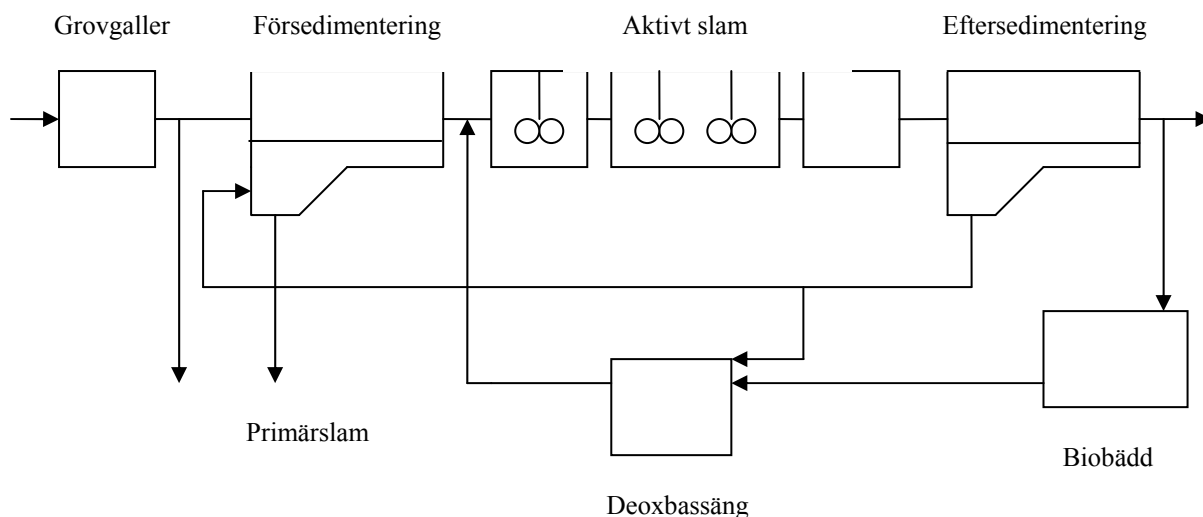
Försöken har pågått från den 6 december 2006 till den 26 mars 2007. Under denna tid har mätningar utförts under fyra avgränsade perioder då målsättningen varit att variera mängden löst och partikulärt COD.

## 2. Ryaverket



**Bild 2.1** Ryaverket (GRYAAB)

Ryaverket ligger på Hisingen i Göteborg. Anläggningen tar emot avloppsvatten från kommunerna Göteborg, Ale, Kungälv, Lerum, Partille, Härryda och Mölndal (bild 2.1). Omkring 630 000 personer i Göteborgsområdet är anslutna till Ryaverket. Räknas industrin in motsvarar anslutningen 830 000 personekvivalenter. Resthalterna av kväve i utgående vatten får inte vara högre än 10 mg/l i årsmedelvärde. Nya krav på fosfor kommer och sänks då från nuvarande 0,5 till 0,3 mg P/l. På Ryaverket renas vattnet i mekaniska, kemiska och biologiska steg. Utformningen visas i figur 2.1 (Gryaab).



**Figur 2.1** Processschema över Ryaverket

## 2.1 Mekanisk rening

Avloppsvattnet som når Ryaverket passerar först ett grovgaller på 20 mm där större partiklar filtreras bort. Därefter följer ett sandfång och 2 mm fingaller innan avloppsvattnet når försedimenteringsbassängerna. Det finns även en reglerlucka som ger möjlighet att leda avloppsvatten direkt till försedimentering (Gryaab, 2005).

## 2.2 Biologisk rening

Efter att ha passerat försedimenteringen når vattnet aktivslamsteget. Här sker denitrifikation samt oxidation av organiskt material. Det aktiva slammet leds sedan till eftersedimenteringen. Nitrifikationen sker genom recirkulation av utgående vatten från eftersedimenteringen till nitrifierande biobäddar. Biobäddarna är fyllda med ett plastmaterial där nitrifierande bakterier växer som en biofilm. Därefter pumpas vattnet till en deoxygeneringszon där det syre som återstår efter nitrifikationen konsumeras av bakterier. Därefter leds vattnet tillbaka till aktivslamsteget efter att ha blandats med försedimenterat vatten (Gryaab, 2005).

Denitrifikationen sker som fördenitrifikation där kolkällan finns i inkommande försedimenterat avloppsvatten. Detta räcker dock inte för att få en fullständig denitrifikation. Därför måste en extern kolkälla tillsättas. Ryaverket använder sig till detta ändamål av etanol. Denna doseras till det försedimenterade vattnet och doseringen regleras efter halten av nitrat i slutet av den sista anoxiska fasen. Normalt utnyttjas 60% av volymen i aktivslamanläggningen för denitrifikation, men det finns möjlighet att krympa volymen ner till 40% (Gryaab, 2005).

## **2.3 Slambehandling**

Överskottslam från eftersedimentering pumpas normalt till slamfickor i försedimenteringen. Från försedimenteringen tas ett blandslam som består av bioslam, kemsam och primärslam. Allt detta slam benämns dock som primärslam. Slammet förtjockas i bandgravitationsförtjockare och behandlas därefter i rötammare. Rötgasen som bildas i denna process säljs till Göteborg Energi (Gryaab, 2005).

## **2.4 Drift utan försedimentering**

Från den 24 maj till 16 september 2004 var försedimenteringen på Ryaverket avstängd på grund av ombyggnader för rening av bräddvatten. Inkommande vatten leddes under perioden direkt in till aktivslamanläggningen. Överskottsslammet kunde inte tas ut via försedimenteringen utan gick direkt till förtjockning. Resultaten från perioden utan försedimentering har jämförts med augusti 2003, augusti 2002 samt hela 2003 (Gryaab, 2005).

Driften utan försedimentering gav flera positiva effekter. Bland annat minskade behovet av extern kolkälla och sedimenteringsegenskaperna blev mycket goda.

Andelen av denitrifikationen som sker med extern kolkälla visade sig vara betydligt mindre utan försedimentering. Normalt står extern kolkälla för 20-30 % av denitrifikationen, utan försedimentering blev samma siffra 4 %. Detta tros ha berott på flera orsaker.

- COD-belastningen över aktivslamsteget har varit högre vilket gett ökad hydrolys och eventuellt ökad hydrolyshastighet.
- Nedbrytningen av COD har fungerat bättre vilket gett en mer aktiv biomassa och därmed mer slam i systemet.
- Hydrolys har gjort att viss fosforering kunnat ske biologiskt.

Slamvolymindex sjönk under perioden från ca 80 g/l till ca 50 g/l och sjunkhastigheten ökade avsevärt. Detta kan bero på följande faktorer.

- Minskad glödrest vilket leder till en mer aktiv biomassa.
- Minskad slamålder
- Ökad belastning av COD.
- Ökad belastning av SS och större partiklar i slammet. Detta gör att flockarna binds samman lättare och densiteten ökar.

Driften utan försedimentering visar tydligt att behovet av extern kolkälla minskar. En lägre koldosering ger i sin tur lägre slamproduktion (Gryaab, 2005).



## **3. Flockbildning och sedimentation**

### **3.1 Flockulering**

För att partiklar skall kunna avskiljas från vatten genom sedimentering eller flotation krävs det att dessa partiklar har en tillräcklig storlek för att kunna sedimentera inom en rimlig tid. Vid flockuleringsprocessen i ett reningsverk påverkas vattnet så att partiklars förmåga att slå sig samman gynnas. En förutsättning för att flockulering skall kunna ske är att det finns rörelse i vattnet. Detta utförs vanligtvis med hjälp av roterande omrörare samt genom luftning. Omrörningshastigheten får dock inte vara för hög då en alltför kraftig omrörning leder till att flockarna slås sönder. Flockulering i avloppsreningsverk sker såväl kemiskt som biologiskt (VA-teknik 2, 2006).

### **3.2 Kemiska processer**

Syftet med att tillsätta kemikalier i avloppsvattnet är att neutralisera kolloider samt att bilda svårslösliga ämnen som senare kan separeras från vattnet genom sedimentation eller flotation. De flesta kemikalier som används vid rening av avloppsvatten fungerar både som fällningsmedel och koagulanter. Ett fällningsmedel är ett ämne som vid reaktion med ett ämne i vattnet skapar en kemisk fällning. Koagulanter är ämnen som avladdar kolloider och därigenom reduceras dess motstånd mot partikelsammandragning. Partikelstorleken ökar genom att kolloiderna absorberas med antingen fällningar eller polymerer som finns i vattnet eller utsöndras av mikroorganismerna (extracellulära polymerer, EPS) då motståndet mot sammandragning minskar. Syntetiska polymerer kan även tillsättas som flockningshjälpmedel och det görs då under stor turbulens mellan luftningen och eftersedimenteringen. En kolloid-polymerkedja som kommer i kontakt med en annan ledig partikel absorberas till en kolloid-polymer-kolloidkedja och på så sätt växer sig partiklarna större.

I avloppsreningsverk används kemikalier för att fälla ut fosfor och de kemikalier som används till detta är vanligtvis aluminium, järn eller kalk. Fosforutfällningen kan ske som direktfällning, förfällning, simultanfällning och efterfällning. Vid efterfällning behandlas biologiskt renat vatten och vid för- och direktfällning är det biologiskt orenat vatten som behandlas. Simultanfällning innebär att fosforutfällning sker parallellt med aktivslamprocessen.

Vid fosforfällning är det viktigt att pH och alkalinitet hålls på rätt nivå. Vid användning av aluminium, som är den vanligaste fällningskemikalien i Norden, bör pH vara omkring 6. Vid användning av järn är optimalt pH något lägre, 5,3 men i praktiken behöver oftast inte pH justeras. Om nitrifikation förekommer i det biologiska steget kan problem uppstå vid efterfällning om aluminium eller järn används. Vid nitrifikation sjunker alkaliniteten i vattnet och därför kan alkali behöva tillsättas (VA-teknik 2, 2006).



### 3.3 Aktivslamprocessen

Aktivslamprocessen är den vanligast förekommande metoden för biologisk rening av avloppsvatten. Metoden är populär för dess enkla och robusta utformning. (Wilén, 1999).

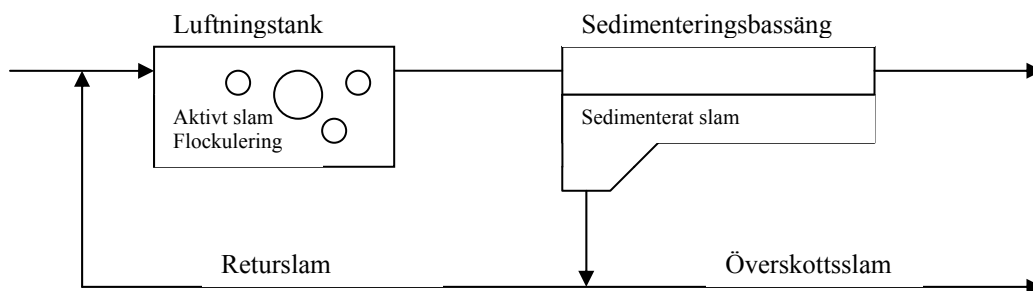
Avsikten med aktivslamprocessen är att med hjälp av mikroorganismer bryta ner och minska mängden organiskt material i det inkommande avloppsvattnet. (VA-teknik 2, 2006)

En konventionell aktivslamanläggning består av en luftningstank som följs av en sedimentationstank (fig 3.1). I luftningstanken förses avloppsvattnet med syrgas, antingen genom inblåsning eller med hjälp av mekanisk luftning. Vid inblåsning trycks komprimerad lyft in i vattenmassan genom munstycken som oftast är placerade i botten av bassängen. Mekanisk luftning innebär att omrörare används för att skapa turbulens vid vattenytan.

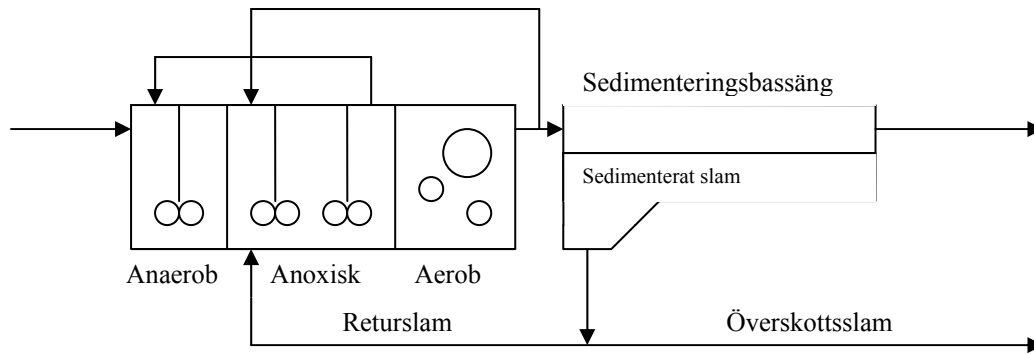
Luftningen förser mikroorganismer med syre samt håller det aktiva slammet suspenderat. I sedimenteringsbassängen separeras avloppsvattnet från partiklar genom att dessa får sjunka till botten och bilda ett slam. Slammet förs sedan tillbaka och blandas med avloppsvattnet innan det når luftningstanken. Det är cirkulationen av slammet med dess mikroorganismer som gör att man talar om aktivt slam. För att anläggningen inte ska få för mycket slam i omlopp avlägsnas kontinuerligt en viss mängd slam (Wilén, 1999).

#### 3.3.1 Utformning

Aktivslamprocessen kan se ut på flera olika sätt, det är till exempel vanligt att processen kombineras med biologisk fosfor- och kväverening. Det kan åstadkommas genom att aktivslamanläggningen förses med både anoxiska och anaeroba zoner. Kväverening sker genom nitrifikation och denitrifikation och dessa processer kräver aeroba och anaeroba miljöer. Fosforering åstadkoms med hjälp av speciella bakterier som behöver både aeroba och anaeroba förhållanden (Wilén, 1999).



**Figur 3.1** Konventionell aktivslamanläggning



**Figur 3.2** Aktivslamanläggning med biologisk kväve- och fosforrening

### 3.3.2 Överskottsslam

Slam försvinner ut ur reningsverket på två olika sätt, dels som överskottsslam och dels som suspenderat material i utgående vatten. Slambelastningen har stor betydelse när det handlar om hur stor del av det nedbrutna organiska materialet som bildar slam. En aktivslamanläggning med hög belastning ger mer slam än en lågbelastad. Även då avloppsvattnet inte genomgår någon försedimentering blir slamproduktionen större.

### 3.3.3 Slamvolymindex

Sedimentering- och koncentrationsförmågan hos ett slam brukar anges som slamvolymindex (SVI). Oftast används enheten mg/l. Värdet bestäms genom att 1 liter avloppsvatten i ett mätglas får sedimentera under 30 minuter. Slamvolymindex är ett mått för hur stor volym en viss mängd slam upptar efter att det fått sedimentera. Ett lågt slamvolymindex tyder på att sedimenteringen fungerar tillfredsställande (Wilén, 1999).

$$SVI = SV/C_{ss}$$

SV = Slamvolym efter 30 min

$C_{ss}$  = Suspenderat material i slamvattenblandning

Beräkning av slamvolymindex är ingen vetenskaplig parameter och den säger inget om slammets uppbyggnad (Wilén, 1999). Vidare påverkas värdet av mätcylindern utformning och att vattnet inte utsätts för samma rörelser som i en fullskalanläggning (Ekama *et al*, 1997). Metoden är dock lätthanterlig och som ger ett värde som på ett bra sätt beskriver förhållandena i anläggningen. Slamvolymindex kan ofta relateras till den hydrauliska kapaciteten på eftersedimenteringsbassängerna.

Då halten av suspenderat material är hög kan värdet på Slamvolymindex bli felaktigt. Därför bör slamvattnet spädas ut med utgående avloppsvatten då slamvolymen uppgår till 3-400 ml (VA-teknik 2, 2006). Därefter får Slamvolymindex beräknas med hänsyn till spädningen. Bäst värden fås dock då en standardiserad cylinder med omrörning används. Resultatet benämns då SSVI (Stirred Sludge Volume Index) (Ekama *et al*, 1997). Slamvolymindex varierar mellan

olika reningsverk och är i allmänhet högre då slambelastningen är hög. I vatten där hushållsavloppsvatten dominerar är ett slamvolymindex på 75-100 ml/g normalt. Inslag av industriellt avloppsvatten leder till att slamvolymindex ökar och kan nå upp mot 200 ml/g vid en hög slambelastning.

När slamvolymindex stiger över de normala värden används begreppet slamsvällning vilket ger stora bekymmer om reningsverket är dimensionerad för lägre Slamvolymindex. Vid slamsvällning kan slamvolymindex nå över 500 ml/g. Ofta räcker det med 200 ml/g för att det problem med slamhanteringen skall uppstå.

Det finns många faktorer som styr slamvolymindex. Slammets egenskaper är komplexa och långtifrån allt är ännu känt. Följande faktorer leder dock till ett högre slamvolymindex.

- Låg substratkoncentration i luftningsbassängen i samband med totalomblandning
- Låg syrekoncentration i luftningsbassängen
- Stor mängd lättnedbrytbara kolhydrater

Det är dock inte självklart att slamvolymindex blir lågt bara för att ovanstående krav uppfylls. Är substratkoncentrationen låg resulterar det ofta i att det finns lite suspenderat material i sedimenteringsbassängen. I så fall måste även slamvolymen i samband med sedimenteringen vara låg. Ett slams sedimenteringsegenskaper beror till mycket stor del på hur mikrobiologin i reningsverket fungerar (VA-teknik 2, 2006).

### **3.4 Mikrobiologi**

Partiklar flockulerar sig i hög utsträckning med hjälp av mikroorganismer som finns i vattnet. Det är till stor del trådformade kolonier av bakterier (filament) som påverkar flockuleringen. Dessa lever på de organiska ämnen som finns samlad i små partiklar i avloppsvattnet (Ekama *et al*, 1997). Förutom i filamentform förekommer bakterier även som flockformade och dispersa organismer. Bakterier utgör huvuddelen av biomassan i aktivt slam, men det finns även andra typer av mikroorganismer som svampar, alger, protozoer, nematoder (rundmaskar) och rotiferer (hjuldjur). Svampar och alger har en mycket liten inverkan på slamegenskaperna, åtminstone då pH-värdet är normalt. Större mikroorganismer som protozoer och rotiferer har däremot betydelse för slammet. De konsumerar mindre biologiska flockar samt dispersa bakterier och bidrar på så sätt till att vattnet hålls rent från mindre partiklar. Därmed minskar turbiditeten i vattnet.

Mängden mikroorganismer i vattnet beror på många olika faktorer, som till exempel avloppsvattnets sammansättning, tillväxthastighet, pH-värde och temperatur. Sedimentering och flockulering påverkar också mikrobiologin eftersom organismer som inte sedimenteras försvinner ut ur reningsverket (Wilén, 1999).

### **3.5 Flockars uppbyggnad och struktur**

Flockarna i ett aktivt slam är uppbyggda av många olika komponenter som mikroorganismer (huvudsakligen bakterier), döda celler, partikulärt organiskt och oorganiskt material samt EPS (extracellulära polymeriska substanser). EPS är ett organiskt material som produceras av bakterier under en specifik del av dess tillväxtperiod och det binder ihop flockarna och bidrar till att bakterier bildar kolonier inne i flockarna (Snidaro *et al*, 1997) Strukturen hos flockarna kan variera avsevärt och storleken kan variera från någon enstaka mikrometer till 1000 µm (Wilén, 1999).

Omkring 30-40 % av flockarna utgörs av oorganiskt material. Resterande 60-70 % består av organiskt material. Av detta material är 50-60% EPS, 10-30% annat organiskt material och 2-20% biomassa (Frølund *et al*, 1996).

#### **3.5.1 Polymerer**

Polymerer är kemiska föreningar som sitter ihop i långa kedjor. Dessa kedjor delas in i kortare enheter, så kallade monomerer. Bindningarna inom polymererna utgörs av relativt starka kovalenta bindningar, medan olika polymerkedjor hålls samman med svagare van der Waals-bindningar. Det förekommer både naturliga och syntetiska polymerer. Syntetiska polymerer utgör material som plast och gummi. De polymerer som förekommer i avloppsvatten är i huvudsak naturliga polymerer som producerats av levande organismer. Dessa utgörs till stor del av olika former av proteiner som i sin tur utgörs av aminosyror. Det finns ungefär 20 olika aminosyror som kan kombineras till ett mycket stort antal proteiner. Aminosyror är organiska ämnen som huvudsakligen består av kol, väte, syre och kväve. Antalet varianter av polymerer är således närmast oändligt. Till skillnad från alkoholer och organiska syror är molekylkedjorna hos polymerer mycket långa. Nästan alla polymerer är organiska, ett fåtal är dock oorganiska. Polymerer kan inte existera i gasform. Då temperaturen ökar löses polymerkedjorna upp och polymererna blir förstörda (Becker, Bertilsson, 2000).

#### **3.5.2 EPS**

EPS utgör således huvuddelen av det organiska materialet i aktivt slam och ämnet utgör en viktig komponent i aktivslamprocessen. Mycket är fortfarande okänt när det handlar om EPS, både gällandes dess struktur och dess roll i reningsprocessen (Wilén, 1999).

Den viktigaste beståndsdel i EPS är proteiner. Studier har visat att dessa till stor del utgörs av lektiner, proteiner som kan känna igen och binda kolhydrater vilket bidrar till flockuleringen (Higgins, Novak, 1997). Andra studier har visat att EPS innehåller gott om hydrofoba aminosyror som också bidrar till en förbättrad flockulering (Dignac *et al*, 1998). EPS har flera olika funktioner i bakterierna, bland annat för att binda organiskt material och att hålla kvar enzymer nära cellytan (Frølund *et al*, 1995).

### 3.5.3 Problem

Många av de problem som uppstår i avloppsreningsverk beror på att flockbildningen fungerar dåligt. Reningsverkets komplexitet gör att det kan vara svårt att skapa förutsättningar för en god flockbildning. De olika stegen i aktivslamprocessen är beroende av olika typer av flockar för att fungera optimalt. Det är därför svårt att hitta en floccsammansättning som är idealisk för hela processen.

Under luftningsfasen är det bäst om flockarna är stora och oregelbundna. Antalet små flockar och dispersa bakterier skall också vara lågt. Flockarna bör också vara starka och svåra att bryta upp för att hindra att flockarna delar sig under processen. I samband med sedimentationsfasen är stora och regelbundna flockar med lite filament att föredra. Flockarna bör vara kompakta för att ge en god sedimentering. När det gäller slamavvattning bör flockarna vara stora och ha ungefär samma storlek. Små flockar ökar motståndet i filtreringen. (Jenkins *et al*, 1993)

### 3.5.4 Påverkan av filament

Det är viktigt att mängden filament håller sig på en nivå som inte är alltför hög i slammet. I det ideala slammet växer bakterierna i en rimlig omfattning inne i flockarna, vilket ger starka flockar med tät struktur. Några filament kan dock nå utanför flockarna, dock inte i den omfattning att de hindrar sedimentationen eller förtjockningen. Under ideala förhållanden blir slamvolymindex mellan 80 och 120 mg/l. Turbiditeten blir låg då mängden filament är tillräcklig för att fånga upp både stora och små partiklar (Sezgin *et al*, 1979).

Finns det gott om partiklar och få trådformade bakterier resulterar det i att flockbildningen fungerar dåligt. Flockarna blir små och relativt svaga. Slamvolymindex blir dock lågt under dessa förhållanden (under 70 mg/l), beroende på att huvuddelen av massan finns i de större partiklarna och dessa sjunker snabbt till botten. De små partiklarna sedimenterar däremot sämre och blir kvar i vattnet. Detta leder till en hög turbiditet i utgående vatten (Jenkins *et al*, 1984).

En alltför stor mängd filament ger också problem med sedimentationen. I dessa fall blir filament den dominerande delen av flockarna och tillväxten sker inte bara inne i flockarna, utan även på utsidan. Flockarna växer snabbt och blir stor. Trådarna i strukturen gör även att stora flockar lätt slås samman. Precis som i idealfallet fångas de minsta partiklarna upp och ger ett klart vatten med låg turbiditet. De stora flockarna blir däremot porösa och sjunkhastigheten blir därmed låg. Även när flockarna nått botten fungerar sedimentationen dåligt och slammet förtjockas mycket långsamt (Sezgin *et al*, 1979).

### 3.5.5 Andra påverkande faktorer

Även om filamentformade bakterier har den största påverkan finns det även andra faktorer som påverkar flockuleringen. *Zoogloea* är en typ av bakterier som kan skapa stora fingerformade kolonier med hjälp av utsöndrat EPS. Dessa flockar får en slemmig och porös struktur. I stor mängd kan flockarna påminna om skum eller bubblor och ge ett slam som sedimenterar dåligt (Novak *et al*, 1994). Det finns även bakterier som ger liknande problem. Bakterierna *Nocardia*, *Actinomysetes* och *Mikrothrix parvicella* ger alla ett tjockt skum som flyter upp mot ytan (Wilén, 1999).

Biologisk kväverening kan leda till att kvävgas bildas i flockarna. Kvävgasen löser sig dåligt i vatten utan tenderar i stället till att flyta upp till ytan. Flockarna påverkas av kvävgasen vilket gör att de sedimenterar dåligt eller flyter upp till ytan eftersom små bubblor av kvävgas fastnar på dess yta (Henze *et al*, 1993).

### 3.5.6 Bakteriers näringsbehov

Nedbrytningen av organiskt material påverkas förutom av bakterier även av alger, svampar och protozoer. Protozoer producerar ett klart vatten eftersom de konsumerar flockar och frilevande bakterieceller. Dessutom fungerar de som indikatororganismer. Om det finns någon obalans i systemet, försvinner ofta protozoerna först och därför tittar man ofta i mikroskop på slammet för att se om det är i balans, det vill säga om protozoer förekommer. Till protozoer räknas bland annat klockdjur och amöbor. Det är dock bakterierna som har den största betydelsen vid biologisk rening av avloppsvatten. De flesta bakterier är heterofoba vilket innebär att de behöver en organisk substans som kolkälla, till exempel etanol eller olika former av fettsyror (VFA).

Bakteriers biomassa utgörs av organiska substanser vilka består av kol, väte och i de flesta fall även syre. En del av de organiska ämnen som finns i bakterieceller innehåller även andra grundämnen som svavel, kväve och fosfor. Således behöver bakterier ha tillgång till alla dessa ämnen för att kunna leva och föröka sig (VA-teknik 2, 2005).

### 3.5.7 Miljökrav

Bakterier påverkas dels av avloppsvattnets sammansättning, dels av förhållandena i den biologiska reaktorn. Dessa faktorer visas i tabell 3.1 (Ekama *et al*, 1997).

Avloppsvattnets sammansättning	Industriell användning Mängden lösliga organiska ämnen Mängden näringsämnen Temperatur pH-värde Innehåll av mineraler (TDS) Kombinerat eller duplikatsystem
Förhållanden i reaktor	Reaktorns utformning Temperatur pH-värde Luftinblandning Fördelning av aeroba och anaeroba zoner Slamålder Suspended material (MLSS)

**Tabell 3.1** Faktorer som påverkar bakteriers tillväxt med avseende på avloppsvattnets sammansättning och förhållanden i reaktor (Ekama *et al*, 1997).

#### Inverkan av pH-värde

pH-värdet är viktigt för hur mikroorganismer skall kunna växa till. Det finns bakterier som kan överleva och föröka sig inom de mest skiftande pH-intervall, men de flesta bakterier föredrar ett pH-värde på omkring 7. Varje typ av bakterie har ett optimalt pH-värde då tillväxten är maximal. Då pH-värdet är högre eller lägre än det optimala värdet sker tillväxten långsammare. Förändras pH-värdet ytterligare upphör tillväxten och till slut dör bakterierna. Tillväxten är oftast god upp till pH 8,5 och därefter stannar den av och upphör vid värden över 10. När pH-värdet är sjunkande stannar tillväxten av ungefär vid pH 6. Däremot gynnas jäst- och mögelsvampar av låga pH-värden (VA-teknik 2, 2006).

#### Temperaturinverkan

Då temperaturen blir högre går kemiska reaktioner snabbare och det gäller även för de biokemiska reaktioner som sker i bakterieceller. De mikrobiella processerna avstannar helt då temperaturen når under fryspunkten. Vid höga temperaturer måste hänsyn tas till de enzymer som fungerar som katalysatorer för de biokemiska reaktionerna. Dessa måste vara intakta och vid en hög temperatur kan strukturen skadas eller förstöras. Om effekterna för ökad reaktionshastighet och ökad enzymstörning summeras fås en kurva för mikroorganismens tillväxthastighet och denna har ett maximivärde vid en bestämd temperatur. Olika organismer har olika optimala tillväxttemperaturer. En del har optimal tillväxt vid 15-20°C, andra vid 50-55°C (VA-teknik 2, 2006).

### 3.6 Biologisk kväverening

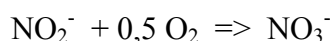
Kväve separeras från det inkommande avloppsvattnet genom nitrifikation och denitrifikation. Efter dessa processer förekommer det bundna kvävet fritt som kvävgas. Nitrifikation kräver kontinuerlig tillgång på syre medan denitrifikation måste ske i en syrefri miljö.

#### 3.6.1 Nitrifikation

Huvuddelen av det kväve som kommer till avloppsreningsverket gör det i form av ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). För att oxidera ammoniumjonerna till nitrat och nitrit utnyttjas nitrifikation, som är en biologisk process. Nitrifikationen sker i två olika steg. Först oxideras ammonium till nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) av bakteriesläktet *Nitrosomonas* som är specialiserade på att utvinna energi genom oxidation av ammonium (Henze, 2002).



Nitritjonerna kan i sin tur oxideras till nitratjoner med hjälp av bakterierna *Nitrospira* och *Nitrobacter*.



Oxidationen av nitrit går i allmänhet snabbare än av ammonium. Därför finns det oftast ont om nitrit då nitritoxiderande bakterier förekommer. Oxidationen kan därför ses som en direkt övergång från ammonium till nitrat.

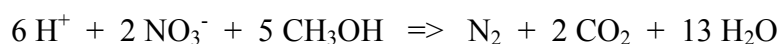


Det bör noteras att två mol vätejoner bildas för varje mol ammonium som oxideras. Detta medför att pH-värdet sjunker (VA-teknik 2, 2006). Nitrifikationen fungerar optimalt då pH är omkring 8-9 (Henze, 2002).

#### 3.6.2 Denitrifikation

En del bakterier har förmågan att använda nitrat som oxidationsmedel i stället för syre. Detta utnyttjas i samband med denitrifikation eftersom syftet med processen är att få bort just nitratjoner. Bakterier använder i första hand syre som elektronacceptor då det utvinns mer energi än med nitrat som elektronacceptor. Detta innebär att inget syre får förekomma i samband med denitrifikation. I samband med oxidationen reduceras nitrat till kvävgas som förekommer fritt i vattnet eller tas upp av atmosfären då det kommer till ytan.

För att denitrifikation skall vara möjlig måste det finnas någon kolkälla i vattnet. Det kan till exempel vara tillsatt etanol eller metanol. Reaktionen för denitrifikation då metanol används som kolkälla ser ut på följande sätt.





Ofta används begreppet denitrifikationshastighet vilket är ett mått på anläggningens funktion. Kolkällan har stor inverkan på denitrifikationshastigheten, ett vatten där kolkälla tillsatts fungerar bättre än ett obehandlat vatten. Då denitrifikation sker förbrukas vätejoner, vilket resulterar i att pH-värdet höjs (VA-teknik 2, 2006).

## 4. Undersökningsmetod

För att kunna undersöka vilka faktorer som påverkar slammets sjunkegenskaper har en modell i liten skala av Ryaverket använts. Avsikten med denna försöksanläggning har varit att simulera reningsverkets processförhållanden. Avloppsvatten med olika mängd partikulärt samt löst COD har fått genom att späda avloppsvattnet i olika grad samt tillsätta en blandning av fettsyror (VFA).

Försöken i studien går ut på att undersöka om en tillsats av fettsyror ger förbättrade slamegenskaper och i så fall vilken dosering som är optimal. Tillsatsen av kol i form av fettsyror måste balanseras mot den mängd kol som kommer in i anläggningen med avloppsvattnet.

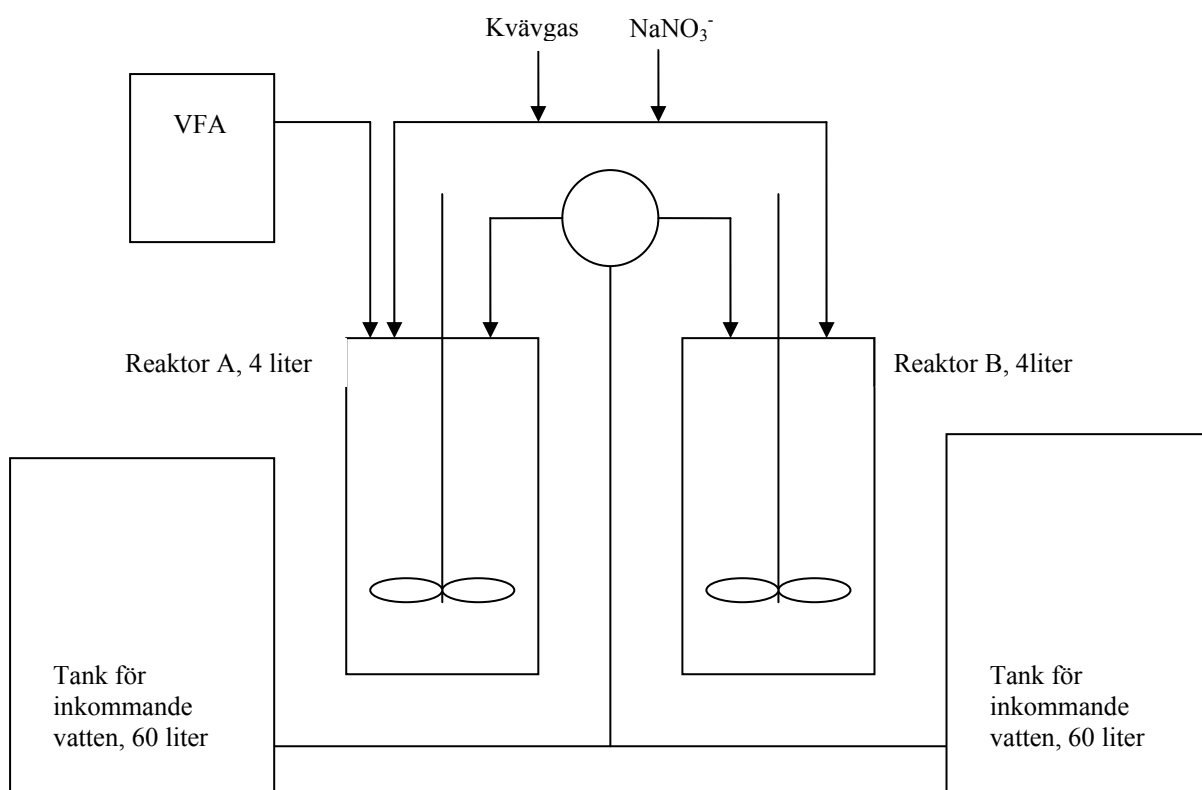
Totalt har åtta olika försök genomförts med olika koncentrationer på partikulärt respektive löst COD. Utformningen av försöken kan ses som ett faktorförsök med två olika nivåer på partikulärt respektive löst COD. De två nivåerna benämns + och -. Då två parametrar undersöks på två nivåer blir faktorförsöket ett  $2^2$ -försök. Faktorförsöken bygger på medelvärden under varje period.

Förutom faktorförsök analyseras mätdata från varje observationstillfälle och på så sätt kan förändringar under respektive period undersökas. Dessutom tas digitala bilder med mikroskop för att undersöka flockarnas utseende och sammansättning.

### 4.1 Försöksanläggning

Anläggningen har utgjorts av två parallella SBR-reaktorer med en volym på cirka 4 liter. Reaktorerna har varit försedda med omrörare som roterat med 100 varv/minut under hela försökstiden. Inkommande vatten till SBR reaktorerna är avloppsvatten som tagits innan försedimentering, enbart mekanisk rening av större föremål har utförts. Avloppsvattnet har lagrats i dunkar med volymen 50 l som stått i kylskåp (6-7°C) innan det pumpats in i reaktorerna. Kylskåpen har varit utrustade med omrörare som roterat med en hastighet på omkring 60 varv/minut, för att undvika att partiklar i tankarna sedimenterar. I början av försöket testades magnetomrörare för att få omrörning i tankarna. Detta fungerade dock dåligt och från mitten av den första perioden har omrörare med propeller använts.

Omrörningshastigheten fick inte vara så hög så att det blandades in luft i tankarna då detta kan leda till nedbrytning av det organiska materialet. En målsättning var att förhållandena i de bägge tankarna skulle vara så likvärdiga som möjligt med samma temperatur och samma omrörningshastighet. Då hålls COD-halten och mängden suspenderat material på en liknande nivå.



**Figur 4.1** Schema över försöksanläggning med SBR-reaktorer

Driften av reaktorerna sker i cykler på fyra timmar. En cykel inkluderar påfyllning av avloppsvatten, en anoxisk reaktionsfas, en oxisk fas samt en sedimenteringsfas då omröraren är avstängd. Under slutet av sedimenteringsfasen töms reaktorn på vatten så att två liter återstår. Vatten tas då från den övre delen av reaktorn och därmed försvinner mycket lite slam under tömningen. En ny cykel påbörjas direkt efter att föregående cykel har avslutats. Cykelns förlopp framgår av tabell 4.1. Vid varje påfyllning fylls reaktorerna på med 2 l avloppsvatten från tankarna i kylskåpen.

Cykel	Fas	Tid	Tillsatser
1	Fyllnad	15 min	Kvävgas
2	Anoxisk reaktionsfas	2 timmar	-//-
3	Oxisk fas	1 timma	luft
4	Sedimentering	30 minuter	
5	Dekantering	15 minuter	NaNO <sub>3</sub> VFA

Total cykeltid: 4 timmar

Antal cykler per dag: 6 st

**Tabell 4.1** Driftsprocedur för SBR-reaktorer i försöksanläggning

Som det framgår i tabell 4.1 tillsätts förutom avloppsvatten även kvävgas (N<sub>2</sub>) under fyllnad samt anoxisk reaktionsfas, natriumnitrat (NaNO<sub>3</sub>) och kolkälla i form av VFA. Överskottsslam har tagits direkt ur reaktorer. Reaktorer har fått gå oavbrutet med sex cykler per dygn under varje försöksperiod. Mätningar och laborationer har då utförts varje vardag. Även mellan de olika försöksperioderna har anläggningen fått vara i gång, men utan att VFA tillsätts. I början av varje ny försöksperiod har slammet ifrån båda reaktorer blandats och fördelats mellan de två reaktorer för att vara säkra på att utgångsförhållandena är identiska.

Den faktor som skiljt försöken åt har varit COD-halten i inkommande vatten. COD har tillförts i såväl partikulär som löst form. Totalt har åtta olika försök utförts under fyra försöksperioder. Eftersom inkommande avloppsvatten hela tiden förändras när det gäller innehåll går det inte att upprätthålla COD-värden som är konstanta över en hel försöksperiod. Önskade nivåer för COD framgår av tabell 4.2.

Period	Reaktor A		Reaktor B	
	VFA	Totalt	VFA	Totalt
	[mgCOD/l]	[mgCOD/l]	[mgCOD/l]	[mgCOD/l]
1 (19/12-8/1)	50	150	0	100
2 (25/1-6/2)	50	250	0	200
3 (27/2-13/3)	200	250	0	50
4 (21/3-26/3)	200	300	0	100

**Tabell 4.2** Önskade nivåer på COD-halt för VFA samt för total-COD

#### 4.1.1 Faktorförsök

Åtta olika försök har genomförts med olika koncentrationer på partikulärt respektive löst COD. Utformningen av försöken kan ses som ett faktorförsök med två olika nivåer på partikulärt respektive löst COD. De två nivåerna benämns låg och hög. Medelvärden för COD under respektive period används i beräkningarna. Då två parametrar undersöks på två nivåer blir faktorförsöket ett 2<sup>2</sup>-försök. Fyra olika grupper bildas då resultaten delas in i höga och låga nivåer. En hypotesprövning görs sedan där dessa grupper jämförs och den statistiska sannolikheten för att grupperna är lika beräknas. I denna studie har den statistiska sannolikheten beräknats med avseende på slamvolymindex och turbiditet.

Faktorförsök har även genomförts med slambelastning i stället för COD. Dessa försök har utförts på samma sätt som för COD och även här har slamvolymindex och turbiditet analyserats.

### 4.1.2 Partikulärt COD

COD i partikulär form tillförs via det inkommande avloppsvattnet. Sammansättningen på inkommande vatten har varierat avsevärt under försöksanläggningens drift, vilket har påverkat COD-halten. Beroende på vilket COD-värde som varit önskvärt har utspädningsgraden på inkommande vatten varierat. Vid ett önskat lågt COD-värde har inkommande vatten blandats med Ryaverkets utgående vatten. För att få ett högt COD-värde har inkommande vatten först fått sedimentera en tid, varpå det övre vattenskiktet dekanterats av. Eftersom det inte varit möjligt att direkt mäta och avläsa COD i ingående vatten har det varit svårt att få exakt den COD-halt som varit önskvärd, utan doseringen av partikulärt COD har byggts på tidigare COD-data från Ryaverket.

### 4.1.3 Löst COD

COD i löst form utgörs i försöket av fettsyror i inkommande avloppsvatten samt av tillsatta fettsyror. Försök vid Ryaverken av slamhydrolys har visat att den vanligaste formen av fettsyror (VFA) är ättiksyra som även har den kortaste kedjelängden. Därefter minskar mängden i takt med att kolkedjorna blir längre. För att efterlikna ett naturligt förhållande har syrorna i tabell 4.3 använts. Dessa syror är de tre vanligaste som bildas vid slamhydrolys. Hälften av den tillsatta volymen av VFA har utgjorts av ättiksyra. Därefter har en fjärdedel utgjorts av propionsyra respektive smörsyra. Vid de två första försöken har tillsatsen av VFA anpassats för att motsvara en COD-halt på 50 mg COD/l. Under de två sista försöken har den beräknade COD-halten höjts till 200 mg COD/l. Doseringen av VFA anges i tabell 4.4.

Namn	Formel	Molmassa [g/mol]	COD [gCOD/g syra]
Ättiksyra	CH <sub>3</sub> COOH C <sub>2</sub> O <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	60,05	1,067
Propionsyra	CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> COOH C <sub>3</sub> O <sub>2</sub> H <sub>6</sub>	74,08	1,515
Smörsyra	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> COOH C <sub>4</sub> O <sub>2</sub> H <sub>8</sub>	88,11	1,818

**Tabell 4.3** Tillsatta fettsyror (VFA)

Önskad koncentration [mgCOD/l]	Flöde [ml/min]	Koncentration i doseringsbehållare [g/l]		
		Ättiksyra	Propionsyra	Smörsyra
50	0,8	3,91	1,38	1,15
200	0,8	15,62	5,50	4,58

**Tabell 4.4** Dosering av VFA

I inkommande vatten är koncentrationen av ättiksyra 20-50 mg/l och av propionsyra 1-10 mg/l. Omräknat till COD ger det 20-150 mg COD/l. Tillsatt VFA doseras enbart i den ena reaktorn. I den andra reaktorn kommer organiskt material uteslutande från inkommande avloppsvatten.

#### 4.1.4 Nitratdosering

För att simulera verkliga förhållanden på Ryaverket skall slammet vara denitrifierande. Eftersom slamåldern är så låg som 4 dygn går det inte att skapa en fungerande nitrifikation i slammet. På Ryaverket har man därför nitrifikation i biobäddar. Istället för att åstadkomma nitrifikation i biobäddar tillsätts i stället nitrat i form av en lösning av natriumnitrat ( $\text{NaNO}_3$ ). Varje dag tillsätts totalt 0,20 gram kväve i båda reaktorerna. Doseringen 0,20 gN/kgMLSS/dygn motsvaras av en lösning innehållande 16,87 gN/l då den pumpas in i reaktorerna under 15 minuter varje cykel. Denitrifikationen påverkar pH-värdet något, men eftersom tillsatsen av nitrat är konstant i alla försök behöver den inte justeras.

#### 4.1.5 Kvävgas

Denitrifikation kräver anoxiska förhållanden. Eftersom reaktorerna är små, har kvävgas tillsatts för att undvika att syre från atmosfären löser sig i vattnet. Doseringen sker med hjälp av en kvävgastub som förser båda reaktorer med lika stor mängd kvävgas.

#### 4.1.6 Slamålder

En slamålder på omkring 4 dygn har varit önskvärd. För att uppnå detta har slam avlägsnats vid varje laborationstillfälle. Normalt har 1140 ml avlägsnats. Det motsvarar den mängd slam som går åt för att utföra sedimentationstest samt för att ta prover för slaminnehåll och COD-värde. Även mellan försöksperioderna har slam avlägsnats, då i samband med att ett nytt försök startats så att rätt slamålder uppnåtts innan mätningarna påbörjats.

Slamåldern motsvarar den genomsnittliga tid som varje slampartikel uppehåller sig i reaktorn. Beräkning av slamåldern  $G$  sker enligt följande formel.

$$G = \frac{\text{cellmassa i reaktor}}{\text{uttagen cellmassa per tidsenhet}} = \frac{X \cdot V}{Q \cdot X}$$

$X$  = koncentration biomassa [ $\text{g}/\text{m}^3$ ]

$V$  = volym [ $\text{m}^3$ ]

$Q$  = flöde [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]

En låg slamålder medför att substratkoncentrationen ökar och koncentrationen av bakterieceller minskar eftersom bakterierna inte hinner växa till om vistelsen i reaktorn är för kort. Vid en lägre slamålder hinner inte allt organiskt material brytas ned i reaktorn och en större mängd substrat försvinner med utloppet (VA-teknik 2, 2005).

## 4.2 Undersökta parametrar

Det finns många olika faktorer som bestämmer och påverkar sedimenterings- och flockuleringsegenskaperna hos aktivt slam. Följande parametrar har analyserats utifrån slamprover från reaktorerna.

- MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids)
- VSS (Volatile Suspended Solids)
- SVI (Slamvolymindex)
- Slambelastning
- Turbiditet

Prover från in- och utgående vatten har gett följande parametrar. Dessa parametrar beskriver i huvudsak driftförhållandena i anläggningen. Värdena har ingen avgörande betydelse när det gäller flockulering och sedimentation, vilket är syftet med undersökningarna. Däremot är värdena viktiga eftersom de är indikatorer på hur lika driftförhållandena är i de båda reaktorerna. Lika värden innebär att skillnader för parametrar som slamvolymindex och turbiditet med större sannolikhet kan kopplas till de tillsatta fettsyrorerna.

- Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ )
- Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ )
- Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ -N)
- COD (Chemical Oxygen Demand)

Dessutom har temperatur och pH-värde noterats och slamprover har fotograferats i mikroskop.

### 4.2.1 Slamvolymindex

Slaminnehållet (MLSS) har vägts efter filtrering och uppvärmning i mikrovågsugn. Slamproverna för dessa vägningar har tagits samtidigt som sedimenteringstest utförts. MLSS-värdet visar hur mycket suspenderat material det finns i luftningstanken för aktivt slam i ett biologiskt reningssteg. Varje dag tas ett prov på 40 ml från reaktorerna. Proverna har behandlats på följande sätt:

- Filtrering av 10 ml provvolym genom ett Whatmann filtrerpapper
- Filtrerpappret värms i mikrovågsugn. Tid: 7 min, effekt: 650 W.
- Filtrerpappret vägs efter att det har fått torka i 30 min.

Från varje reaktor har två prover analyserats. Medelvärdet ligger sedan till grund för beräkning av slamvolymindex (SVI).

Slamvolymindex (SVI) är ett mått för den volym i millimeter som ett gram suspenderat material upptar efter 30 minuters sedimentation.

$$SVI = \frac{\text{sedimenterad slamvolym (ml/l)} \times 1000}{MLSS \text{ (mg/l)}} \quad [\text{ml/g}]$$

Ett lågt slamvolymindex är att föredra då det är ett mätvärde på hur kompakt slammet är. Slammets förmåga till flockbildning är viktig ur sedimenteringssynpunkt. Det har visat sig att flockeringsegenskaperna är som bäst när en liten del av bakterierna är i dispers form. Slammet får en låg andel dispersa bakterier då det har ett högt innehåll av protozoer (Ekama *et al*, 1997).

#### **4.2.2 Initial sjunkhastighet**

Slammets sjunkhastighet har analyserats i glascylindrar med volymen 1 liter. Slammvolymen efter 30 minuter har legat till grund för beräkning av slamvolymindex, men även andra mätdata mellan 0 och 30 minuter har noterats för att kunna få fram sedimenteringens förlopp dag för dag. Utifrån detta har sedimenteringshastigheten kunnat räknas ut varje dag.

Sjunkhastigheten motsvarar lutningen i ett diagram över sedimenteringens förlopp och varierar över tiden. I detta fall tas lutningen mellan två tidpunkter då sjunkhastigheten är som störst och är linjär med tiden. Detta inträffar i regel inom tio minuter. Höga sjunkhastigheter är att föredra eftersom slammet då sedimenterar snabbare och ger förutsättningar till lågt slamvolymindex och låg turbiditet.

#### **4.2.3 Glödförlust (VSS)**

Glödförlusten motsvarar den mängd material som försvinner då slamprovet glödgas vid 550°C under 60 minuter. Glödningen sker i en degel med de slamprover som använts för bestämning av slamvolymindex och MLSS. Precis som MLSS anges glödförlusten i enheten gVSS/l. Eftersom det material som bränns bort i samband med glödgningen huvudsakligen består av organiskt material ger glödförlusten en god uppskattning över mängden organiskt material i slammet.

#### **4.2.4 Suspenderat material**

Det inkommande avloppsvattnet har filtrerats och vägts på samma sätt som slammet i samband med att slamvolymindex beräknats. Halten av suspenderat material (MLSS) ger ett mått på hur mycket organiskt och oorganiskt material det finns i inkommande vatten. Genom att jämföra susphalten från de båda tankarna går det även att få en uppfattning om hur likvärdiga förhållandena är.

#### **4.2.5 pH och temperatur**

Både pH och temperatur har registrerats vid tre olika tidpunkter under cykeln, efter påfyllning, efter anoxisk fas och efter oxisk fas. Det har inte gått att få noteringar från alla tidpunkter, utan det har varierat mellan en och tre mätningar per dag under hela försöksperioden.



## 4.2.6 Turbiditet

I samband med att sedimentationstest har utförts har även vattenprov för mätning av turbiditet tagits. Provet har tagits efter 30 minuters sedimentation från övre delen av mätcylindern. Turbiditeten är alltså mätt efter den tid som ligger till grund för slamvolymindex. Under den första veckan togs inga turbiditetstester, därefter har mätningar utförts i stort sett varje laborationstillfälle. Värdet på turbiditeten ger en uppfattning om hur goda slammets flockuleringssegenskaper är.

En vätskas turbiditet är ett mått på hur grumlig vätskan är. Den mäts i en spektrofotometer eller turbidimeter som avgör hur mycket ljus som kan passera genom det suspenderade materialet i vattenprovet. Turbiditeten kan bland annat mätas i enheterna NTU (Nephelometric Turbidity Units) och FAU (Formazin Attenuation Units). I den här studien mättes turbiditeten med en spektrofotometer vid 650 nm (HACH/DR4000).

En hög turbiditet kan på lång sikt skada ekosystem i hav och vattendrag. Bland annat kan följande konsekvenser uppstå. (Carbonell, 1990)

- Grumligt vatten försämrar solljusets förmåga att tränga ner i vattnet. Det minskade ljuset försämrar växternas fotosyntes och reducerar ytan där vattenlevande växter kan växa.
- Populationen av fisk och andra vattenlevande djur minskar eftersom tillgången på mat i form av växter minskar.
- Små partiklar kan sätta sig i fiskars gälar och försvåra deras andning.
- Syre i vattnet förbrukas (om turbiditeten består av mycket organiskt material).

## 4.2.7 COD

COD-värdet har beräknats för både inkommande och utgående vatten. För inkommande avloppsvatten har både filtrerade och ofiltrerade prover tagits, för utgående enbart filtrerade. Filtrerade prover har filtrerats i två steg, först genom ett Whatmann filtrerpapper och sedan genom 0,45 µm nanofilter. Under försökets första två veckor användes enbart det vanliga filtret. Ofiltrerade prover har tagits direkt från kylskåpen. Samtliga prover har frysts ner för att analyseras vid senare tillfälle. I samband med analysen har ofiltrerade prover homogeniserats för att undvika att bottenslam hamnar i provcylindern och ge ett felaktigt analysresultat.

Vid mätningen har proverna pipetterats i provrör som värmts upp under två timmar i 150°C. Därefter har provernas COD-värde mätts med hjälp av en spektrofotometer med våglängden 420 nm. Provrören har varit anpassade för COD-värden på maximalt 150 mgCOD/l och för att inte komma över den gränsen har proverna späts ut med avjonat vatten. Spädningen har i de flesta fallen utgjorts av en del vattenprov och tre delar avjonat vatten.

COD-analys är en indirekt metod att mäta vattnets innehåll av organiskt material. Då COD-värdet ger ett mått på koncentrationen av organiska ämnen ger det en användbart mått på vattenkvaliteten.

#### 4.2.8 Ammonium, nitrit och nitrat

Dessa parametrar har analyserats utifrån samma prover som COD. Proverna har frusits ner och därefter har undersökningarna gjorts i Gryaabs laboratorium på Ryaverket (FIAstar autoanalysator, Foss Tecator). Gryaabs personal har stått för mätningarna. Ammonium, nitrit och nitrat är alla kväveföreningar och viktiga parametrar för nitrifikation och denitrifikation.

#### 4.2.9 Flockstyrka

Slammets flockstyrka undersöks med hjälp av centrifug och spektrofotometer. Dessa tester genomfördes endast efter varje avslutad försöksperiod beroende på att varje flockstyrkemätning tar omkring fyra timmar.

Två liter slam från båda reaktorerna analyseras parallellt. Slammet rörs inledningsvis om med 100 r/min under 30 minuter och därefter tas ett nollprov. Sedan ökas omrörningshastigheten till 700 r/min. Avsikten med den höga omrörningshastigheten är av få flockarna att slås sönder. Med jämna mellanrum tas prover som först körs i centrifugen (2 min, ca 2200 r/min) och sedan analyseras i spektrofotometern. Dessa resultat ligger till grund för hur stark sammansättningen mellan flockarna är.

#### 4.2.10 Kemisk sammansättning av slam

Analys av den kemiska sammansättningen görs för både EPS och organiskt material i aktivt slam. Slamprover togs vid olika försökstillfällena och efter centrifugering och avlägsning av vattnet placerades dom i en frys för senare analys. Biopolymerer och metaljonkoncentrationen analyserades i proverna efter upptining, resuspendering samt homogenisering (ultraljudsbehandling i 2 minuter vid 60-100W) av proverna. Mängden biopolymerer i form av kolhydrat, humussyror samt protein analyserades i slammet enligt Frølund et al. (1996). Kolhydrat bestämdes med antron-metoden med glukos som standard. Humussyror och protein analyserades med en modifierad Lowry metod med humussyra och BSA som standard. Alla analyser gjordes i duplikat. Biopolymerer i extracellulära polymerer (EPS) analyserades efter att först extrahera dom från slammet. Extraktionen gjordes genom att tillsätta en katjonisk jonbytarmassa (DOWEX) under stark omrörning enligt Frølund et al. (1996). Till 500 ml slam tillsattes 100 g DOWEX som dessförinnan tvättats i en fosfatbuffer. Slammet extraherades under 4 timmar genom att placera bafflade reaktorer (2 L) i ett vattenbad med en temperatur på 4°C. Slammet rörde om med en hastighet av 900 r/min. Slammet centrifugerades (3000 rpm) och supernatanten filtrerades sedan genom ett 0,45 µm milliporfilterpapper. Detta analyserades som EPS.

Metallhalten i slammet analyserades med hjälp av ICP-MS (Elan 6000, Perkin Elmer, Toronto, Canada) genom att uppsluta homogeniserat slam (som ovan) i 1 N HNO<sub>3</sub> i 2 timmar vid 120°C. Proverna filtrerades sedan och analyserades.

## 4.2.11 Fotografering

Slammets sammansättning och struktur har fotograferats med digitalkamera genom mikroskop under hela perioden. I huvudsak har förstoringarna 100x och 200x används. Några bilder har även tagits med förstoringen 400x. Utifrån fotografierna har flockarnas storlek och täthet kunnat analyseras. Förekomsten av mikroorganismer har också noterats. Viktiga observationer är till exempel förekomsten av filament och protozoer. Fotograferingen har gjorts utifrån samma prover som använts vid bestämning av slamminnehåll och slamvolymindex.

Mikrobiologin i slammets består av olika organismer. De vanligaste och mest betydelsefulla är följande (Lenntech company):

### Bakterier

Bakterier är enkla encelliga organismer som kan ta upp lösliga ämnen samt föröka sig själva utan solljus. De saknar färg och består av en cell. Bakterier är viktiga i avloppsreningsverk då de kan bryta ner organiskt material. Det finns många olika typer av bakterier i slam, följande hör till de vanligaste.

- Spirillum           Är en vanlig dispers mikroorganism. Består av spiralformade filament.



- Beggiatoa           En stor bakterie som finns både som kolonier och i filamentform. Kolonierna varierar i storlek från några millimeter till flera meter.



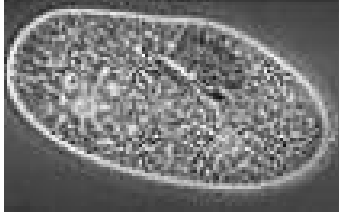
- Zoogloea           Består av kolonier formade som en gelatinliknande substans.



**Bild 4.1** Exempel på vanligt förekommande bakterier sedda genom ett ljusmikroskop

### Protozoer

Protozoer är en form av encelliga organismer. Till skillnad från bakterier har de sitt DNA i cellkärnan. De är i allmänhet större än bakterier och rör sig både på och mellan flockarna. Protozoer innefattar bland annat frisimmande toffeldjur samt fastsittande klockdjur.



Paramecium (toffeldjur)



Nematod (rundmask)



Rotifer (hjuldjur)



Vorticella (klockdjur)

**Bild 4.2** Exempel på protozoer och metazoer i aktivt slam



## 5. Driftförhållanden

Här följer en sammanställning över de parametrar som beskriver förhållandena i reaktorerna och ligger till grund för resultaten i undersökningen. Målsättningen har varit att dessa värden under hela tiden skall vara lika för båda reaktorer. Däremot har det inte lagts någon vikt vid att hålla värdena konstanta över tiden eftersom det är skillnader mellan reaktorer och påverkan av VFA-tillsats som är viktigt. Ibland skiljer sig dock driftförhållandena mellan reaktorerna. I dessa fall kan det vara nödvändigt att ta hänsyn även till dessa i samband med att resultatet utvärderas.

### 5.1 Nitrat, nitrit och ammonium

Förekomsten av dessa tre ämnen är avgörande för hur nitrifikationen och denitrifikationen fungerar i ett avloppsreningsverk. I detta sammanhang är kvävereduceringen inte någon avgörande parameter. Den har dock en viss betydelse för resultaten då tillgången på kolkälla för mikroorganismer i vattnet påverkas. En fungerande denitrifikation kräver kol vilket innebär att en del av det kol som tillsätts i form av VFA förbrukas i samband med både denitrifikation och flockbildning. En låg halt av nitrat tyder på nitrat har reducerats bort och att det förekommer denitrifikation i reaktorn.

I försöksanläggningen tillsätts natriumnitrat för att möjliggöra en effektiv denitrifikation. Slamåldern är för låg för att detta nitrat skall produceras genom nitrifikation. Dock sker en viss nitrifikation och dess omfattning visas genom förekomsten av ammonium och nitrit. Små halter av både ammonium och nitrit tyder på att nitrifikation förekommer. Varierande halter (till exempel mycket ammonium, lite nitrit) tyder däremot på obalans i bakteriefloran. Detta leder till att bara ett av två steg i nitrifikationen fungerar och nitrifikationen fungerar sämre.

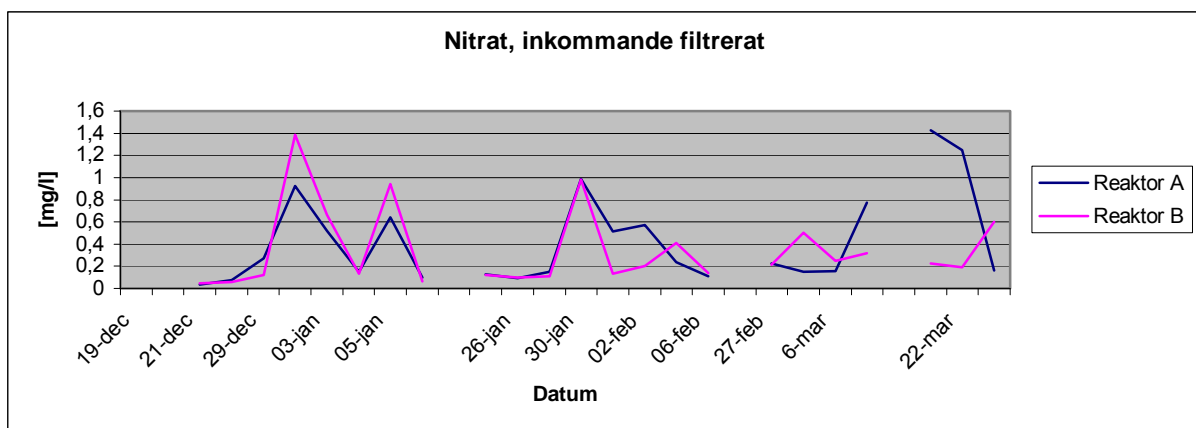
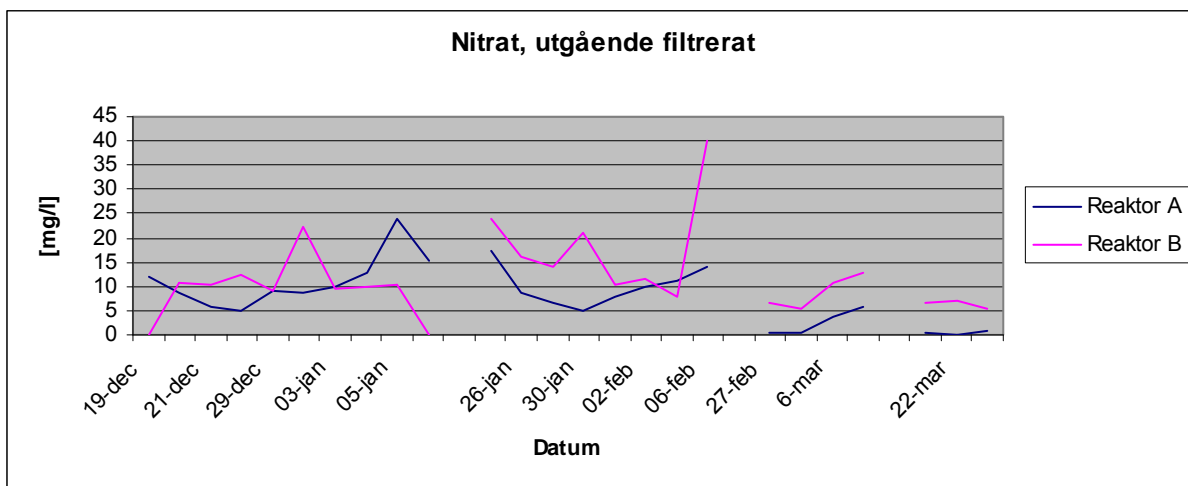
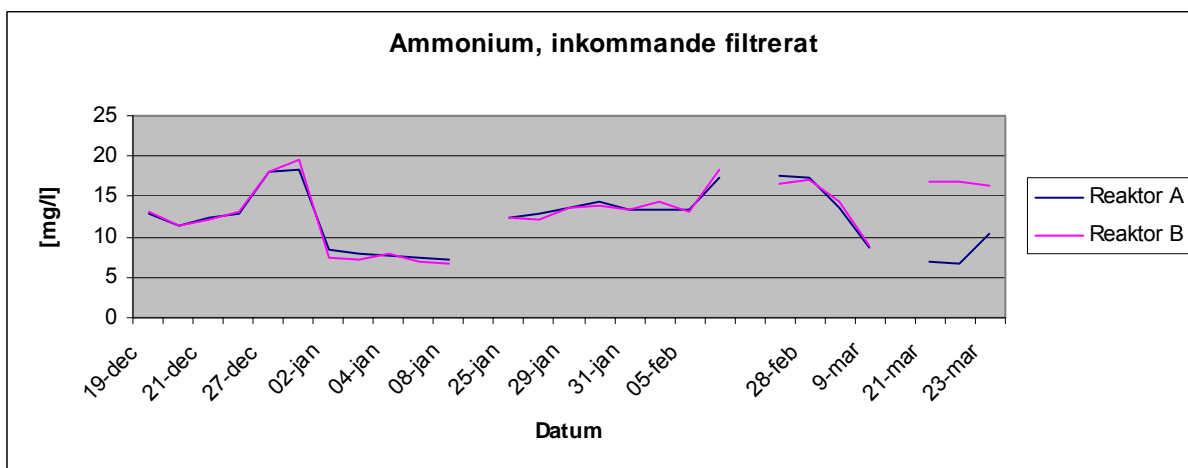


Diagram 5.1 Nitrat i inkommande vatten

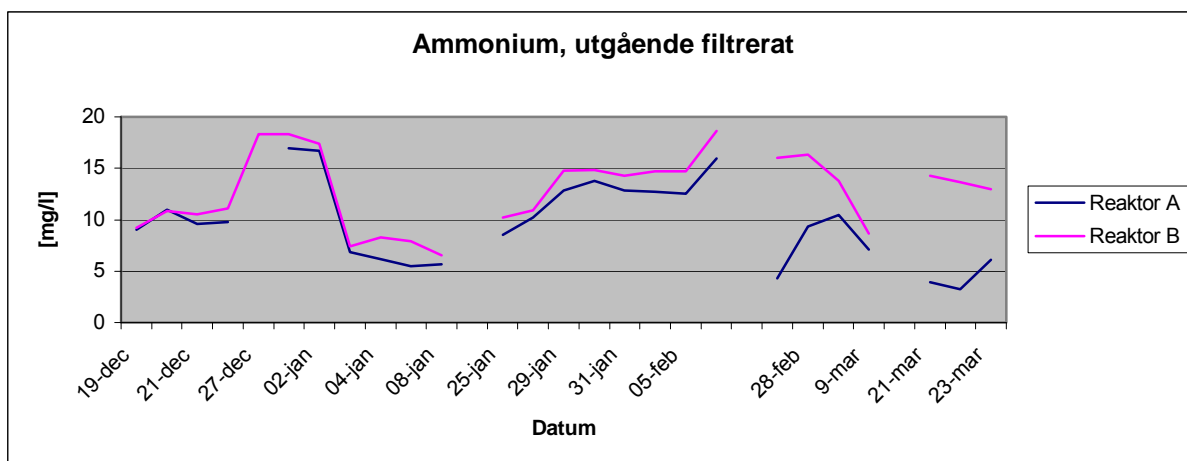


**Diagram 5.2** Nitrat i utgående vatten

Mätningarna visar tydligt att den höga VFA-tillsatsen ger förbättrad denitrifikation under de två sista perioderna. De låga nivåerna för utgående nitrat tyder på detta. Under de två första perioderna går det inte att dra några tydliga slutsatser gällande nitratnivån, förhållandena har varit relativt lika för både ingående och utgående. Den extrema nivån på inkommande nitrat i reaktor A under den sista perioden kan tänkas bero på att vattnet i tanken blivit ståendes under lång tid på grund av ett pumpstopp. Slamåldern har därmed blivit tillräckligt hög för att nitrifikation kan starta och producera nitrat. Det mesta av detta nitrat tycks dock ha reduceras bort i reaktorn.



**Diagram 5.3** Ammonium i inkommande vatten

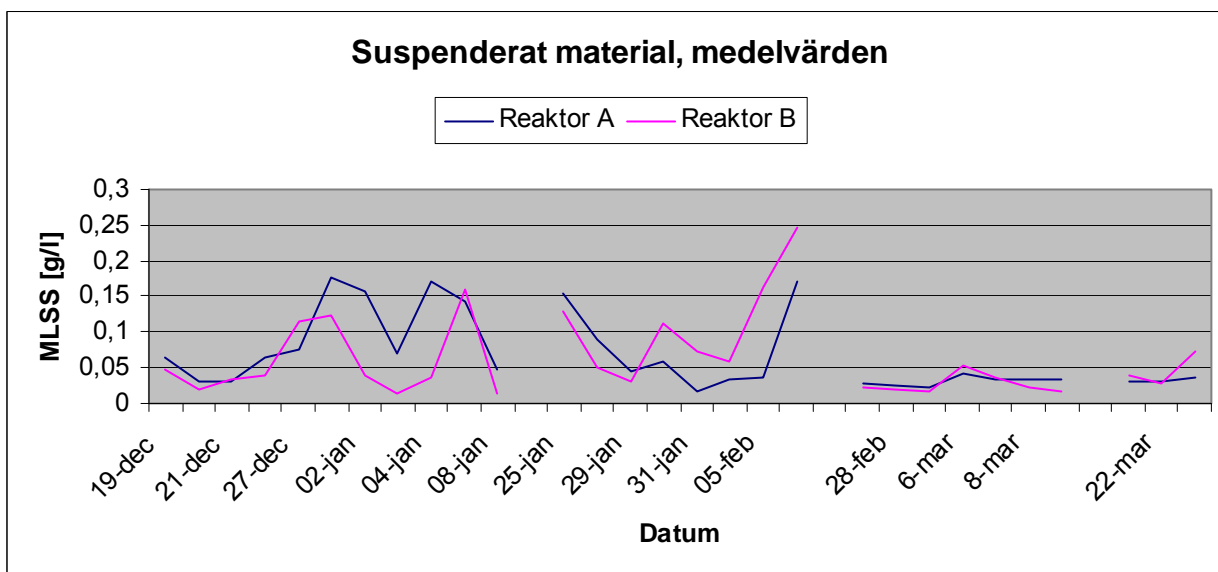


**Diagram 5.4** Ammonium i utgående vatten

Ammoniumnivåerna tyder på extremt lika förhållanden under de två första perioderna, både för inkommande och för utgående. Även dessa värden tyder på att nitrifikation pågått i tanken innan vattnet nått reaktor A. Värdena för ammonium är betydligt lägre än i reaktor B och är det även i utgående vatten. Skillnaderna mellan in- och utgående vatten visar att nitrifikationen har varit blygsam under hela tiden utom i början av tredje perioden i reaktor A då reduktionen är stor.

## 5.2 Suspenderat material i inkommande vatten

Mängden suspenderat material i inkommande vatten har stor betydelse för både flockbildning och sedimentation. Även utgående vatten påverkas till stor del av det inkommande vilket kan ge effekt på både slambelastning och turbiditet. Därför är det av stor vikt att hålla mängden suspenderat material på lika nivåer mellan reaktorerna.



**Diagram 5.5** Suspenderat material i inkommande vatten



Diagram 5.5 visar att susphalten är mycket lika mellan reaktorerna under de två sista perioderna. Även under de två första perioderna är kurvorna relativt lika. Kurvorna följer samma trender, men värdena skiftar ibland en aning. Generellt går det att säga att mängden suspenderat material inte ger så stora variationer att det har någon avgörande betydelse för sammanhanget. Dock säger siffrorna ingenting om materialets sammansättning. Fördelningen mellan organiskt och oorganiskt material kan variera och varierande temperaturer och omrörning kan påverka det organiska materialet.

Mätningar av VSS gjordes inledningsvis, men mängden material på filtrerpappret blev för litet för att resultaten skulle vara mätbara.

Noterbart är att susphalten håller en jämn och låg nivå under hela de båda sista perioderna medan värdena varierar från låga till extremt höga under de två första perioderna. En förklaring var att kylskåpen byttes ut mot nya och mer effektiva kylskåp efter halva tiden. Dessutom regnade det mycket under de två första perioderna vilket kan ha medfört att stor variation i susphalten in till Ryaverket förekommit.

### 5.3 pH och temperatur

Reaktorernas pH-värde är en faktor som i hög grad beror på aktiviteten i reaktorn och som är svår att styra. Därför får man räkna med att pH-värdet förändras mellan reaktorerna då VFA tillsätts. Men pH-värdet är ändå ett bra mått på hur reaktorn fungerar och skillnaden mellan reaktorerna bör kunna förklaras och inte vara allt för stora.

	Reaktor A			Reaktor B		
	Efter påfyllning	Efter anox	Efter luftning	Efter påfyllning	Efter anox	Efter luftning
Period 1	7,4	7,5	7,8	7,3	7,3	7,6
Period 2	7,4	7,6	7,8	7,2	7,3	7,6
Period 3	6,5	6,9	7,4	6,9	6,8	7,4
Period 4	5,9	6,3	6,8	6,5	6,8	7,0

**Tabell 5.1** Medelvärden periodvis för pH i reaktorerna

Under de två första perioderna är pH-värdet relativt lika mellan reaktorerna vilket tyder på lika förhållanden för mikroorganismer i vattnet. pH är också stabilt under denna period. I stort sett alla observationer under hela cykeln indikerar på värden mellan 7 och 8, dvs. något över neutralt pH. Även under tredje perioden är pH-värdet relativt lika, värdena är dock generellt lägre, från 6,5 till 7,5. Sista perioden är skillnaderna något större. Värdena är fortsatt låga, men reaktor A ger extremt låga värden.

pH-värdet varierar under cykeln från att vara lågt efter påfyllning till högt efter luftning. Skillnaderna är störst i reaktor A under de två sista perioderna, vilket tyder på att även VFA-doseringen har inverkan. Det är troligt att VFA fungerar som kolkälla i samband med denitrifikation och på så sätt höjer pH-värdet mer än om ingen VFA tillsätts. De låga halterna av nitrat för reaktor A i period 3 och 4 tyder på detta (diagram 5.2).

Slutsatsen blir att pH-värdet är lägst under de två sista perioderna med störst skillnader i reaktor A. VFA-tillsatsen spelar sannolikt, men troligtvis har även faktorer som inkommande COD (både löst och partikulärt) och temperatur betydelse.

	Reaktor A			Reaktor B		
	Efter påfyllning	Efter anox	Efter luftning	Efter påfyllning	Efter anox	Efter luftning
Period 1	12,6	13,2	14,2	12,3	12,4	13,6
Period 2	10,8	12,1	12,5	11,2	12,5	12,3
Period 3	9,0	11,9	12,3	9,5	11,5	12,0
Period 4	10,0	10,5	11,3	10,0	10,5	11,3

**Tabell 5.2** Medelvärden periodvis för temperaturen i reaktorerna

Temperaturen ger däremot inga stora skillnader mellan reaktorerna. De skillnader som finns beror sannolikt på temperaturskillnader i kylskåpen. Då kylskåpen byttes ut sjönk temperaturen generellt i båda reaktorer. Vattnet i reaktorerna blir varmare ju längre tid som går efter påfyllning. Skillnaden är störst under de två sista perioderna då temperaturen i kylskåpen var lägre.



## 6. COD-analys

Mängden inkommande COD är en viktig faktor när det gäller sedimenterings- och flockeringsegenskaper hos slammet. Det är därför viktigt att COD-halten i inkommande avloppsvatten kan hållas så nära de förutbestämda målen det är möjligt. Det är även av stor vikt att nivåerna är på samma nivå i båda reaktorerna. Om så inte är fallet ändras förutsättningarna från början, vilket innebär att det blir svårare att jämföra reaktorerna och effekterna av VFA-tillskottet blir inte lika tydliga.

### 6.1 Inkommande COD

Att få fram önskad mängd COD i inkommande avloppsvatten visade sig bli en svår uppgift. Under de två första försöken blev variationen mellan dagarna extremt stor. Dock var förhållandena mellan de båda reaktorerna förhållandevis lika, bortsett från experimentets allra första vecka. Under den veckan användes inga 0,45 µm filterpapper för de filtrerade proverna. Därför är det svårt att jämföra resultaten från dessa prover med resultat från senare prover. Under de två sista perioderna höll sig COD-värdet på en betydligt jämnare nivå än tidigare. Dock var skillnaden mellan reaktorerna mycket stor under den sista perioden. Värdet på COD (inkommande ej filtrerat) har varierat mellan omkring 40 mg/l under sista perioden upp till över 300 mg/l de två första perioderna.

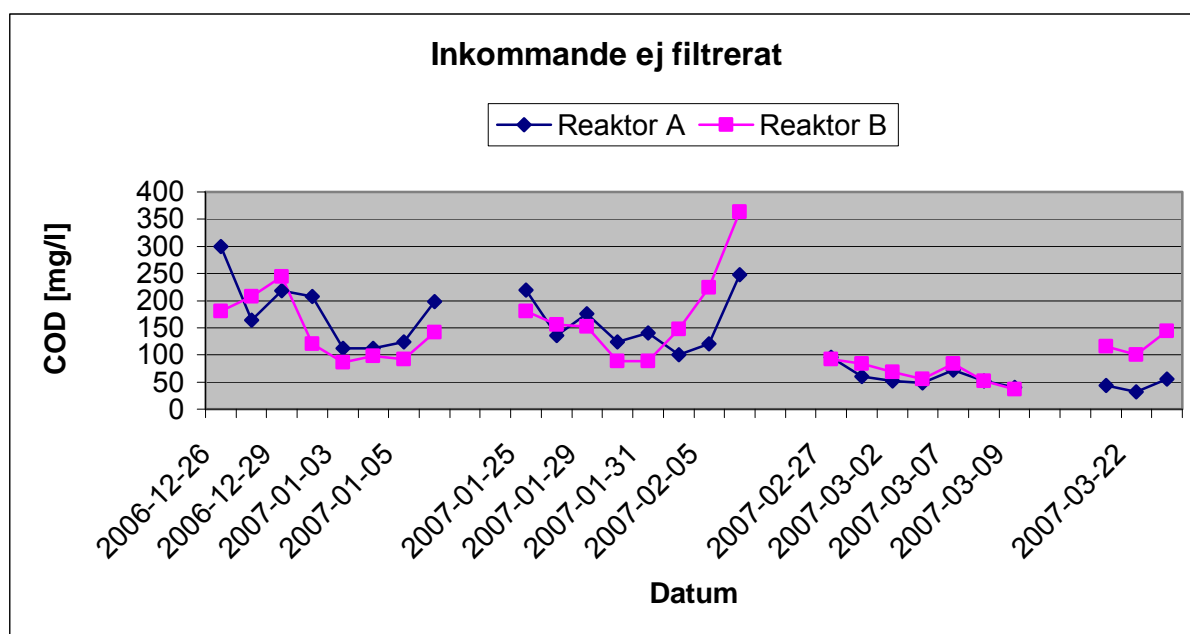
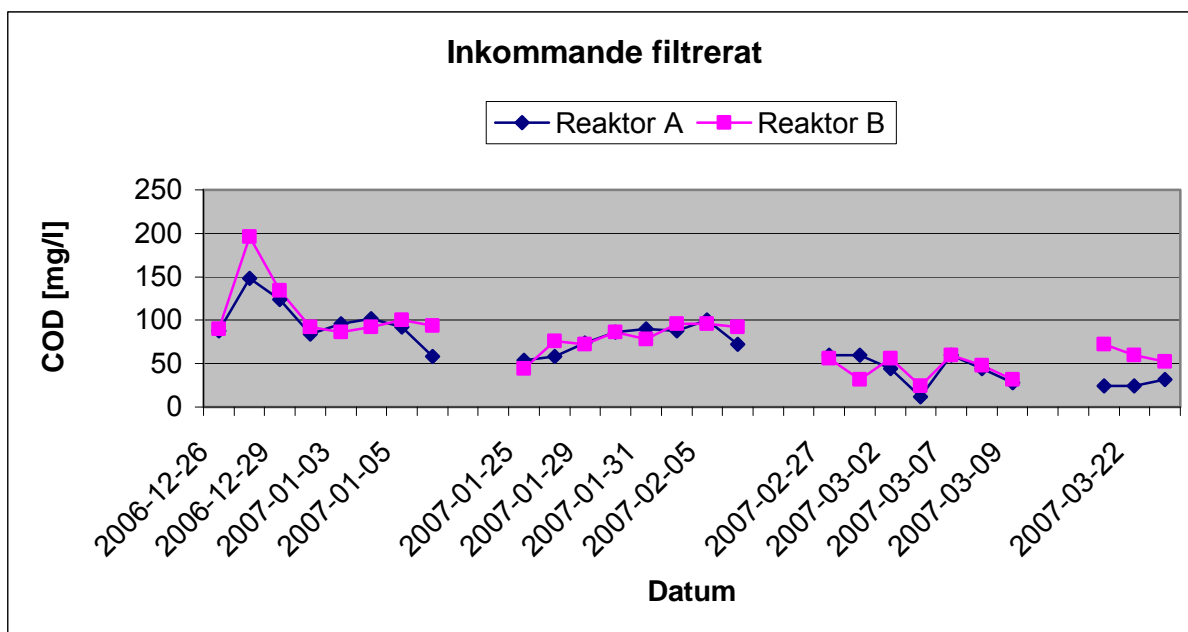


Diagram 6.1 Inkommande COD, ej filtrerat



**Diagram 6.2** Inkommande COD, filtrerat

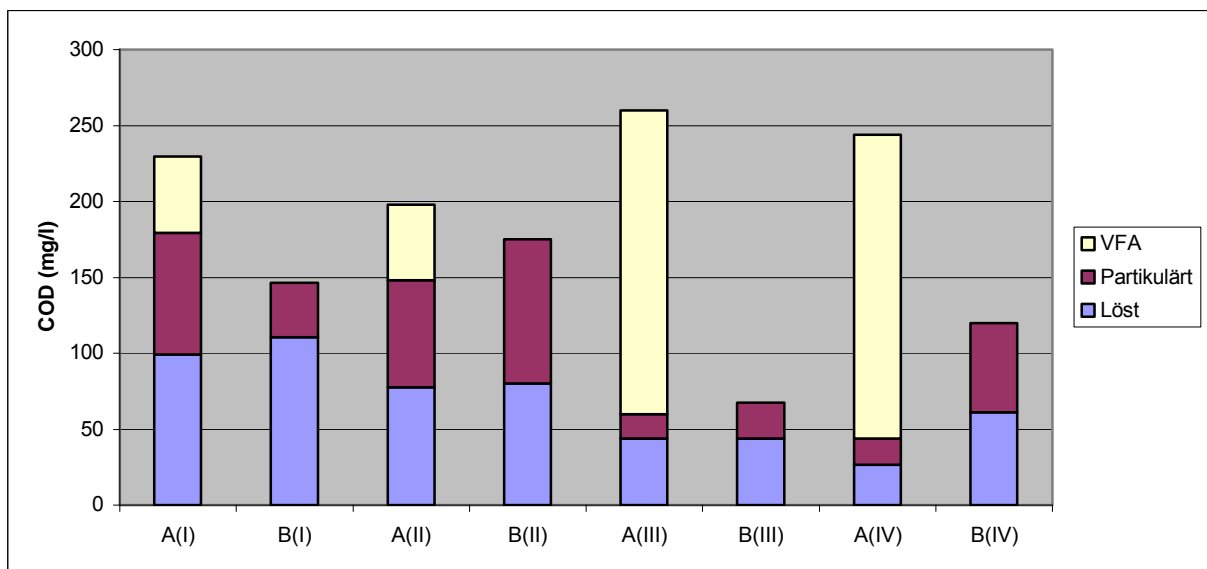
Variationer i tiden för COD-värdet på inkommande avloppsvatten har sannolikt berott på att avloppsvattnets innehåll förändrats. Eftersom det föll stora mängder nederbörd så gott som dagligen under de två första perioderna påverkades vattnets utspädningsgrad avsevärt mellan försökstillfällena. Stadigare väder med lite nederbörd gav jämnare resultat under slutet av försöksperioden. Skillnader mellan reaktorer beror däremot på olika kylskåpstemperatur, avbrott i pumpningen samt variationer i omrörningshastighet. Den stora skillnaden under period fyra har antagligen orsakats av att vattnet i tankarna till stor del fyllts på vid olika tidpunkter eftersom den ena pumpen inte fungerade under några dagar. Även under den övriga tiden var det en hel del problem med framför allt pumpning och kylskåpstemperatur, men det verkar inte ha gett någon märkbar effekt på COD-värdet.

Inkommande COD har analyserats från både filtrerade och ofiltrerade vattenprover. Det är rimligt att de filtrerade proverna ger ett lägre COD-värde än de ofiltrerade. Under de första dagarna ger de filtrerade proverna de högsta COD-värdena, vilket inte borde vara möjligt. Antagligen beror det på att botten sediment från ofiltrerade prover har störst COD-analysen och medfört att COD-värdet blivit lägre än i verkligheten. Samtidigt har filtreringen för de filtrerade proverna varit mindre noggrann och COD-värdet har därför reducerats i mindre omfattning än senare. Samma problem förekom även senare under COD-analysen, men efter att proverna homogeniserats före analys blev resultaten mer rimliga.

### 6.1.1 Total-COD

Löst COD i form av VFA har kunnat tillsättas i önskad mängd hela tiden. Partikulärt och löst COD ger tillsammans total COD. Genom att jämföra total COD av liknande storlek men varierande fördelning av löst och partikulärt COD går det att få sig en uppfattning om hur VFA-tillsatsen (högre andel löst COD) påverkar slamegenskaperna jämfört med ett mindre utspätt avloppsvatten (högre andel partikulärt COD). I reaktor A är total-COD på liknande nivå under alla fyra försöksperioderna, men med varierande sammansättning. Värdena för reaktor B är däremot kraftigt varierande.

Inkommande COD består av både löst och partikulärt COD. Då filtrering genomförs försvinner den partikulära delen. Skillnaden mellan filtrerat och ofiltrerat COD motsvarar med andra ord partikulärt COD. Den lösta delen motsvaras följaktligen av resultatet från de filtrerade proverna, samt av eventuell VFA-tillsats. Diagram 6.3 visar fördelningen mellan partikulärt, löst och tillsatt löst COD i reaktorerna. Resultaten anger medelvärden för varje period.



**Diagram 6.3** Total-COD för inkommande vatten, medelvärden för respektive försök

Diagram 6.3 visar att den partikulära delen av total-COD blir extremt liten under de två sista perioderna, undantaget reaktor B under sista perioden. Dessa värden hänger väl samman med data från inkommande COD som generellt sett är högt i början och lågt på slutet. En orsak till det avvikande värdet i reaktor B under sista perioden kan vara att omrörningen och pumpningen i tanken fungerade dåligt. Det resulterade i att partikulärt organiskt material sedimenterade i tanken och eftersom intaget skedde från botten av tanken kom detta material in i reaktorn som partikulärt COD.

## 6.1.2 Utgående COD

Den utgående halten COD var relativt lika i reaktor A och B (diagram 6.4). I COD-analysen framgår att COD i reaktor A för utgående vatten är betydligt högre än för ingående avloppsvatten den 27 februari. En förklaring kan vara att en störning skett i reaktor A med följd att nedbrytningen fungerat dåligt och COD har ackumulerats i systemet. När det gäller de två inledande försöksperioderna syns inga av dessa effekter. Utgående COD ökar och når samma nivå som inkommande COD i slutet av andra perioden, men förändringen är lika för båda reaktorer och det sker ingen markant ökning av slaminnehållet. Den låga doseringen av VFA är inte stor nog för att ge någon märkbar skillnad i slaminnehåll mellan reaktorerna. De höga värdena den sista perioden hänger ihop med att även nivån för inkommande COD var hög. COD-reduktionen har varit ungefär den samma i båda reaktorer.

Reduktionen av COD med hänsyn tagen till den doserade mängden VFA var högre för reaktor A,  $74\pm 14\%$ , än för reaktor B,  $50\pm 15\%$ . Detta beror troligen på att VFA är mycket lätt nedbrytbart.

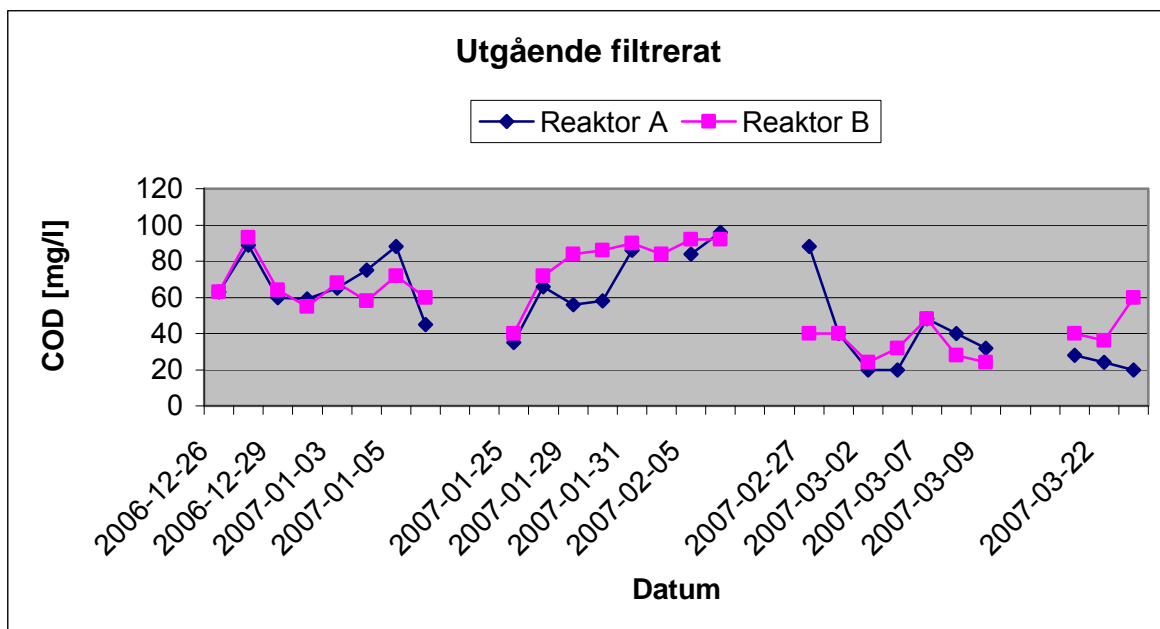


Diagram 6.4 Utgående COD, filtrerat

## 7. Resultat

I detta avsnitt presenteras resultaten från försöken. Resultaten har bestämts genom mätningar i samband med driften av reaktorerna eller analyserats i efterhand på Ryaverket eller Chalmers. Nedan följer en sammanställning över de viktigaste parametrarna i experimentet.

De båda försöksreaktorerna på fyra liter vardera har anpassats för att ge så likartade förhållanden som möjligt. Den enda skillnaden mellan reaktorerna är att reaktor A har fått en tillsats av VFA. Detta medför att olika typer av avvikelser mellan reaktorerna i hög grad beror på VFA-doseringen. Faktorer som slamvolymindex, turbiditet och slambelastning har analyserats med hänsyn till de varierande tillsatserna av VFA. Sambanden mellan dessa parametrar kan också vara intressant för att avgöra VFAs tillsatsens påverkan på slamegenskaperna.

Doseringen av VFA är självklart inte hela förklaringen till att resultaten mellan reaktorerna varierar. Små försöksreaktorer är mycket känsliga för störningar och det är därför omöjligt att få exakt lika förhållanden i reaktorerna. Avloppsvattenkvaliteten i inflödestankarna kan bli olika på grund av små skillnader i kylskåpstemperatur eller omrörning. Ett annat problem är påväxt i slangar. Dessa rengjordes med jämna intervall men påväxten är mycket snabb och kan därför påverka sammansättningen på det avloppsvatten som går in till reaktorerna.

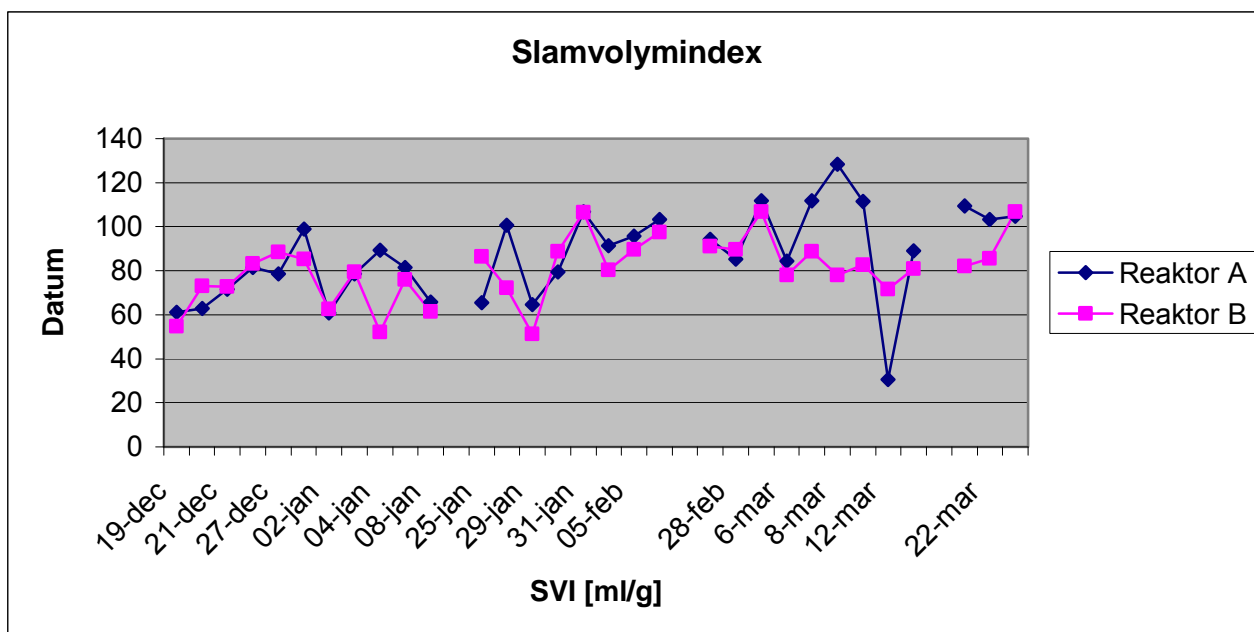
### 7.1 Slamvolymindex

Undersökningarna visar att en tillsats av VFA inte har någon nämnvärd påverkan av slamvolymindex (diagram 7.1). Om man jämför medelvärdena under de olika försöksperioderna kan man se att slamvolymindex generellt är något lägre i reaktor B än i reaktor A, VFA skulle i så fall alltså peka på mot ett mindre kompakt slam. Denna skillnad är dock inte så stor. Det kan noteras att slamvolymindex för reaktor A går ner på en mycket låg nivå den 12 mars. Samtidigt ökar slamminnehållet kraftigt i bägge reaktorer. Detta kunde inte förklaras på ett rimligt sätt. Dagen efter är slamvolymindex uppe på samma nivå som tidigare under försöksperioden. Då har även slamvolymen ökat, vilket ökar slamvolymindex då slamminnehållet är kvar på en hög nivå. Man kan också se att försöksperiod III var ganska kort och därför är det svårt att säga hur SVI skulle utveckla sig under en längre tidsperiod.

Period	SVI [ml/g]	
	Reaktor A	Reaktor B
1	75,6	71,7
2	88,4	84,1
3	94,1	85,3
4	105,4	91,6

*Tabell 7.1 Medelvärden periodvis för slamvolymindex (SVI)*





**Diagram 7.1** Slamvolymindex (SVI) i försöksanläggningen

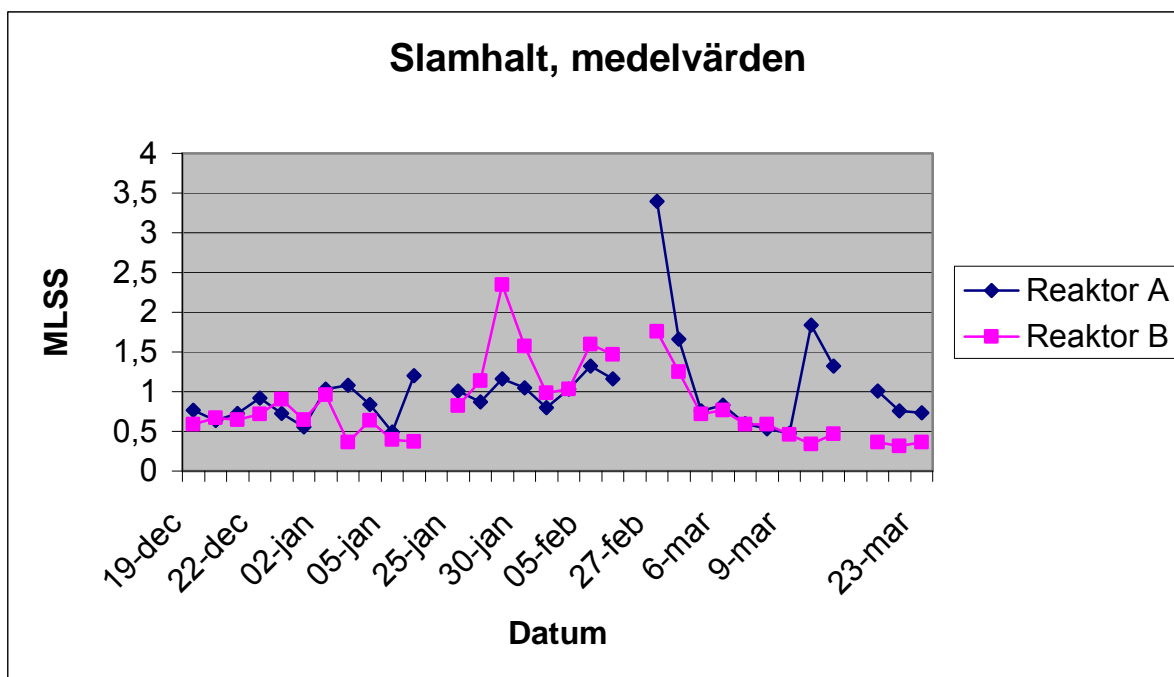
Det verkar med andra ord som att en plötslig ökning av organiskt material först ger utslag när det gäller slaminnehållet och förändringen för slamvolymen kommer senare. Slamvolymindex kan i så fall sägas vara relativt konstant, trots det låga tillfälliga värdet.

Detta visar sig även i reaktor B den 29 januari då en plötslig ökning gav av slaminnehållet ger ett tillfälligt lägre slamvolymindex.

### 7.1.1 Slamhalt

Det visar sig att slamvolymindex generellt har varit något lägre under första perioden än under senare perioder. Störst har det varit i reaktor A under den sista perioden samt några dagar i början av tredje. Detta pekar på att en VFA-tillsats medför att slamvolymindex ökar. Ett ökat slaminnehåll skulle mycket väl kunna vara kopplat till ett högt COD-värde, men resultat från de två sista perioderna ger motsägelsefulla resultat. Under den tredje perioden syns det tydligt att slaminnehållet är högt när COD-värdet är högt. Detta framgår extra tydligt i början av perioden. Under dagarna innan mätningarna startar ger den höga VFA-tillsatsen (200 mg/l) i reaktor A att mängden slam stiger till en mycket hög nivå. Sedan går slaminnehållet under nästkommande dagar nedåt och lägger sig på samma nivå som reaktor B. Detta syns tydligt i diagram 7.2. Sedan ökar slaminnehållet på nytt under slutet av perioden. COD-värdet för inkommande vatten är relativt konstant under hela perioden och skillnaderna i reaktor B är inte lika tydliga som i reaktor A.

Under den sista perioden går det däremot inte att koppla ett högt slaminnehåll till en hög COD-halt. Förhållandet är tvärtom det omvända, COD-värdet är betydligt lägre i reaktor A än i reaktor B. Dessa resultat är något underliga eftersom en ökad mängd COD borde ge upphov till en större biomassaproduktion.



**Diagram 7.2** Slamhalt (MLSS) i försöksanläggningen

Diagram 7.2 visar tydligt hur slamminnehållet i reaktor A varierar under den tredje perioden samt hur nivån för samma reaktor är högre under den sista perioden. Under de två första perioderna är det svårare att dra några tydliga slutsatser. Slamhalten är i det närmaste identisk för både reaktorer under den första perioden. Under den andra perioden ger reaktor B ett par höga värden, men återgår snabbt till samma nivå som reaktor A. Dessa observationer visar att en liten mängd VFA inte påverkar slamhalten nämnvärt.

### 7.1.2 Slamvolym

Den goda tillgången på organiskt material gör att tillväxten av mikroorganismer ökar. Men sannolikt ger den höga VFA-doseringen en alltför kraftig tillväxt och det får till följd att mängden mikroorganismer plötsligt reduceras eftersom tillgången på mat stryps. Efter några dagar tycks det som att förhållandena i slammet är återställda och tillväxten kan öka på nytt. Vad som händer därefter är oklart, men det är rimligt att anta att tillväxten går ner igen så småningom. Medan slamminnehållet i reaktor A är nere på en låg nivå fungerar även sedimenteringen relativt dåligt och konsekvensen av detta blir ett högt slamvolymindex. Vid ett tillfälle, 5 mars, gick det inte ens att mäta slamvolymen eftersom en stor del av slammet omgående flöt upp till ytan. Den låga slamhalten beror sannolikt på att slam helt enkelt förlorats till utloppet på grund av dåliga slamegenskaper, allt slam har inte hunnit sedimentera till en nivå under utloppet. Flera andra av noteringarna för slamvolym är osäkra på grund av att en stor del av slammet inte hade hunnit sedimentera efter 30 minuter utan låg och flöt i vattnet. Detta visade sig ge en avsevärt mycket högre turbiditet än i reaktor B.

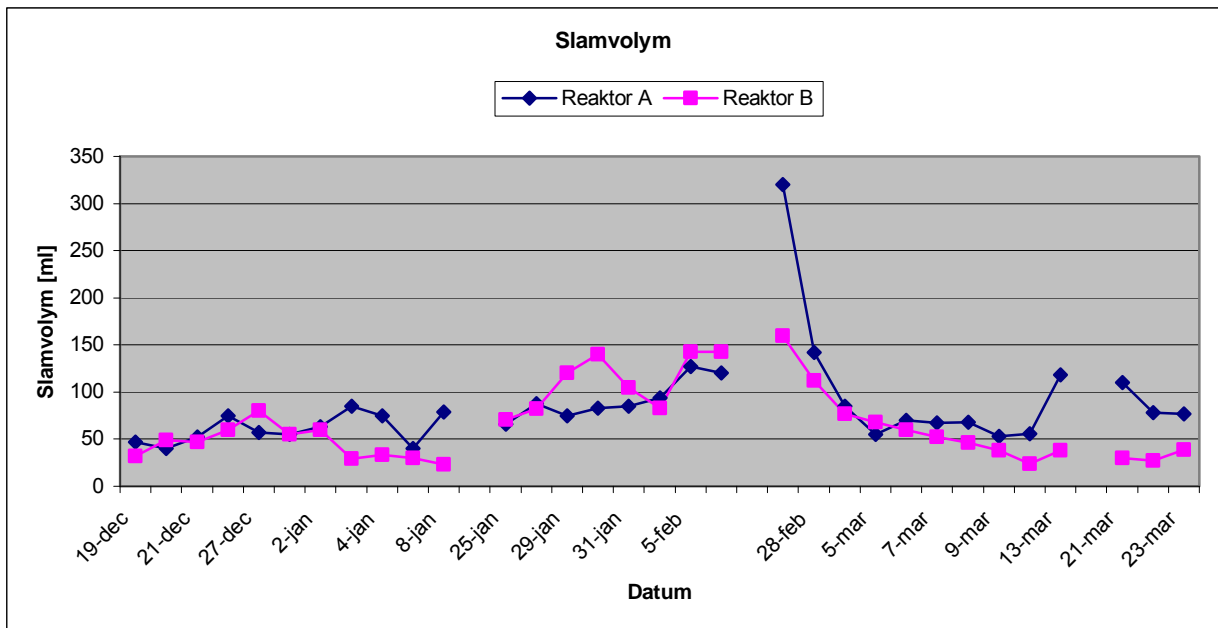


Diagram 7.3 Slamvolym efter 30 minuters sedimentering

### 7.1.3 Initial sjunkhastighet

De värden som anges som slamvolym är beräknade på 30 minuters sedimentering. Det finns dock data som beskriver sedimenteringens förlopp under 30 min dag för dag. Kurvorna för dessa förlopp varierar en aning. De dagar det fanns mycket slam i reaktorerna gick sedimenteringen relativt långsamt. I en del fall var sedimenteringshastigheten betydande även då 30 minuter hade passerat, vilket tyder på ett lägre slamvolymindex om sedimenteringstiden hade varit längre. I diagram 7.4 är sedimenterings hastigheten mycket låg. Denna dag (27 februari) fanns det extremt mycket slam i framför allt reaktor A.

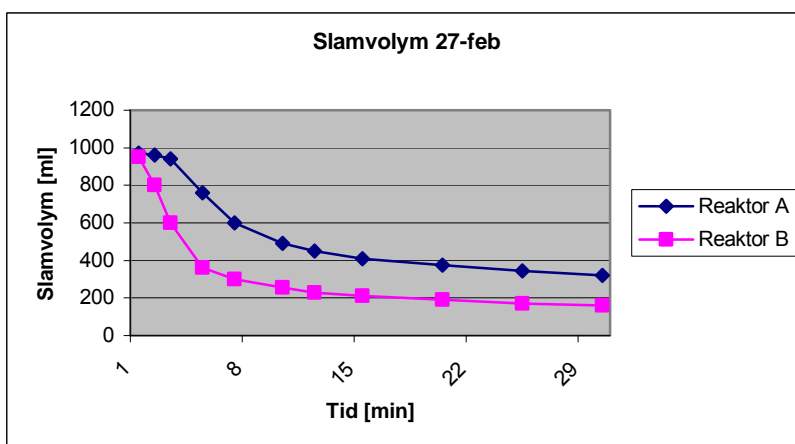
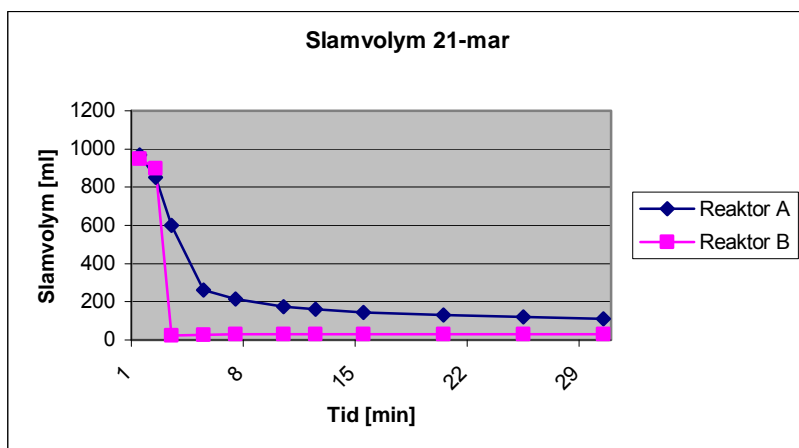


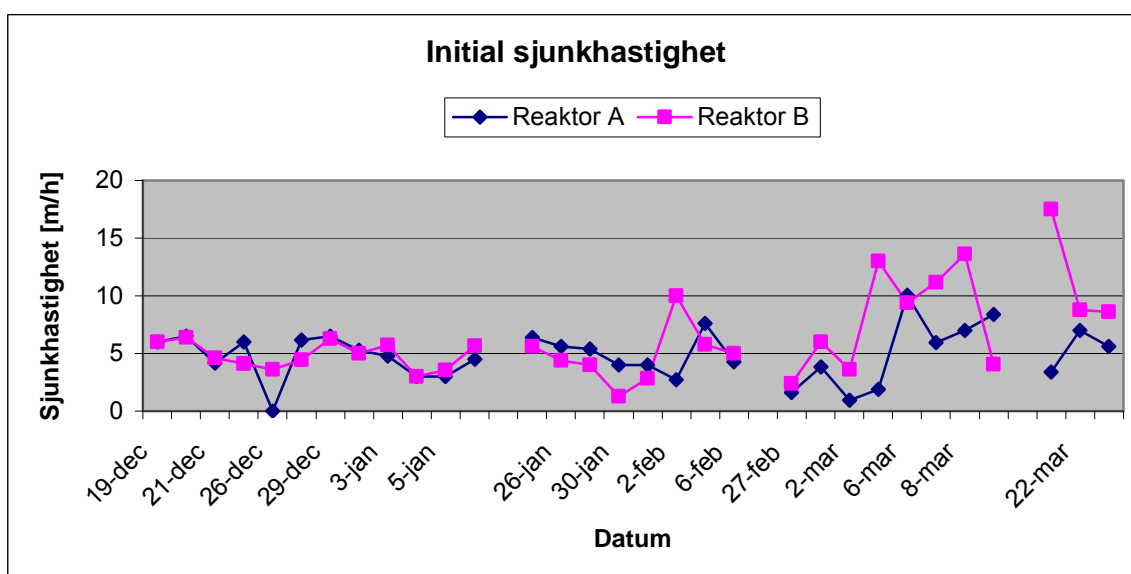
Diagram 7.4 Sedimenteringens förlopp den 27 februari

Vid de tillfällen då det funnits lite slam ser kurvorna annorlunda ut. Då sker den huvudsakliga sedimenteringen under mätningens första 10 minuter och därefter är slamvolymen relativt konstant under resterande tid. Vid några tillfällen ökade till och med slamvolymen under slutet av mätningen. Den 21 mars (diagram 7.5) sjunker slammet i reaktor B extremt snabbt och redan efter tre minuter har det sedimenterat klart. Reaktor B däremot visar samma tendenser som ovan (diagram 7.4) då slamvolymen är betydligt större.



**Diagram 7.5** Sedimenteringens förlopp den 21 mars

Under den tredje försöksperioden gick det inte att utföra några analyser av sedimentationen i reaktor A. På grund av flytslam och slam som inte sedimenterade var det omöjligt att fastställa några exakta värden för slamvolymen dessa dagar. Även i diagram 7.6 ger mätningarna från dessa dagar mycket osäkra värden. Detta gäller i huvudsak första veckan i mars. En annan osäkerhetsfaktor är avläsningen av slamvolymen under de första fem minuterna. Då det inte finns någon tydlig gräns för slammets utbredning under denna tid är det svårt att bestämma ett exakt värde på slamvolymen. Därför kan den första biten på kurvorna se lite olika ut trots att förhållandena i verkligheten är likartade.



**Diagram 7.6** Initial sjunkhastighet i reaktorerna

Enligt diagram 7.6 ger de två första perioderna nästan identiska sjunkhastigheter på reaktor A och B, medan de två avslutande perioderna ger mer varierande siffror. Reaktor B ligger då i regel något högre än reaktor A. Värdena varierar dock kraftigt över tiden och skillnaderna mellan reaktorerna är tidvis små. De högsta sjunkhastigheterna är uppmätta under de två sista perioderna i reaktor B och är omkring 3-4 mm/s.

Det är tänkbart att ett tillskott av VFA ger lägre sjunkhastighet. Resultaten från de första perioderna visar att små tillskott av VFA inte har någon betydelse för sjunkhastigheten, precis som när det gäller slamvolymindex. Det finns dock osäkerheter i mätningen av sjunkhastighet, både slamnivå och tidsintervall kan vara svåra att bestämma exakt.

## 7.2 Turbiditet

Under hela försöket har turbiditeten genomgående varit högst i reaktor A. Endast vid ett fåtal mättillfällen har vattnet från reaktor B kommit upp i samma värden som reaktor A. Vid den sista försöksperioden har turbiditeten dock varit nästan lika i de båda reaktorerna. Det syns tydligt att turbiditen har haft en jämnare nivå i reaktor B, bortsett från sista perioden då nivån är högre, i genomsnitt 16.3 mot 7.5 resten av tiden. Medelvärdet för samtliga mätningar är i reaktor B blir 8.5, vilket framgår av tabell 7.2.

Period	Turbiditet [Abs 650nm]	
	Reaktor A	Reaktor B
1	12,2	8
2	13,2	9,3
3	18,9	5,4
4	16,7	16,3

Tabell 7.2 Medelvärden periodvis för turbiditet

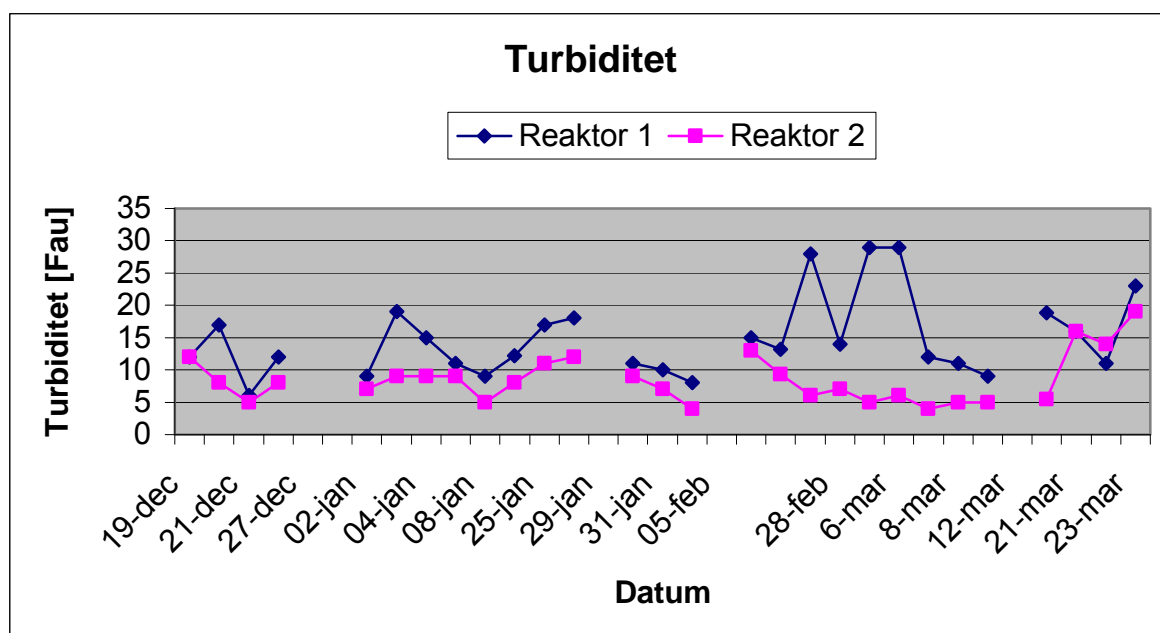


Diagram 7.7 Turbiditet i reaktorerna

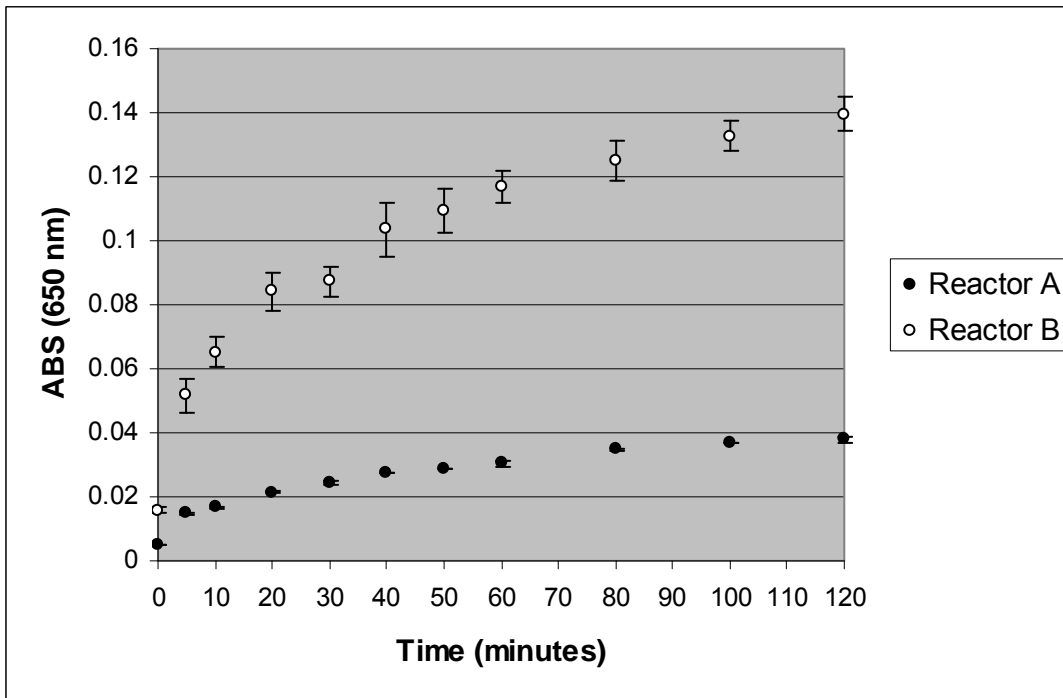
I reaktor A är medelvärdet högre (15.0) och de högsta noteringarna är från de två sista perioderna. De höga värdena under period tre beror till stor del på flytslam i mätcyllindern. Skillnaden i turbiditet mellan reaktorerna är därför extra stor just under den perioden, bortsett från några värden i början och slutet av perioden.

För de tre första perioderna syns ett tydligt samband mellan turbiditeten i de olika reaktorerna. En tillsats av VFA gör att turbiditeten blir högre och skillnader ökar när VFA-doseringen ökar. Halten av partikulärt COD är relativt lika mellan reaktorerna och ger sannolikt ingen större skillnad jämfört med löst COD. Det verkar dock som att en mycket hög halt av partikulärt COD har viss effekt på turbiditeten. De dagar inkommande COD har varit mycket högt har även turbiditeten varit något högre. I mitten av tredje perioden blev det problem med flytslam i reaktor A och detta ledde till en mycket hög turbiditet. Det är dock möjligt att de höga resultaten är en aning missvisande då ett fåtal stora partiklar från flytslammet har haft stor inverkan på turbiditeten. Resultatet som bygger på små partiklar i vattnet kommer då i skymundan och det kan vara svårt att jämföra med resultat utifrån mer normala förutsättningar.

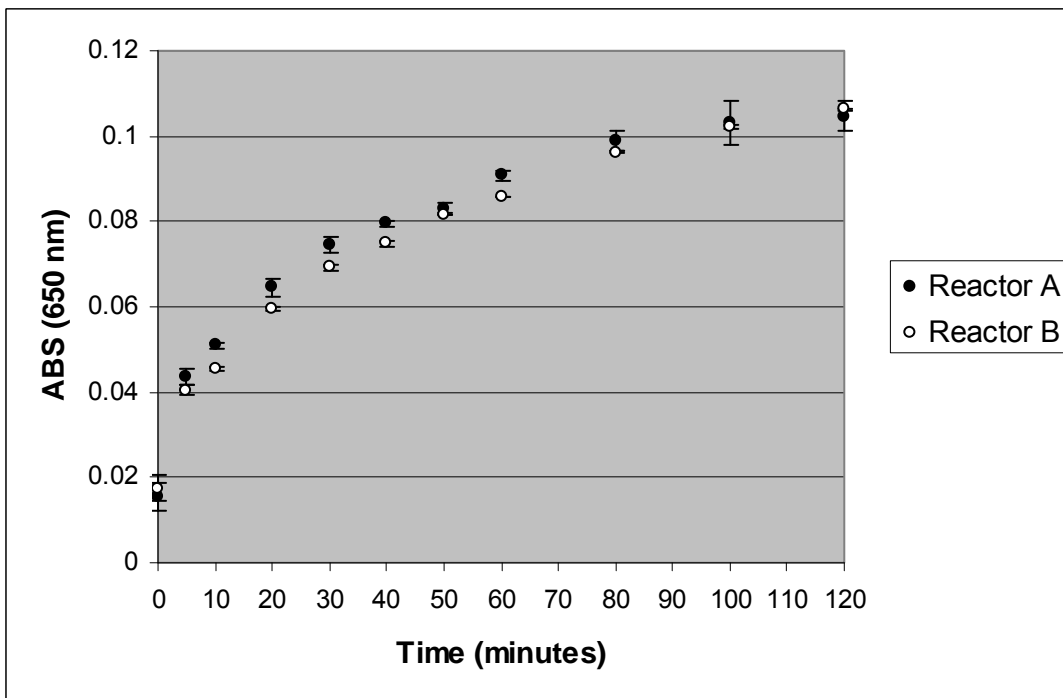
Under den sista perioden finns det däremot inget som pekar mot att ett högre COD-värde skulle ge högre turbiditet. Trots en hög dosering är turbiditeten ungefär den samma i båda reaktorer. Nivån är dock relativt hög och motsvarar värdena från reaktor A i föregående period. Att reaktor A ger dessa höga värden är logiskt med tanke på tidigare resultat, men den höga turbiditeten i reaktor B är märklig. Inkommande COD är visserligen högre än i reaktor A och skulle kunna förklara en del av skillnaden, men tidigare mätningar visar att partikulärt COD i inkommande vatten inte tycks ha någon särskilt stor betydelse för turbiditeten jämfört med löst COD.

### **7.3 Flockstabilitet**

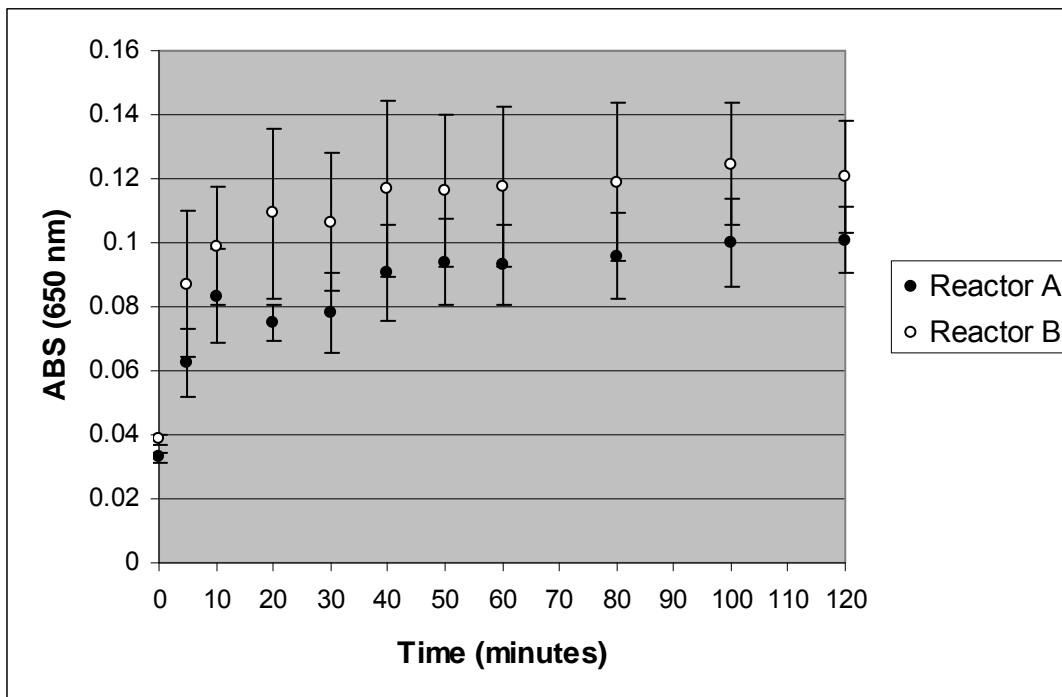
Flockstabiliteten mättes vid slutet av försöksperiod 1, 2 och 4. I diagram kan man se att flockstabiliteten var högre i reaktor A än i reaktor B för period 1 och 4. Den stora skillnaden i flockstabilitet under slutet av period 1 är svår att förklara då endast en liten mängd VFA doserades. Det är också intressant att notera att flockstabiliteten för reaktor A då var extremt hög, dvs flockarna kunde utsättas för stora skjuvkrafter utan att falla sönder. Under slutet av försöksperiod 2 var flockstabiliteten mer lik för de två reaktorerna. Under slutet av försöksperiod 4 var flockstabiliteten större för reaktor A .



(a)



(b)

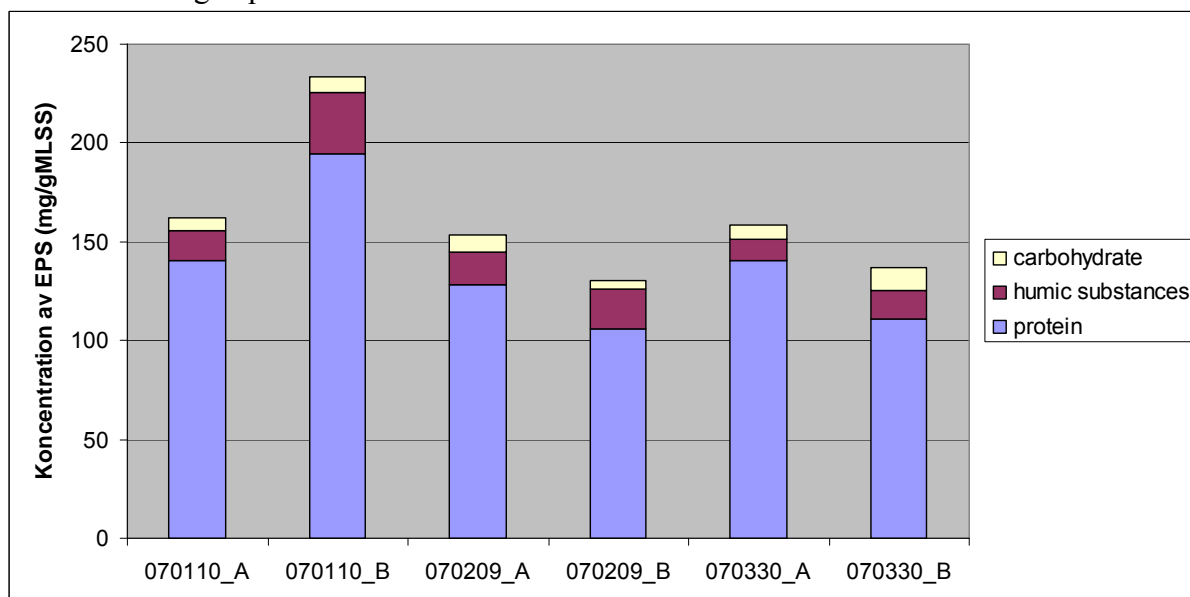


(c)

**Diagram 7.8-7.10** Flockstabilitet: (a) slutet av period 1; (b) slutet av period 2; och (c) slutet av period 4.

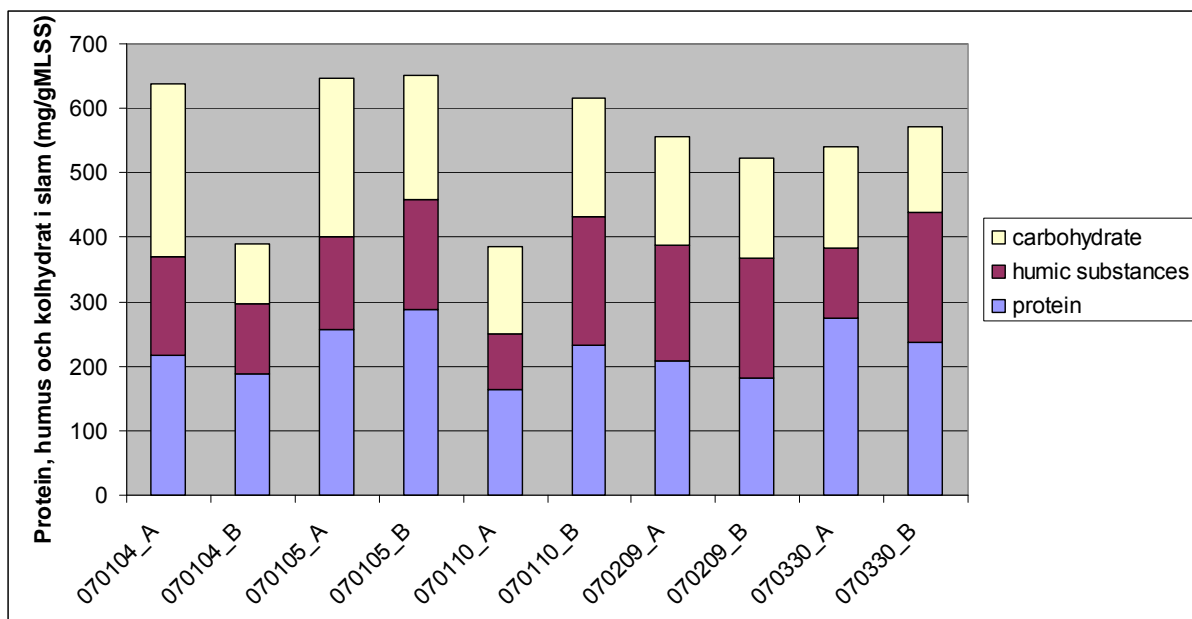
## 7.4 Slamsammansättning

Analysen av de organiska ämnena protein, humus och kolhydrater i det aktiva slammet samt i de extraherade polymererna visade att det inte fanns någon särskild skillnad mellan reaktor A och B (diagram). Dessa resultat tyder på att det inte framförallt är den kemiska sammansättningen på slammet som är olika för slammen i de två reaktorer.



(a)





(b)

Diagram 7.11-7.12 Sammansättning på (a) EPS och (b) organiska ämnen i aktivt slam.

Halten katjoner i slammet skiljde sig inte nämnvärt åt för de olika slamproven. De lägre värdena för reaktor A vid provtillfälle 2007-01-10 och 2007-03-30 kan möjligtvis förklaras med att partikulärt material i avloppsvattnet sedimenteras ut mer i inflödestanken till reaktor A än till reaktor B under dessa mättillfällen. Koncentrationen av de olika jonerna i slammet är i samma nivå som i slammet på Ryaverket (Wilén *et al.*, 2007).

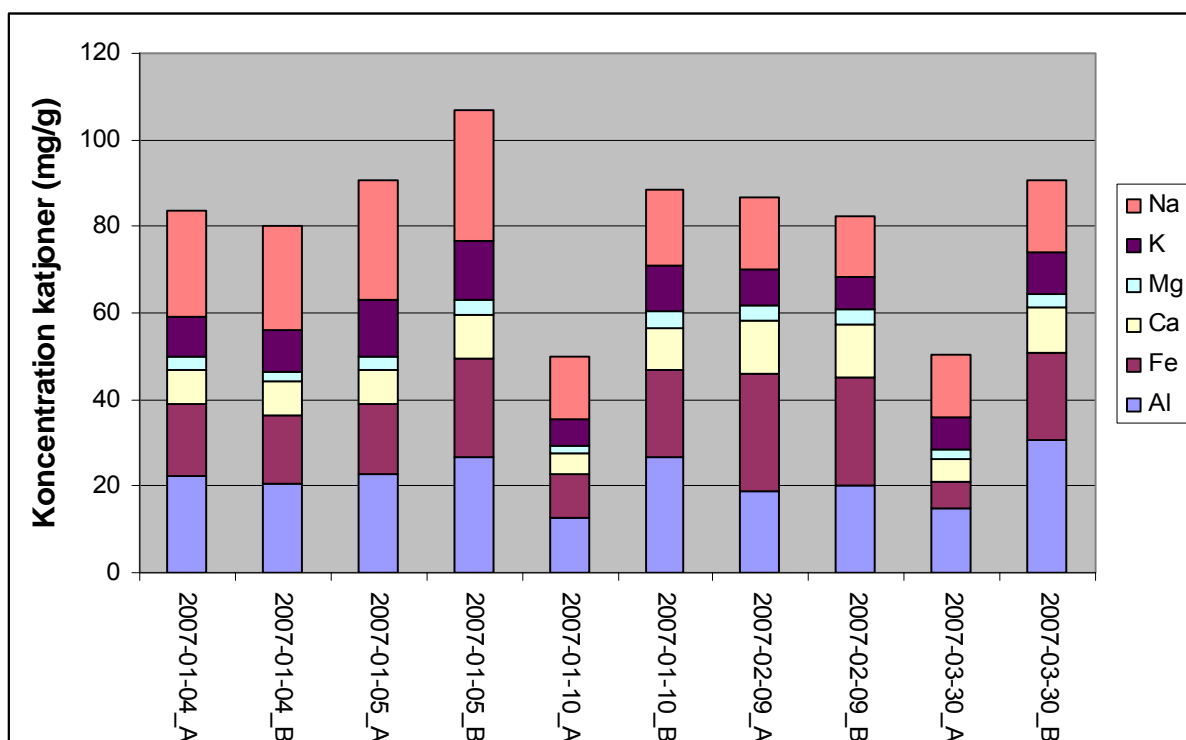
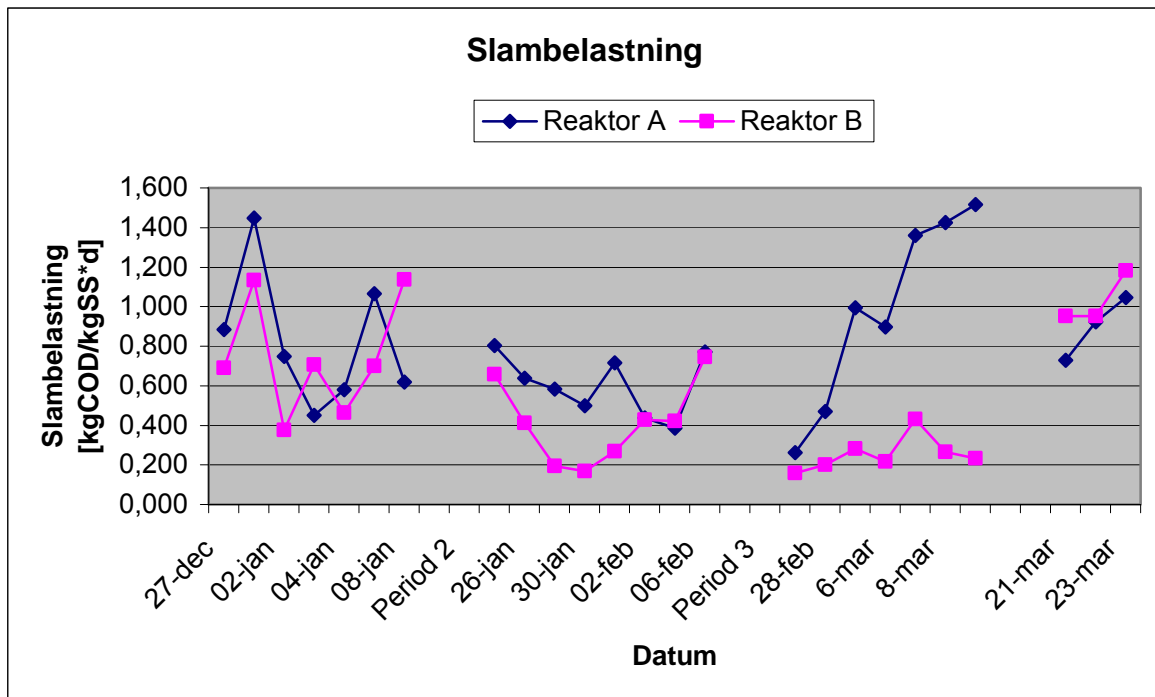


Diagram 7.13 Sammansättning av katjoner i slam.

## 7.5 Slambelastning

Slambelastningen beskriver förhållandet mellan tillförd mängd COD och mängden slam i luftningsbassängen.



**Diagram 7.14** Slambelastningen i försöksanläggningen

Sett över hela försöksperioden finns det tydliga samband mellan slambelastningen och såväl COD som turbiditet. Både partikulärt och löst COD påverkar slambelastningen. Under den första perioden varierar värdena kraftigt. Det beror sannolikt på varierande vattenkvalitet som ger snabba skillnader i slamnehåll och utgående COD. Stora variationer i inkommande COD pekar på detta.

Den tillsatta doseringen av VFA tycks påverka slambelastningen, men det är svårt att avgöra omfattningen. Det har att göra med den relativt stora variationen i slamhalt i båda reaktorerna under försökets gång. Under de två första perioderna är COD-värdet relativt lika mellan reaktorerna och under den tiden syns heller inga bestående skillnader. Den mindre tillsatsen har därmed en liten effekt. Den sista perioden ger liknande värden trots den stora VFA-tillsatsen, detta kan bero på den höga partikulära andelen COD i reaktor B samt den högre slamhalten i reaktor A. Under den tredje perioden är den partikulära andelen i reaktor B mycket liten, vilket ger en låg slambelastning. Reaktor A får däremot en mycket hög slambelastning till följd av den tillsatta dosen VFA.

En hög slambelastning visar tydliga samband med en hög turbiditet. Detta visar sig framför allt under de två sista perioderna, exempelvis är turbiditeten hög hos båda reaktorerna under den sista perioden. Det observerades även att den höga slambelastningen reducerar koncentrationen av protozoer i slammet vilket får till följd att tillväxten av dispersa bakterier tar fart. Dessa bakterier ger en ökad turbiditet i vattnet.

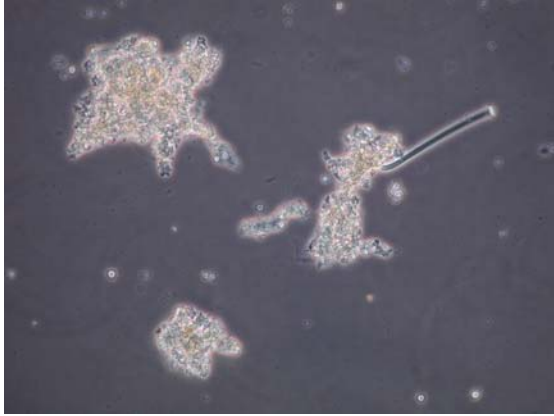
## 7.6 Mikroskopering

Under den tredje perioden varierar förekomsten av filament och andra mikroorganismer i reaktor A. Även flockarnas struktur förändras under tiden. De första dagarna, 27 och 28 februari ser flockarna bra ut till strukturen. Flockarna är täta och väl sammanhållna. Det höga slaminnehållet den 27 februari framgår tydligt på bilderna. Förekomsten av filament är relativt låg. Kommande dagar försämras dock egenskaperna och flockarna blir mindre och glesare. Tillväxten av filament ökar och protozoer minskar i antal. Under slutet av perioden går det att se flera fall av döda klockdjur på bilderna. De sista dagarna av tredje perioden ser det ut som om flockeringsegenskaperna förbättras igen. Flockarna blir på nytt tätare men en del filament består.

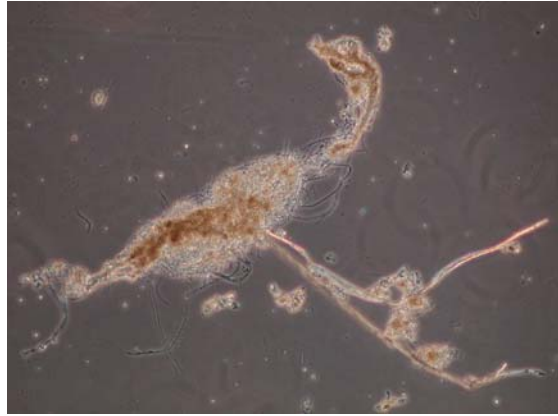
Reaktor B ser ut att ge stabilare förutsättningar än reaktor A. Variationerna mellan olika observationstillfällen är betydligt mindre än i reaktor B. Både under tredje och fjärde perioden är reaktor B den reaktor som ser ut att ge de bästa flockeringsegenskaperna. Enligt mätningarna av slamnehåll innehåller reaktor B mindre suspenderat material än reaktor A, men det material som finns är samlat i tätare flockar. Mikroorganismer i form av protozoer förekommer genomgående i stor omfattning. Till skillnad från reaktor A är stora kolonier av klockdjur vanliga. Filament förekommer generellt i betydligt mindre omfattning än i reaktor A. Under början och slutet av tredje perioden fanns det en del filament, men inte i någon större omfattning.

Under den sista perioden är skillnaderna mellan reaktorerna som störst. Det som framgår tydligast av bilderna är den mycket höga koncentrationen av filament i reaktor A. I reaktor B finns det endast enstaka samlingar av filament, ungefär som tidigare under försöken. Däremot ser flockuleringsegenskaperna bra ut i reaktor A. Materialet är samlat i stora kompakta flockar och förutom filament finns det även mikroorganismer som protozoer. Reaktor B visar på många, mycket små flockar. Att flockarna är mindre hänger ihop med att slamnehållet för reaktor B är avsevärt mycket lägre än för reaktor A.

I början av experimentet när VFA-tillsatsen var låg går det inte se några skillnader som beror på olika VFA-doseringar. Flockuleringsegenskaperna och förekomsten av mikroorganismer varierar visserligen avsevärt mellan reaktorerna, men det förekommer stora variationer även mellan de olika observationerna. Förändringarna i tiden ser ut på liknande sätt i respektive reaktor. Flockuleringen ser genomgående relativt bra ut, något bättre under andra perioden. Däremot varierar mikroorganismernas förekomst från dag till dag. Några dagar finns det gott om mikroorganismer, andra dagar finns det bara ett fåtal. Detta sker inte samtidigt i de olika reaktorerna, men variationerna ser likadana ut. Enligt bilderna från de två första perioderna är förekomsten av filament konstant låg.



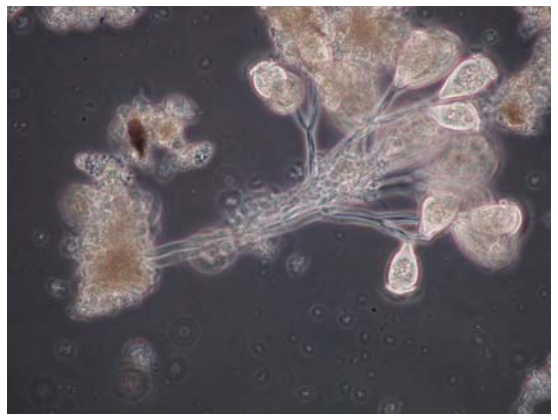
**Bild 7.1** 070103, Reaktor B



**Bild 7.2** 070105 Reaktor A



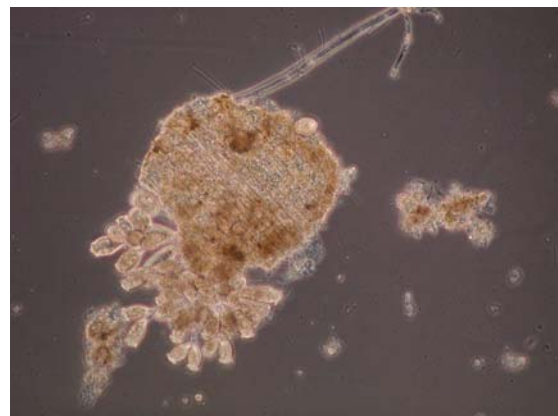
**Bild 7.3** 070307, Reaktor A



**Bild 7.4** 070307 Reaktor B



**Bild 7.5** 070322, Reaktor A



**Bild 7.6** 070322 Reaktor B



## 8. Statistisk analys

En statistisk analys utgöordes för att utvärdera om huruvida det finns en statistisk skillnad i flockulerings- och sedimenteringsegenskaper vid olika halt COD i avloppsvattnet. Dessutom undersöktes effekten av om COD var i löst eller partikulär form. Den statistiska analysen har genomförts med utgångspunkt i två parametrar, COD koncentration (löst samt partikulärt) i reaktorerna och slambelastning. Med utgångspunkt från detta har parametrarnas effekt på slamvolymindex (SVI) och turbiditet i supernatanten analyserats. Ingen analys gjordes av effekten på initial sjunkhastighet eftersom mätdata var för osäkra.

En svårighet har varit att dela in resultaten i lämpliga grupper eftersom de önskade nivåerna på COD inte alltid lyckades uppnås. Totalt sett finns det resultat från åtta olika perioder (fyra perioder med två reaktorer i varje). Detta skulle kunna göras till ett faktorförsök utformat som

- $2^2$  (två faktorer på två nivåer: löst respektive partikulärt COD på låg och hög nivå);
- $2^3$  (två faktorer på tre nivåer: löst respektive partikulärt COD på låg, medel samt hög nivå) eller;
- $3^2$  (tre faktorer på två nivåer: löst, partikulärt samt totalt COD på låg och hög nivå)

med tanke på de önskvärda resultatmål som funnits från början. Detta hade dock krävt att nivåerna på COD och slambelastning varit mycket nära kraven. Nu har detta inte uppfyllts, utan liknande värden från de olika försöken har i stället fått slås ihop och bildat tre grupper som innefattar låg, medel och hög nivå. Därefter har faktorförsök av omfattningen  $2^2$  genomförts. Eftersom endast två grupper kan testas åt gången måste någon av grupperna utelämnas vid varje försök och därför genomförs flera faktorförsök. Alternativt kan gruppen medel sättas till den grupp av hög och låg som anses vara lämpligast.

### 8.1 Beräkningar

Experimenten utförs som ett  $2^2$ -faktorförsök parametrarna löst respektive partikulärt COD analyseras på en hög nivå (+) och en låg nivå (-). Utformning av försöksmatrisen framgår av tabell 8.1.

	Löst COD	Låg nivå (-)	Hög nivå (+)
Partikulärt COD			
Låg nivå (-)		-/- (grupp 1)	+/- (grupp a)
Hög nivå (+)		-/+ (grupp b)	+/+ (grupp ab)

**Tabell 8.1** Utformning av faktorförsök med avseende på löst och partikulärt COD.

Faktorförsöket undersöker om olika halter av COD i form av hög eller låg partikulär halt alternativt hög eller låg löst halt COD ger statistisk signifikanta skillnader för slammets sedimenteringsegenskaper för följande parametrar:

- Slamvolymindex
- Turbiditet

En hypotesprövning gjordes där följande fyra antaganden har testats:

- Grupp 1 och b tillhör samma grupp, dvs att båda har liknande sedimenterings- och flockuleringsegenskaper;
- Grupp a och ab tillhör samma grupp;
- Grupp 1 och a tillhör samma grupp;
- Grupp b och ab tillhör samma grupp.

Sannolikheten för att två grupper tillhör samma grupp bestäms med ett t-test. Det beräknade t-värdet och antalet frihetsgrader bestämmer sannolikheten för att två grupper är lika enligt:

$$S_p^2 = \frac{(n-1) \cdot S_1^2 + (m-1) \cdot S_2^2}{n+m-2}$$

n = antal prov i grupp 1

m = antal prov i grupp 2

$S_1^2$  = variansen för proven i grupp 1

$S_2^2$  = variansen för proven i grupp 2

$$t = \frac{\mu_{medel,1} - \mu_{medel,2}}{S_p \cdot \sqrt{\frac{1}{n} + \frac{1}{m}}}$$

$\mu_{medel,1}$  = medelvärde grupp 1 (SVI eller turbiditet)

$\mu_{medel,2}$  = medelvärde grupp 2 (SVI eller turbiditet)

Sannolikheten bestäms med hjälp av statistisk tabell över sannolikheter för olika t-värden och frihetsgrader (Box, 1978).

## 8.2 Resultat för faktorförsök

Medelvärden för löst samt partikulärt COD, slambelastning, turbiditet och SVI beräknades för de olika testperioderna (Tabell 8.2).

Period	COD (mg/l)		Slambelastning (kgCOD/kgMLSS·d)		Sedimenterings-och flockuleringsegenskaper	
	Partikulärt	Löst	Partikulärt	Löst	SVI (ml/g)	Turbiditet (abs)
<b>A(I)</b>	80,5	149	0,223	0,605	76	12
<b>B(I)</b>	34	111	0,166	0,578	72	8
<b>A(II)</b>	70	128	0,458	0,146	88	13
<b>B(II)</b>	95	80	0,141	0,271	84	9
<b>A(III)</b>	16	244	0,211	0,778	94	19
<b>B(III)</b>	23,4	44	0,072	0,184	85	5
<b>A(IV)</b>	17,3	227	0,162	0,736	105	17
<b>B(IV)</b>	58,7	61	0,888	0,142	92	16

**Tabell 8.2** COD-halt, slambelastning samt sedimenterings- och flockuleringsegenskaper. Medelvärden för respektive period.

Utförliga beräkningar finns i appendix. Här ges en sammanfattning och utvärdering av de viktigaste resultaten.

### 8.2.1 COD

Utifrån medelvärdena från tabell 8.2 har de olika försöken delats in i grupper. Medelvärden för partikulärt respektive löst COD under varje försök dels in i grupperna låg, medel och hög enligt tabell 6.3 I den första ansatsen har alla grupper lagts in och placerats i den grupp där dess värden på löst och partikulärt COD ligger närmst en låg respektive en hög nivå. I ansats II och III har enstaka grupper använts för att utvärdera faktor försök.

Ansats I		Faktor försök 2 <sup>2</sup>	
Låg löst		hög part	
		Löst COD	
Part COD		låg	hög
låg		grupp 1 = B(I), B(III)	grupp a = A(III),A(IV)
hög		grupp b = B(II), B(IV)	grupp ab = A(I),A(II),

Ansats II		Faktor försök 2 <sup>2</sup>	
		Löst COD	
Part COD		låg	hög
låg		grupp 1 = B(III)	grupp a = A(IV)
hög		grupp b = B(IV) (medel)	grupp ab = A(I)

Ansats III		Faktor försök 2 <sup>2</sup>	
		Löst COD	
Part COD		låg	medel
låg		grupp 1 = B(III)	grupp a = B(I)
medel		grupp b = B(IV)	grupp ab =

**Tabell 8.3** Ansatser för utformning av faktor försök baserat på löst respektive partikulärt COD

Tabell med alla medelvärden samt standardavvikelse läggs in i tabell för alla statistiska beräkningar i Appendix



	<b>grupp 1</b>	<b>grupp a</b>	<b>grupp b</b>	<b>grupp ab</b>
<b>Ansats I</b>				
SVI	<25	>10	5	2,5
Turbiditet	<0,5	<40	0,25	>25
	<b>grupp 1 &amp; b</b>	<b>grupp a &amp; ab</b>	<b>grupp 1 &amp; a</b>	<b>grupp b &amp; ab</b>
<b>Ansats II</b>				
SVI	>1	<0,1	<0,25	2,5
Turbiditet	<0.05	<10	<0.05	>5
<b>Ansats III</b>				
SVI	<25		>0,5	
Turbiditet	<0.005		0,5	

**Tabell 8.4** Resultat för faktorförsök. Resultaten anger sannolikheten (%) för att grupperna är lika.

Första ansatsen är en hypotesprövning för att undersöka om grupperna är lika inbördes. Sannolikheten för likhet är generellt låg både för SVI och turbiditet. Därför kan medelvärden inom grupperna inte användas. När det gäller SVI i den andra ansatsen kan man se att sannolikheten för att grupp 1 & b är lika är större än 1 %; att grupp a och ab är lika är mindre än 1%; att grupp 1 och a är lika är mindre än 0,25% samt att grupp b och ab är lika är än 2,5%. Från dessa resultat kan man konstatera att

- En ökad mängd partikulärt material i avloppsvattnet ger ett lägre SVI då mängden löst COD är på en hög nivå;
- Vid en låg halt löst COD blir SVI högre då halten partikulärt COD är högre;
- När halten partikulärt COD är på en låg nivå blir SVI högre med en hög nivå på löst COD;
- När halten partikulärt COD är på en hög nivå blir SVI lägre vid en hög halt på löst COD.

I den andra ansatsen kan man se att när det gäller turbiditet är sannolikheten för att grupp 1 och b är lika är under 0,05 %; att grupp a och ab är lika är mindre än 10 %; att grupp 1 och a är lika är mindre än 0,05 %; samt att grupp b och ab är lika är större än 5%. Från dessa resultat kan man dra följande slutsatser:

- Då halten löst COD är på en låg nivå ger en högre halt partikulärt COD en högre turbiditet;
- Då halten löst COD är på en hög nivå är turbiditeten högre då partikulärt COD är på en låg nivå.

I den tredje ansatsen saknades ett experiment varför endast två grupper kunde jämföras parvis. Slutsatserna för den tredje ansatsen är:

- En medelhög halt partikulärt COD ger en högre turbiditet då den lösta halten COD är på en låg nivå;
- En medelhög halt löst COD ger en högre turbiditet då den partikulära halten COD är på en låg nivå;
- Då den lösta halten COD är på en medelnivå blir SVI lägre då den partikulära halten COD är på en låg nivå.

Sammantaget ger faktorförsöken för COD att löst COD har betydelse både för SVI och turbiditet medan slutsatserna för effekten av partikulärt COD är något vagare. Anledningen till detta är att halten partikulärt COD var på relativt låga nivåer i alla försök. I fortsatta försök bör därför nivåerna för partikulärt COD läggas på en högre nivå genom att till exempel tillsätta partiklar i form av primärslam. Dessutom kan man se att det framförallt är turbiditeten som påverkas av den högre halten löst COD. Detta faktorförsök blir även något missvisande eftersom det har varit svårt att uppnå önskade värdena på löst och partikulärt COD och vidare har gruppindelningen har byggt på kompromisser mellan mycket varierande värden.

Part. COD	Löst COD	
	Låg	Hög
Låg	77,83	< 97,03
	∧	∨
Hög	86,16	> 80,99

**Tabell 8.5** Jämförelse mellan SVI på låg och hög nivå för löst respektive partikulärt COD

Part. COD	Löst COD	
	Låg	Hög
Låg	6,88	< 18,20
	∧	∨
Hög	11,67	= 12,60

**Tabell 8.6** Jämförelse mellan turbiditet på låg och hög nivå för löst respektive partikulärt COD

Tabellerna ovan visar hur medelvärden inom grupperna i ansats I förhåller sig till varandra. En mycket intressant slutsats är att en hög nivå löst COD är negativt då den partikulära belastningen är hög, medan samma höga nivå löst COD ger en positiv eller oförändrad effekt. Således visar det sig att det är lämpligt att tillsätta VFA då den partikulära belastningen är hög, speciellt med tanke på slamvolymindex. För turbiditeten är skillnaden liten vid hög partikulär belastning, men mycket stor vid låg partikulär belastning.

## 8.2.2 Slambelastning

Slambelastningen utvärderas på samma sätt som COD. De olika försöksperioderna delades in i grupper i faktorförsöket enligt tabell 8,5. Försöksperiod B(I) uteslöts eftersom den inte passade in i någon grupp. Medelvärden för grupperna kunde användas eftersom grupperna var statistiskt lika inom grupperna både med avseende på SVI och turbiditet.

Ansats I	Faktorförsök 2 <sup>2</sup>	
	Löst belastning	
Part belastning	låg	hög
låg	grupp 1 = B(II), B(III)	grupp a = A(III),A(IV)
hög	grupp b = A(II), B(IV)	grupp ab = A(I)

**Tabell 8.7** Ansats för utformning av faktorförsök baserat på belastning av löst respektive partikulärt COD.

Av tabell 8,6 framgår att grupp a och ab, 1 och a, och b och ab är statistiskt olika när det gäller SVI. Däremot är sannolikheten att grupp 1 och b är lika mer än 10%. Med avseende på turbiditet är grupp 1 och b, a och ab samt 1 och a statistiskt olika. Däremot är grupp b och ab inte statistiskt olika på 95% konfidensintervall. Från detta kan följande slutsatser dras:

- Vid låg halt på löst COD påverkar inte halten partikulärt COD SVI nämnvärt;
- Vid hög halt löst COD blir SVI lägre då halten partikulärt COD är hög;
- Vid en låg halt på partikulärt COD ger en hög halt löst COD högre SVI;
- Vid en hög halt partikulärt COD blir SVI lägre då halten löst COD är på en hög nivå;
- Då halten partikulärt COD är på en hög nivå blir turbiditeten högre om samtidigt den lösta halten COD är på en låg nivå:
- Då halten av löst COD är på en hög nivå blir turbiditeten lägre vid hög halt på partikulärt COD;
- En hög halt på löst COD ger en högre turbiditet om halten partikulärt COD är på en låg nivå.

	<b>grupp 1 &amp; b</b>	<b>grupp a &amp; ab</b>	<b>grupp 1 &amp; a</b>	<b>grupp b &amp; ab</b>
SVI	<25	<0.005	<5	<2.5
Turbiditet	<0,05	<1	<0,05	<10

**Tabell 8.8** Resultat för faktor försök. Resultaten anger sannolikheten (%) för att grupperna är lika.

## 9. Diskussion

Försöken visar att en tillsats av VFA har betydelse för slammets egenskaper. Effekterna visar sig framför allt när det handlar om turbiditet, slamminnehåll och SVI.

Det visar sig tydligt att framför allt turbiditeten påverkas av förekomsten av partikulärt respektive löst COD. Då mängden löst COD ökar går även turbiditeten upp. Ett högt partikulärt COD ger däremot ett lägre värde på turbiditeten. Sammantaget är att ett högt total-COD ger en hög turbiditet enligt beräkningarna, men det är väntat eftersom löst COD dominerar i alla försök och framför allt de med VFA-tillsats. Eftersom halterna av partikulärt COD generellt sett var låga under alla försök kan inte alltför stora slutsatser dras angående dess effekt på vare sig turbiditet eller SVI. En mycket hög halt partikulärt COD borde kunna leda till en ökning av turbiditeten eftersom inte allt kan adsorberas. Fortsatta studier bör därför göras på detta.

SVI påverkas däremot inte lika tydligt av COD. Medelvärdena från respektive period skiljer sig relativt lite från det totala medelvärdet. Den enda tydliga observationen är att SVI minskar då mängden partikulärt COD ökar. Mängden löst COD tycks däremot inte ha någon betydelse vid de lägre doseringarna medan en ökning observerades under perioderna med hög VFA dosering. Total-COD ger en liknande bild då det i hög utsträckning påverkas av mängd löst COD.

Slambelastningen ger resultat som liknar dem för COD, men det går inte att dra lika tydliga slutsatser. En hög belastning av total-COD ger en hög turbiditet. Det är i stor grad den lösta belastningen som påverkar turbiditeten. Den partikulära belastningen ger osäkra resultat som inte pekar i någon bestämd riktning.

SVI tycks inte påverkas någonting av en varierande slambelastning. Värdet varierar mellan 80 och 100 ml/g oavsett hur hög slambelastningen är. Partikulär eller löst belastning har inte heller någon betydelse.

Faktorförsöken är relativt osäkra men några intressanta resultat kan utläsas. Vid låg löst slambelastning spelar den partikulära belastningen mindre roll för SVI. Detta kan jämföras mot observationer som visar att slamvolymindex håller en stabil nivå, särskilt då den lösta belastningen är låg. För COD finns det däremot inga liknande tendenser.

Faktorförsöken ger inga tydliga svar för turbiditeten heller. Höga partikulära respektive lösta halter av COD påverkas relativt lite av löst respektive partikulärt COD. För slambelastningen är påverkan av löst och partikulär belastning mycket stor mellan samtliga grupper.

Sammantaget tyder det mesta på att ett lågt COD med en stor andel partikulärt material är lämpligast ur flest aspekter. Turbiditeten påverkas i större utsträckning än slamvolymindex, särskilt när det handlar om slambelastning för löst respektive partikulärt COD. Försöken visar att både relativt små tillsatser av löst COD (period 1 och 2) och en hög partikulär belastning (period 4) påverkar turbiditeten i hög utsträckning.

Jämförelser mellan grupperna i faktorförsöket pekar tydligt på att en tillsats av VFA mycket väl kan vara positiv då den partikulära COD-halten är hög. Under dessa omständigheter förbättras slamvolymindex medan turbiditeten i princip är oförändrad. En VFA-tillsats vid låg partikulär belastning är däremot olämplig, både för slamvolymindex och turbiditet. Detta tyder på att balansen mellan löst och partikulär belastning är betydelsefull. För att få bästa möjliga slamegenskaper bör tillsatsen av VFA bestämmas efter hur mycket löst och partikulärt material som redan finns i vattnet.

Ingen av de båda VFA-doseringarna är optimal. Den låga doseringen på 50 mg/l är för låg för att ge något märkbart resultat. Därför är det utifrån undersökta parametrar meningslöst att tillsätta VFA, tillsatsen skulle inte ge någon effekt. Det enda som händer är att turbiditeten ökar, vilket är negativt

Den höga tillsatsen ger däremot en del intressanta resultat. Tidvis blir slamegenskaperna bra, men tyvärr är det svårt att behålla de goda slamegenskaper som uppstår. Det är möjligt att VFA-tillsatsen ger alltför mycket näring till mikroorganismerna i slammet vilket resulterar i tillväxt av filament. Slammets blir även tunnare och i vissa fall sedimenterar det inte utan flyter upp mot ytan i stället. Detta kan ha att göra med en ökad hydrofobicitet som kan leda till flytslam. Detta mättes dock inte. Detta är förstås inte bra, men slammet visar en god tendens till att återhämta sig och nå liknande slamegenskaper som utan VFA-tillsats.

Kanske kan en VFA-dosering på nivå mellan de undersökta ge bättre slamegenskaper. En tillsats på 100-150 mgCOD/l skulle vara tillräckligt stor för att ge en bättre tillväxt av mikroorganismer. Samtidigt skulle den inte tillföra slammet för mycket kol och därmed ge förutsättningar för en jämnare nivå på tillväxten av mikroorganismer.

Det är även osäkert hur mycket av VFA-tillskottet som går till de bakterier som påverkar slamegenskaperna. Undersökningarna av reaktorernas driftförhållanden visar att mängden nitrat minskar då mycket VFA tillsätts, vilket tyder på denitrifikation som förbrukar en viss mängd kol. Hur denitrifikationen påverkar slamegenskaperna är dock okänt.

Försöksanläggningen har fungerat långt ifrån optimalt. Bland annat medförde bytet av kylskåp efter halva tiden en rad förändringar. Då temperaturen sjunk med några grader minskade den mikrobiologiska aktiviteten i tankarna, vilket förändrade slamegenskaperna även i reaktorerna. Driftförhållande har emellertid varit lika reaktorerna emellan vilket gör resultaten relativt säkra.

## 10. Slutsatser

Undersökningens syfte var att utvärdera effekterna av olika halt COD, löst respektive partikulärt, på slamegenskaperna. Halten löst COD varierades genom tillsatts av olika mängd VFA. Mätningar har utförts i två försöksreaktorer på Ryaverket och resultaten av dessa har därefter analyserats, bland annat genom 2<sup>2</sup>-faktorförsök. Följande slutsatser har dragits.

- Turbiditeten ökar då VFA tillsätts

Ökade mängder av löst COD (t ex VFA) ger kraftigt ökade värden på turbiditeten. Även en ökad slambelastning kan medföra en större turbiditet.

- Slamvolymindex påverkas i liten omfattning av VFA

Slamvolymindex påverkas däremot i stor omfattning av mängden partikulärt COD. Ett högt partikulärt COD-värde ger ett lågt SVI. Detta kan förklara varför drift utan försedimentering fungerar på ett bra sätt.

- Tillsats av VFA är positivt då den partikulära belastningen är hög

Generellt sett pekar en VFA-tillsats på försämrade slamegenskaper, men då den partikulära belastningen är hög visar det sig att en hög löst belastning ger lägre slamvolymindex samt att turbiditeten inte försämras avsevärt.

- Flockarnas struktur förändras då VFA tillsätts, de får lägre täthet och överskott av filament och zoogloeala bakterier.

Mer VFA ger mer näring till mikroorganismerna i slammet och därmed en ökad tillväxt av i huvudsak filamentformade bakterier. Detta ger mindre täta flockar och sämre sjunkegenskaper.

Undersökningarna visar att en tillsats av VFA inte ger någon direkt förbättring av slamegenskaperna, vilket var avsikten med experimentet. Resultaten vid höga partikulära belastningar är dock mycket intressanta och visar att förhållandet mellan löst och partikulärt COD är viktigt. Reaktorn utan VFA-tillsats ger tidvis mycket goda resultat. Det tyder på att anläggningen trots allt har fungerat på ett bra sätt och att COD-halten i inkommande vatten sannolikt har varit tillräcklig för att förse slammets mikroorganismer med kol.

Det är svårt att säga hur effektivt VFA-blandningen fungerar som kolkälla då jämförelser med t ex etanol ej har gjorts. Undersökningen visar dock att partikulärt COD har mer gynnsamma effekter på slamegenskaperna än löst COD som VFA utgör. Däremot tyder experimenten på att en tillsats av VFA förbättrar denitrifikationen i aktivslamprocessen. Undersökningarna av kvävereduktionen är dock inte tillräckligt omfattande för att ge några säkra resultat.



## 11. Referenser

- Becker, Bertilsson (2000) *Polymera material - kompendium*, Institutionen för polymera material, Chalmers tekniska högskola: Göteborg
- Box, G E P, Hunter W G, and Hunter J S (1978) *Statistics for experimenters – an introduction to design, analysis and model building*, Wiley & Sons. ISBN 0-471-09315-7.
- Carbonell J P (1990), *Dictionary of sciences and environment tryckt var?*
- Dignac M-F, Urbain V, Rybacki D, Bruchet R A, (1998), *Chemical description of extracellular polymers: implication on activated sludge floc structure*, *Wat. Sci. Tech.* **38** 45-53
- Ekama G A, Barnard J L, Günthert F W, Krebs P, McCorquodale J A, Parker D S, Wahlberg E J (1997), *Secondary Settling Tanks: Theory, Modelling, Design and Operation*, International Association on Water Quality
- Frølund B, Griebe T, Nielsen P H (1995), *Enzymatic activity in the activated sludge floc matrix*, *Appl. Microbiol. Biotech.* **43** 755-761
- Frølund B, Palmgren R, Keiding K, Nielsen P H (1996), *Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin*, *Wat. Res.* **30** 1749-1758
- Henze M, Dupont R, Grau P, De la Sota A (1993), *Rising sludge in secondary settlers due to denitrification*, *Wat. Res.* **27** (2) 231-236
- Henze M, Harremoës P, Janssen J, Arvin E (2002), *Wastewater treatment, Biological and chemical Processes, Third edition*, Springer: Berlin
- Higgins M J, Novak J T (1997), *Characterization of extracellular protein and its role in bioflocculation*, *J. Env. Eng.* **123** 479-485
- Jenkins D, Richard M G, Daigger G T (1984), *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*, Water Research Commission: South Africa
- Jenkins D, Daigger G T (1993), *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming, Second edition*, Lewis Publisher: Chelsea, Michigan
- Nivert Emma (2005), *Potential för intern produktion av kolkälla för denitrifikation på Ryaverket – förstudie*, rapport 2005:7, Gryaab: Göteborg
- Novak L, Larrea L, Wanner J, Garcia-Heras J L (1994), *Non-filamentous activated sludge bulking caused by Zoogloea*, *Wat. Sci. Tech.* **29** 301-304
- Snidaro D, Zartarian F, Jorand F, Bottero J-Y, Block J-C, Manem J (1997), *Characterization of activated sludge flocs structure*, *Wat. Sci. Tech.* **36** 313-320
- Svanfeldt K, Svensson M (2004) *Medan jorden snurrar*, Natur och Kultur



Sezgin M, Jenkins D, Parker D S (1978), *A unified theory of filamentous activated sludge bulking*, J. Wat. Pollut. Control Fed. **50** (1) 362-381

*Kurskompendium VA-teknik 2, Vatten miljö transport*, Chalmers tekniska högskola: Göteborg 2006

Wilén Britt-Marie (1999), *Properties of activated sludge*, Chalmers tekniska högskola Göteborg

### **Internetreferenser**

Gryaab AB  
[www.gryaab.se](http://www.gryaab.se)

Lenntech Water purification and Air Treatment  
[www.lenntech.com](http://www.lenntech.com)

# Appendix

## Appendix 1

### Prover från inkommande och utgående vatten

#### COD

	Inkommande Ej filtrerat [mgCOD/l]		Inkommande Filtrerat [mgCOD/l]		Utgående Filtrerat [mgCOD/l]	
	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B
<b>Period 1</b>						
26-dec	300	180	88	90	63	63
27-dec	164	208	148	196	89	93
29-dec	218	244	124	134	60	64
02-jan	208	120	84	92	59	55
03-jan	112	86	96	86	65	68
04-jan	112	98	102	92	75	58
05-jan	124	92	92	100	88	72
08-jan	198	142	58	94	45	60
<b>Period 2</b>						
25-jan	220	180	54	44	35	40
26-jan	136	156	58	76	66	72
29-jan	176	152	74	72	56	84
30-jan	124	88	86	86	58	86
31-jan	140	88	90	78	86	90
02-feb	100	148	88	96		84
05-feb	120	224	100	96	84	92
06-feb	248	364	72	92	96	92
<b>Period 3</b>						
27-feb	96	92	60	56	88	40
28-feb	60	84	60	32	40	40
2-mar	52	68	44	56	20	24
6-mar	48	56	12	24	20	32
7-mar	72	84	60	60	48	48
8-mar	52	52	44	48	40	28
9-mar	40	36	28	32	32	24
<b>Period 4</b>						
21-mar	44	116	24	72	28	40
22-mar	32	100	24	60	24	36
23-mar	56	144	32	52	20	60

## COD Medelvärden

	Inkommande Ej filtrerat [mgCOD/l]		Inkommande Filtrerat [mgCOD/l]		Utgående Filtrerat [mgCOD/l]	
	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B
<b>Period 1</b>	180	146	99	111	68	66,625
<b>Period 2</b>	158	175	78	80	68,714286	80
<b>Period 3</b>	60	67	44	44	41,142857	33,714286
<b>Period 4</b>	44	120	27	61	24	45,333333
<b>Totalt</b>	125	131	69	78	55	59

## NO3-N

	Inkommande Ej filtrerat [mg/l]		Inkommande Filtrerat [mg/l]		Utgående Filtrerat [mg/l]	
	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B
<b>Period 1</b>						
19-dec	0,064		0,214	0,095	11,841	11,471
20-dec					8,51	10,623
21-dec			0,036	0,049	5,737	10,497
22-dec			0,075	0,056	5,111	12,43
29-dec			0,273	0,122	9,104	8,945
02-jan	0,798	0,977	0,927	1,385	8,797	22,121
03-jan	0,419	0,498	0,519	0,667	9,877	9,598
04-jan			0,151	0,131	12,888	10,03
05-jan			0,643	0,94	23,798	10,12
08-jan			0,097	0,061	15,459	11,564
<b>Period 2</b>						
25-jan			0,128	0,123	17,186	23,837
26-jan			0,094	0,1	8,61	16,047
29-jan			0,149	0,11	6,572	13,942
30-jan			0,99	0,98	5,025	21,229
31-jan			0,515	0,133	8,017	10,169
02-feb	0,004		0,57	0,205	9,978	11,746
05-feb			0,234	0,411	10,953	7,754
06-feb			0,107	0,141	14,023	39,95
<b>Period 3</b>						
27-feb	0,126		0,224	0,214	0,352	6,556
28-feb	0,019		0,148	0,504	0,311	5,237
6-mar			0,158	0,251	3,833	10,91
9-mar			0,772	0,315	5,979	12,954
<b>Period 4</b>						
21-mar			1,429	0,228	0,447	6,617
22-mar			1,245	0,191	0,154	7,071
23-mar			0,159	0,599	0,998	5,519

**NO2-N**

	Inkommande Ej filtrerat [mg/l]		Inkommande Filtrerat [mg/l]		Utgående Filtrerat [mg/l]	
	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B
<b>Period 1</b>						
19-dec			0,03	0,011		
20-dec	0,019	0,012	0,013	0,012	0,993	0,52
21-dec	0,011	0,012	0,012	0,017	0,727	0,602
22-dec			0,021	0,019	0,455	1,471
26-dec	0,03	0,037	0,027		0,123	0,257
29-dec	0,052	0,042	0,038	0,037	0,099	0,375
02-jan	0,101	0,077	0,078	0,089	0,201	1,225
03-jan	0,137	0,075	0,137	0,071	2,871	0,226
04-jan	0,016	0,031	0,005	0,013	1,52	0,337
05-jan			0,067	0,09	0,695	0,367
08-jan			0,295	0,095	0,083	0,598
<b>Period 2</b>						
25-jan					3,114	1,593
26-jan	0,004	0,005	0,002	0,011	1,199	1,271
29-jan	0,011	0,004	0,018	0,013	0,101	0,48
30-jan	0,005	0,002	0,003	0,005	0,145	0,355
31-jan	0,003	0,004	0,109	0,047	0,078	0,217
02-feb	0,004	0,003	0,068	0,246	0,089	0,356
05-feb			0,007	0,2	0,203	0,205
06-feb			0,004	0,014	0,227	0,171
<b>Period 3</b>						
27-feb	0,008		0,001		0,01	0,247
28-feb	0,001		0,039	0,028	0,034	0,352
6-mar			0,151	0,034	0,214	0,594
9-mar			0,104	0,102	0,3	0,475
<b>Period 4</b>						
21-mar			0,163	0,001	0,005	0,304
22-mar			0,155	0,011	0,003	0,257
23-mar			0,125	0,009	2,496	0,592

**NH4+N**

	Inkommande Ej filtrerat [mg/l]		Inkommande Filtrerat [mg/l]		Utgående Filtrerat [mg/l]	
	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B
<b>Period 1</b>						
19-dec	12,572	12,148	12,826	13,008	9,025	9,216
20-dec	11,445	11,385	11,425	11,307	10,975	10,826
21-dec	12,288	12,101	12,327	12,029	9,586	10,546
22-dec			12,919	13,099	9,766	11,071
27-dec	18,144	18,031	18,062	18,083		18,309
29-dec	18,817	20,121	18,326	19,447	16,947	18,324
02-jan	8,203	7,24	8,305	7,353	16,691	17,389
03-jan	7,796	7,226	7,877	7,224	6,832	7,445
04-jan	7,921	7,992	7,716	7,91	6,158	8,264
05-jan			7,34	6,812	5,49	7,927
08-jan			7,203	6,674	5,648	6,521
<b>Period 2</b>						
25-jan	12,084	12,571	12,255	12,365	8,524	10,223
26-jan	11,964	11,891	12,864	12,135	10,193	10,911
29-jan	12,778	13,526	13,528	13,511	12,854	14,765
30-jan	14,102	13,998	14,34	13,974	13,754	14,836
31-jan	15,515	13,293	13,315	13,248	12,806	14,268
02-feb	13,855	14,684	13,286	14,272	12,727	14,704
05-feb			13,251	13,182	12,541	14,702
06-feb			17,289	18,241	15,956	18,635
<b>Period 3</b>						
27-feb	16,086	16,691	17,644	16,577	4,326	15,993
28-feb	17,41	17,108	17,281	17,121	9,323	16,336
6-mar			13,596	14,46	10,493	13,776
9-mar			8,782	8,893	7,102	8,676
<b>Period 4</b>						
21-mar			7,004	16,765	3,923	14,295
22-mar			6,735	16,848	3,227	13,614
23-mar			10,461	16,317	6,089	12,99

## Appendix 2

### Slambelastning

	Slambelastning [kgCOD(tot)/kgSS*dygn]		Slambelastning [kgCOD(löst)/kgSS*dygn]		Slambelastning [kgCOD(part.)/kgSS*dygn]	
	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B
<b>Period 1</b>						
27-dec	1,448	0,597	0,571	0,298	0,877	0,298
29-dec	1,157	0,967	1,070	0,912	0,086	0,056
02-jan	0,777	0,763	0,504	0,419	0,272	0,344
03-jan	0,717	0,986	0,372	0,756	0,344	0,230
04-jan	0,579	0,406	0,521	0,406	0,057	0,000
05-jan	0,992	0,744	0,931	0,699	0,061	0,046
08-jan	0,435	0,736	0,355	0,800	0,080	-0,064
<b>Period 2</b>						
25-jan	0,802	0,659	0,309	0,161	0,493	
26-jan	0,638	0,412	0,370	0,201	0,267	0,211
29-jan	0,584	0,194	0,321	0,092	0,264	0,102
30-jan	0,500	0,168	0,390	0,164	0,109	0,004
31-jan	0,717	0,268	0,528	0,238	0,189	0,030
02-feb	0,437	0,429	0,402	0,278	0,035	0,151
05-feb	0,385	0,421	0,340	0,181	0,045	0,241
06-feb	0,771	0,745	0,316	0,188	0,455	0,557
<b>Period 3</b>						
27-feb	0,262	0,157	0,230	0,096	0,032	0,062
28-feb	0,468	0,202	0,468	0,077	0,000	0,125
2-mar	0,995	0,283	0,963	0,233	0,032	0,050
6-mar	0,896	0,218	0,766	0,094	0,130	0,125
7-mar	1,360	0,431	1,300	0,308	0,060	0,123
8-mar	1,426	0,264	1,381	0,244	0,045	0,020
9-mar	1,516	0,235	1,440	0,209	0,076	0,026
<b>Period 4</b>						
21-mar	0,728	0,953	0,669	0,592	0,060	0,362
22-mar	0,922	0,952	0,890	0,571	0,032	0,381
23-mar	1,045	1,184	0,947	0,427	0,098	0,756

### Medelvärden Slambelastning

	Slambelastning [kgCOD(tot)/kgSS*dygn]		Slambelastning [kgCOD(löst)/kgSS*dygn]		Slambelastning [kgCOD(part.)/kgSS*dygn]	
	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B
<b>Period 1</b>	0,872	0,743	0,618	0,613	0,254	0,130
<b>Period 2</b>	0,604	0,412	0,372	0,188	0,232	0,224
<b>Period 3</b>	0,989	0,256	0,936	0,180	0,054	0,076
<b>Period 4</b>	0,898	1,030	0,835	0,530	0,063	0,500
<b>Totalt</b>	0,822	0,535	0,654	0,346	0,168	0,176

## Appendix 3

### Slamvolym

	SV 30 min [ml]		Medelvärde SV 30 min [ml]		
	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B	
<b>Period 1</b>			<b>Period 1</b>	60,73	45,27
19-dec	47	32	<b>Period 2</b>	92,25	110,88
20-dec	40	49	<b>Period 3</b>	103,40	67,50
21-dec	52	47	<b>Period 4</b>	88,33	32,00
22-dec	75	60			
27-dec	57	80	<b>Totalt</b>	84,53	67,38
29-dec	55	55			
2-jan	63	60			
3-jan	85	29			
4-jan	75	33			
5-jan	40	30			
8-jan	79	23			
<b>Period 2</b>					
25-jan	66	71			
26-jan	88	82			
29-jan	75	120			
30-jan	83	140			
31-jan	85	105			
2-feb	94	83			
5-feb	127	143			
6-feb	120	143			
<b>Period 3</b>					
27-feb	320	160			
28-feb	142	112			
2-mar	85	77			
5-mar	55	68			
6-mar	70	60			
7-mar	67	52			
8-mar	68	46			
9-mar	53	38			
12-mar	56	24			
13-mar	118	38			
<b>Period 4</b>					
21-mar	110	30			
22-mar	78	27			
23-mar	77	39			



## Appendix 4

### Initial sjunkhastighet

19-dec	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	980	980
	2	800	800
	3	400	400
	4	100	100
	10	65	38
	20	53	35
	30	47	32
Sjunkhast. [m/h]		6,012	6,012

22-dec	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	950	950
	2	700	700
	3	500	500
	4	200	300
	5	110	95
	6	100	90
	7	90	80
	8	87	75
	9	80	70
	10	80	70
	30	75	60

20-dec	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	970	970
	2	900	900
	3	700	700
	5	50	60
	10	43	54
	20	41	51
	25	40	50
	30	40	49
Sjunkhast. [m/h]		6,516	6,408

Sjunkhast. [m/h] 6,012 4,104

26-dec	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1		900
	2		750
	3		500
	5		125
	7		105
	10		90
	15		78
	20		75
	30		72

21-dec	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	900	900
	2	700	750
	5	80	60
	7	70	53
	10	61	49
	20	54	48
	30	52	47
Sjunkhast. [m/h]		4,14	4,608

Sjunkhast. [m/h] 3,6

27-dec	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	900	900
	2	850	800
	3	700	600
	5	80	155
	8	70	110
	10	67	100
	15	60	90
	18	59	87
	25	58	81
	30	57	80

Sjunkhast. [m/h] 6,192 4,428

29-dec	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	950	980
	2	700	900
	3	800	700
	4	600	500
	5	400	400
	6	75	85
	7	70	75
	8	70	70
	9	65	65
	10	65	65
	13	60	60
	23	55	60
	30	55	55
Sjunkhast. [m/h]		6,516	6,3

4-jan	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	980	980
	2	800	800
	3	500	500
	4	200	200
	5	140	40
	6	140	40
	7	110	35
	8	105	35
	9	100	30
	22	75	25
	30	75	33
Sjunkhast. [m/h]		2,988	2,988

2-jan	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	900	900
	2	800	800
	3	650	600
	5	120	100
	7	105	87
	10	90	76
	12	82	70
	15	76	66
	20	70	64
	30	63	60
Sjunkhast. [m/h]		5,292	5,004

5-jan	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	900	900
	2	800	800
	3	650	700
	5	350	350
	10	42	31
	16	40	30
	20	40	30
	25	40	30
	30	40	30
Sjunkhast. [m/h]		2,988	3,528

3-jan	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	950	900
	2	800	750
	3	650	600
	5	175	30
	7	145	27
	10	125	28
	12	110	28
	15	100	28
	20	90	29
	25	88	29
	30	85	29
Sjunkhast. [m/h]		4,752	5,724

8-jan	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	900	850
	2	800	750
	3	600	600
	5	150	23
	7	125	24
	10	105	22
	12	97	22
	15	89	24
	20	85	24
	25	80	23
	30	79	23
Sjunkhast. [m/h]		4,5	5,688

25-jan	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	950	950
	2	900	900
	3	750	700
	5	115	130
	7	98	110
	10	86	95
	12	80	88
	15	75	81
	20	70	78
	25	69	74
	30	66	71
Sjunkhast. [m/h]		6,408	5,616

30-jan	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	900	950
	2	800	700
	3	600	425
	5	175	300
	7	140	250
	10	120	215
	12	110	200
	15	100	180
	20	90	160
	25	86	150
	30	83	140
Sjunkhast. [m/h]		3,996	1,26

26-jan	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	950	950
	2	850	800
	3	750	600
	5	175	155
	7	150	130
	10	125	110
	12	115	103
	15	103	96
	20	96	90
	25	90	86
	30	88	82
Sjunkhast. [m/h]		5,616	4,392

31-jan	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	900	900
	2	800	700
	3	600	500
	5	170	220
	7	140	185
	10	120	155
	12	110	145
	15	100	130
	20	91	118
	25	88	110
	30	85	105
Sjunkhast. [m/h]		3,996	2,808

29-jan	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	950	950
	2	850	700
	3	700	300
	5	160	250
	7	130	210
	10	110	180
	12	100	165
	15	92	150
	20	82	135
	25	78	125
	30	75	120
Sjunkhast. [m/h]		5,4	3,996

2-feb	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	950	900
	2	750	700
	3	450	200
	5	180	150
	7	150	125
	10	128	108
	12	119	100
	15	109	94
	20	100	90
	25	98	87
	30	94	83
Sjunkhast. [m/h]		2,7	10,008

5-feb	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	950	900
	2	750	680
	3	370	390
	5	260	290
	7	220	250
	10	190	215
	12	172	197
	15	158	180
	20	140	160
	25	133	150
	30	127	143
Sjunkhast. [m/h]		7,596	5,796

28-feb	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	950	950
	2	900	800
	3	700	500
	5	320	240
	7	250	190
	10	210	160
	12	195	150
	15	180	135
	20	160	120
	25	150	117
	30	142	112
Sjunkhast. [m/h]		3,816	6,012

6-feb	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	950	950
	2	850	750
	3	600	500
	5	270	310
	7	220	260
	10	185	220
	12	170	200
	15	155	180
	20	138	160
	25	128	150
	30	120	143
Sjunkhast. [m/h]		4,284	5,004

2-mar	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	900	900
	2	900	850
	3	900	500
	5		140
	7		110
	10		97
	12		90
	15		86
	20	100	80
	25	100	78
	30	95	77
Sjunkhast. [m/h]		0,936	3,6

27-feb	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	970	950
	2	960	800
	3	940	600
	5	760	360
	7	600	300
	10	490	255
	12	450	230
	15	410	210
	20	375	190
	25	345	170
	30	320	160
Sjunkhast. [m/h]		1,584	2,412

5-mar	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1		
	2		800
	3		150
	5		110
	7		95
	10	70	82
	12	66	78
	15	62	74
	20	59	70
	25	58	69
	30	55	68
Sjunkhast. [m/h]		1,872	12,996

6-mar	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	800	900
	2	800	600
	3	300	130
	5	130	95
	7	110	83
	10	98	72
	12	90	70
	15	84	69
	20	77	65
	25	71	61
	30	70	60
Sjunkhast. [m/h]		10,08	9,396

9-mar	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	970	900
	2	950	700
	3	900	450
	5	60	42
	7	60	40
	10	59	39
	12	58	39
	15	56	39
	20	55	38
	25	53	38
	30	53	38
Sjunkhast. [m/h]		8,388	4,068

7-mar	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	970	900
	2	850	650
	3	700	100
	5	105	76
	7	94	65
	10	84	61
	12	78	59
	15	72	57
	20	70	55
	25	68	53
	30	67	52
Sjunkhast. [m/h]		5,94	11,16

21-mar	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	970	950
	2	850	900
	3	600	25
	5	260	27
	7	215	29
	10	175	30
	12	160	30
	15	145	30
	20	130	30
	25	120	30
	30	110	30
Sjunkhast. [m/h]		3,384	17,496

8-mar	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	970	950
	2	850	750
	3	800	70
	5	100	60
	7	95	55
	10	90	51
	12	80	50
	15	77	49
	20	71	48
	25	69	46
	30	68	46
Sjunkhast. [m/h]		6,984	13,608

22-mar	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	960	950
	2	900	900
	3	850	900
	5	150	20
	7	125	22
	10	105	24
	12	97	24
	15	90	27
	20	85	28
	25	80	27
	30	78	27
Sjunkhast. [m/h]		6,984	8,784

23-mar	Tid [min]	Slamvolym [ml]	
		A	B
	1	960	970
	2	940	950
	3	700	900
	5	140	40
	7	115	40
	10	95	40
	12	86	39
	15	80	39
	20	78	39
	25	77	39
	30	77	39
Sjunkhast. [m/h]		5,616	8,604

## Appendix 5

### MLSS för suspenderat material i utgående avloppsvatten

	Reaktor A			Reaktor B		
	Prov 1	Prov 2	Medel	Prov 1	Prov 2	Medel
<b>Period 1</b>						
19-dec	0,77	0,77	0,77	0,55	0,62	0,585
20-dec	0,64	0,63	0,635	0,7	0,64	0,67
21-dec	0,75	0,7	0,725	0,67	0,62	0,645
22-dec	0,88	0,96	0,92	0,81	0,63	0,72
27-dec	0,78	0,67	0,725	0,95	0,86	0,905
29-dec	0,54	0,57	0,555	0,67	0,62	0,645
02-jan	1,04	1,03	1,035	0,96	0,96	0,96
03-jan	1,14	1,02	1,08	0,38	0,35	0,365
04-jan	0,89	0,79	0,84	0,59	0,68	0,635
05-jan	0,49	0,49	0,49	0,41	0,38	0,395
08-jan	1,14	1,26	1,2	0,37	0,38	0,375
<b>Period 2</b>						
25-jan	1,01	1,01	1,01	0,83	0,81	0,82
26-jan	0,92	0,83	0,875	1,1	1,17	1,135
29-jan	1,18	1,14	1,16	2,11	2,58	2,345
30-jan	1,03	1,06	1,045	1,43	1,72	1,575
31-jan	0,77	0,82	0,795	1,02	0,95	0,985
02-feb	1,16	0,9	1,03	0,96	1,11	1,035
05-feb	1,25	1,4	1,325	1,59	1,6	1,595
06-feb	1,14	1,18	1,16	1,48	1,45	1,465
<b>Period 3</b>						
27-feb	3,33	3,46	3,395	1,72	1,79	1,755
28-feb	1,61	1,72	1,665	1,24	1,26	1,25
2-mar	0,73	0,79	0,76	0,72	0,72	0,72
6-mar	0,83	0,83	0,83	0,81	0,73	0,77
7-mar	0,63	0,57	0,6	0,59	0,58	0,585
8-mar	0,56	0,5	0,53	0,61	0,57	0,59
9-mar	0,5	0,45	0,475	0,46	0,46	0,46
12-mar	1,9	1,77	1,835	0,33	0,34	0,335
13-mar	1,32	1,33	1,325	0,48	0,46	0,47
<b>Period 4</b>						
21-mar	1	1,01	1,005	0,37	0,36	0,365
22-mar	0,74	0,77	0,755	0,31	0,32	0,315
23-mar	0,76	0,71	0,735	0,36	0,37	0,365

**MLSS för suspenderat material i ingående avloppsvatten**

	<b>Reaktor A</b>			<b>Reaktor B</b>		
	Prov 1	Prov 2	Medel	Prov 1	Prov 2	Medel
<b>Period 1</b>						
19-dec	0,064	0,064	0,064	0,048	0,048	0,048
20-dec	0,02	0,044	0,032	0,022	0,018	0,02
21-dec	0,028	0,033	0,0305	0,035	0,033	0,034
22-dec	0,065	0,065	0,065	0,04	0,041	0,0405
27-dec	0,09	0,064	0,077	0,12	0,112	0,116
29-dec	0,189	0,164	0,1765	0,132	0,112	0,122
02-jan	0,162	0,152	0,157	0,046	0,034	0,04
03-jan	0,05	0,09	0,07	0,015	0,011	0,013
04-jan	0,166	0,178	0,172	0,054	0,018	0,036
05-jan	0,15	0,134	0,142	0,162	0,158	0,16
08-jan	0,043	0,051	0,047	0,018	0,009	0,0135
<b>Period 2</b>						
25-jan	0,134	0,174	0,154	0,132	0,124	0,128
26-jan	0,091	0,09	0,0905	0,049	0,051	0,05
29-jan	0,045	0,046	0,0455	0,031	0,031	0,031
30-jan	0,062	0,053	0,0575	0,114	0,109	0,1115
31-jan	0,017	0,017	0,017	0,078	0,066	0,072
02-feb	0,036	0,033	0,0345	0,059	0,057	0,058
05-feb	0,038	0,034	0,036	0,16	0,163	0,1615
06-feb	0,17	0,172	0,171	0,251	0,242	0,2465
<b>Period 3</b>						
27-feb	0,031	0,027	0,029	0,021	0,023	0,022
28-feb	0,026	0,027	0,0265	0,02	0,02	0,02
2-mar	0,021	0,023	0,022	0,014	0,017	0,0155
6-mar	0,044	0,041	0,0425	0,055	0,054	0,0545
7-mar	0,032	0,035	0,0335	0,041	0,032	0,0365
8-mar	0,031	0,037	0,034	0,021	0,023	0,022
9-mar	0,036	0,032	0,034	0,015	0,019	0,017
<b>Period 4</b>						
21-mar	0,032	0,029	0,0305	0,037	0,039	0,038
22-mar	0,023	0,038	0,0305	0,028	0,03	0,029
23-mar	0,036	0,037	0,0365	0,073	0,074	0,0735



### VSS för suspenderat material i utgående avloppsvatten

	Reaktor A			Reaktor B		
	Prov 1	Prov 2	Medel	Prov 1	Prov 2	Medel
<b>Period 3</b>						
27-feb						
28-feb	0,0139	0,0149	0,0144	0,0105	0,0109	0,0107
2-mar	0,0074	0,0082	0,0078	0,0068	0,0069	0,0069
6-mar						
7-mar	0,0114	0,0112	0,0113	0,0054	0,0054	0,0054
8-mar	0,006	0,0059	0,006	0,0055	0,0048	0,0052
9-mar	0,0052	0,0047	0,005	0,0037	0,0041	0,0039
12-mar	0,0173	0,016	0,0167	0,0036	0,0036	0,0036
13-mar	0,0118	0,0122	0,012	0,0049	0,0052	0,0051
<b>Period 4</b>						
21-mar	0,0097	0,0098	0,0098	0,0037	0,0038	0,0038
22-mar	0,0075	0,0074	0,0075	0,0036	0,0036	0,0036
23-mar	0,0078	0,0073	0,0076	0,0054	0,0052	0,0053

## Appendix 6

### Slamvolymindex

	SVI 30 min [ml/g]		Medelvärde SVI 30 min [ml/g]		
	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B	
<b>Period 1</b>			<b>Period 1</b>	75,57	71,72
19-dec	61,04	54,70	<b>Period 2</b>	88,43	84,12
20-dec	62,99	73,13	<b>Period 3</b>	94,09	85,29
21-dec	71,72	72,87	<b>Period 4</b>	105,84	91,59
22-dec	81,52	83,33			
27-dec	78,62	88,40	<b>Totalt</b>	87,20	80,78
29-dec	99,10	85,27			
02-jan	60,87	62,50			
03-jan	78,70	79,45			
04-jan	89,29	51,97			
05-jan	81,63	75,95			
08-jan	65,83	61,33			
<b>Period 2</b>					
25-jan	65,35	86,59			
26-jan	100,57	72,25			
29-jan	64,66	51,17			
30-jan	79,43	88,89			
31-jan	106,92	106,60			
02-feb	91,26	80,19			
05-feb	95,85	89,66			
06-feb	103,45	97,61			
<b>Period 3</b>					
27-feb	94,26	91,17			
28-feb	85,29	89,60			
2-mar	111,84	106,94			
6-mar	84,34	77,92			
7-mar	111,67	88,89			
8-mar	128,30	77,97			
9-mar	111,58	82,61			
12-mar	30,52	71,64			
13-mar	89,06	80,85			
<b>Period 4</b>					
21-mar	109,45	82,19			
22-mar	103,31	85,71			
23-mar	104,76	106,85			

## Appendix 7

### Turbiditet

	Turbiditet [Abs 650 nm]		Medelvärde turbiditet [Abs 650 nm]		
	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor A	Reaktor B	
<b>Period 1</b>			<b>Period 1</b>	12,2	8,0
19-dec	12	12	<b>Period 2</b>	13,2	9,3
20-dec	17	8	<b>Period 3</b>	18,9	5,4
21-dec	6	5	<b>Period 4</b>	16,7	16,3
22-dec	12	8			
27-dec			<b>Totalt</b>	14,8	8,6
29-dec					
02-jan	9	7			
03-jan	19	9			
04-jan	15	9			
05-jan	11	9			
08-jan	9	5			
<b>Period 2</b>					
25-jan	17	11			
26-jan	18	12			
29-jan					
30-jan	11	9			
31-jan	10	7			
02-feb	8	4			
05-feb					
06-feb	15	13			
<b>Period 3</b>					
27-feb	28	6			
28-feb	14	7			
2-mar	29	5			
6-mar	29	6			
7-mar	12	4			
8-mar	11	5			
9-mar	9	5			
12-mar					
<b>Period 4</b>					
21-mar	16	16			
22-mar	11	14			
23-mar	23	19			

## Appendix 8

### pH-värde

	Reaktor A			Reaktor B		
	Efter påfyllning	Efter anox	Efter luftning	Efter påfyllning	Efter anox	Efter luftning
<b>Period 1</b>						
19-dec			7,73			7,3
20-dec	7,4		7,79	7,34		7,65
21-dec	7,15	7,45	7,75	7,05	7,1	7,55
22-dec	7,08		7,72	7,08		7,56
26-dec			8,45			7,79
27-dec	7,94		8,23	7,56		7,82
29-dec	7,33	7,4	7,75	7,39	7,54	7,7
02-jan		7,7			7,29	
03-jan	7,23	7,7		7,25	7,29	
04-jan		7,4	7,55		7,12	7,53
05-jan		7,43	7,62		7,28	7,53
08-jan		7,4	7,2		7,22	7,16
<b>Period 2</b>						
25-jan		7,7	7,84		7,09	7,56
26-jan						
29-jan		7,69			7,23	
30-jan	7,41	7,71		7,22	7,3	
31-jan	7,54		7,85	7,22		7,64
02-feb		7,5			7,15	
05-feb	7,13	7,63		7,17	7,51	
06-feb		7,54			7,28	
<b>Period 3</b>						
27-feb		7,4			7,06	
28-feb			7,57			7,5
2-mar		6,92			6,95	
6-mar	6,47			6,92		
7-mar			7,31			7,21
8-mar		6,56			6,6	
9-mar		6,56			6,66	
12-mar						
<b>Period 4</b>						
21-mar	5,83			6,52		
22-mar			6,75			6,97
23-mar	5,96	6,25	6,8	6,57	6,75	6,93

## Medelvärden pH-värde

<b>Period 1</b>	7,355	7,497143	7,779	7,278333	7,262857	7,559
<b>Period 2</b>	7,36	7,628333	7,845	7,203333	7,26	7,6
<b>Period 3</b>	6,47	6,86	7,44	6,92	6,8175	7,355
<b>Period 4</b>	5,895	6,25	6,775	6,545	6,75	6,95
<b>Totalt</b>	7,039167	7,33	7,619375	7,1075	7,134444	7,4625

## Temperatur

	<b>Reaktor A</b>			<b>Reaktor B</b>		
	Efter påfyllning	Efter anox	Efter luftning	Efter påfyllning	Efter anox	Efter luftning
<b>Period 1</b>						
19-dec			14,5			14
20-dec	12		13	12		13,5
21-dec	12	12,5	13,5	12,5	13	13,5
22-dec	13		14,5	13		14
26-dec			16			14
27-dec	16		16	14		13,5
29-dec	11,5	13,5	13,5	11,5	13,5	13,5
02-jan		13			12	
03-jan	11	13		11	12	
04-jan			14,5			14
05-jan		14	14,5		12	13,5
08-jan		13	11,5		12	12
<b>Period 2</b>						
25-jan		12,5	12,5		12,5	12,5
26-jan						
29-jan		12			12,5	
30-jan	11	12		11	13	
31-jan	11		12,5	11,5		12
02-feb		12			12	
05-feb	10,5	12		11	12	
06-feb		12			13	
<b>Period 3</b>						
27-feb		13			12	
28-feb			12			11,5
2-mar		11,5			11,5	
6-mar	9			9,5		
7-mar			12,5			12,5
8-mar		12			11,5	
9-mar		11			11	
12-mar						
<b>Period 4</b>						
21-mar		10			10	
22-mar			11			11
23-mar	10	11	11,5	10	11	11,5

**Medelvärden temperatur**

<b>Period 1</b>	12,58333	13,16667	14,15	12,33333	12,41667	13,55
<b>Period 2</b>	10,83333	12,08333	12,5	11,16667	12,5	12,25
<b>Period 3</b>	9	11,875	12,25	9,5	11,5	12
<b>Period 4</b>	10	10,5	11,25	10	10,5	11,25
<b>Totalt</b>	11,54545	12,22222	13,34375	11,54545	12,02778	12,90625

## Appendix 9

### Faktor försök

	mg COD/L VFA	Löst COD	Partikulärt COD	total	Partikulärt (%)	Löst (%)
<b>Period I</b>						
Reaktor A	50	99	80,5	229,5	35,0762527	64,9237473
Reaktor B	0	111	35,75	146,75	24,3611584	75,6388416

	mg COD/L VFA	Löst COD	Partikulärt COD	total	Partikulärt (%)	Löst (%)
<b>Period II</b>						
Reaktor A	50	78	70,25	198,25	35,4350567	64,5649433
Reaktor B	0	80	95	175	54,2857143	45,7142857

	mg COD/L VFA	Löst COD	Partikulärt COD	total	Partikulärt (%)	Löst (%)
<b>Period III</b>						
Reaktor A	200	44	16	260	6,15384615	93,8461538
Reaktor B	0	44	23,4	67,4	34,7181009	65,2818991

	mg COD/L VFA	Löst COD	Partikulärt COD	total	Partikulärt (%)	Löst (%)
<b>Period IV</b>						
Reaktor A	200	26,7	17,3	244	7,09016393	92,9098361
Reaktor B	0	61,3	58,7	120	48,9166667	51,0833333

	Löst	Partikulärt	VFA	% part	% löst	Totalt	Totalt löst
<b>A(I)</b>	99	80,5	50	35,0762527	64,9237473	229,5	149
<b>B(I)</b>	111	35,75	0	24,3611584	75,6388416	146,75	111
<b>A(II)</b>	78	70,25	50	35,4350567	64,5649433	198,25	128
<b>B(II)</b>	80	95	0	54,2857143	45,7142857	175	80
<b>A(III)</b>	44	16	200	6,15384615	93,8461538	260	244
<b>B(III)</b>	44	23,4	0	34,7181009	65,2818991	67,4	44
<b>A(IV)</b>	26,7	17,3	200	7,09016393	92,9098361	244	226,7
<b>B(IV)</b>	61,3	58,7	0	48,9166667	51,0833333	120	61,3

	SVI (ml/g)	std	VAR	antal prov	grupp	Ansats I	Ansats II	Ansats III
<b>A(I)</b>	75,574702	11,7863364	138,917725	11	ab		ab	
<b>B(I)</b>	71,7190091	11,8717062	140,937408	11	1			a
<b>A(II)</b>	88,434585	15,6405117	244,625606	8	ab			
<b>B(II)</b>	84,1189968	15,7666065	248,585881	8	b			
<b>A(III)</b>	94,0936461	14,9695177	224,086462	8	a			
<b>B(III)</b>	85,2879061	9,75299327	95,1208777	9	1	1		1
<b>A(IV)</b>	105,841966	2,6209843	6,86955871	3	a	a		
<b>B(IV)</b>	91,5851272	10,8887888	118,565722	3	b	b		b

	<b>Turbiditet</b> (abs650nm)	<b>std</b>	<b>VAR</b>	<b>antal prov</b>	<b>grupp</b>	<b>Ansats I</b>	<b>Ansats II</b>	<b>Ansats III</b>
<b>A(I)</b>	12,2222222	3,90946935	15,2839506	9	ab	ab		
<b>B(I)</b>	8	2,05480467	4,22222222	9	1			a
<b>A(II)</b>	13,1666667	3,7155828	13,8055556	6	ab			
<b>B(II)</b>	9,33333333	3,09120617	9,55555556	6	b			
<b>A(III)</b>	18,8571429	8,60943953	74,122449	7	a			
<b>B(III)</b>	5,42857143	0,9035079	0,81632653	7	1	1		1
<b>A(IV)</b>	16,6666667	4,92160769	24,2222222	3	a	a		
<b>B(IV)</b>	16,3333333	2,05480467	4,22222222	3	b	b		b

### Ansats I Faktorförsök 2^2

Låg löst

Löst COD

Part COD	låg	hög
låg	grupp 1 = B(I), B(III)	grupp a = A(III),A(IV)
hög	grupp b = B(II), B(IV)	grupp ab = A(I),A(II),

	låg
	medel
	hög

### Ansats II Faktorförsök 2^2

Löst COD

Part COD	låg	hög
låg	grupp 1 = B(III)	grupp a = A(IV)
hög	grupp b = B(IV) (medel)	grupp ab = A(I)

### Ansats III Faktorförsök 2^2

Löst COD

Part COD	låg	medel
låg	grupp 1 = B (III)	grupp a = B(I)
medel	grupp b = B(IV) (medel)	grupp ab =

### Statistisk analys - SVI

Är experimenten i varje grupp statistiskt lika?

#### Ansats I

Ansats I	grupp 1	grupp a	grupp b	grupp ab
Sp^2	120,574506	175,816039	219,692513	182,444499
t	0,86022579	1,30874734	1,80043795	2,04897267
frihets- grader	18	9	9	17
Sannolikhet (%)	<25	>10	5	2,5

endast grupp 1 är lik med stor sannolikhet - kan inte använda medelvärde för att göra grupper

Ansats II	1 & b	a & ab	1 & a	b & ab
Sp^2	137,208794	116,909697	77,4706139	135,525724
t	2,60384418	4,2977471	3,50284071	2,11147016
frihets- grader	12	12	10	12
Sannolikhet (%)	>1	<0,1	<0,25	2,5

Vid hög löst halt av COD blir SVI lägre vid högre partikulär belastning

Vid låg partikulär belastning blir SVI högre då löst halt är hög

Vid hög partikulär belastning blir SVI lägre vid högre löst COD



<b>Ansats III</b>	<b>1 &amp; b</b>	<b>a &amp; ab</b>	<b>1 &amp; a</b>	<b>b &amp; ab</b>
Sp <sup>2</sup>	99,8098466		120,574506	
t	0,94548253		2,74928269	
frihets- grader	10		18	
Sannolikhet (%)	<25		>0,5	

### Statistisk analys - turbiditet

Är experimenten i varje grupp statistiskt lika?

#### hypotesprövning

	<b>grupp 1</b>	<b>grupp a</b>	<b>grupp b</b>	<b>grupp ab</b>
Sp <sup>2</sup>	2,76255264	61,6473923	8,03174603	14,7153371
t	3,06993703	0,40428798	3,49307616	0,46713516
frihets- grader	14	8	13	13
Sannolikhet (%)	<0,5	<40	0,25	>25

	<b>1 &amp; b</b>	<b>a &amp; ab</b>	<b>1 &amp; a</b>	<b>b &amp; ab</b>
Sp <sup>2</sup>	1,66780045	17,0716049	6,66780045	13,0716049
t	12,2364035	1,61350964	6,30682904	1,70563468
frihets- grader	8	10	8	10
Sannolikhet (%)	<0.05	<10	<0.05	>5

alla grupper statistiskt olika på 90% konfidensintervall

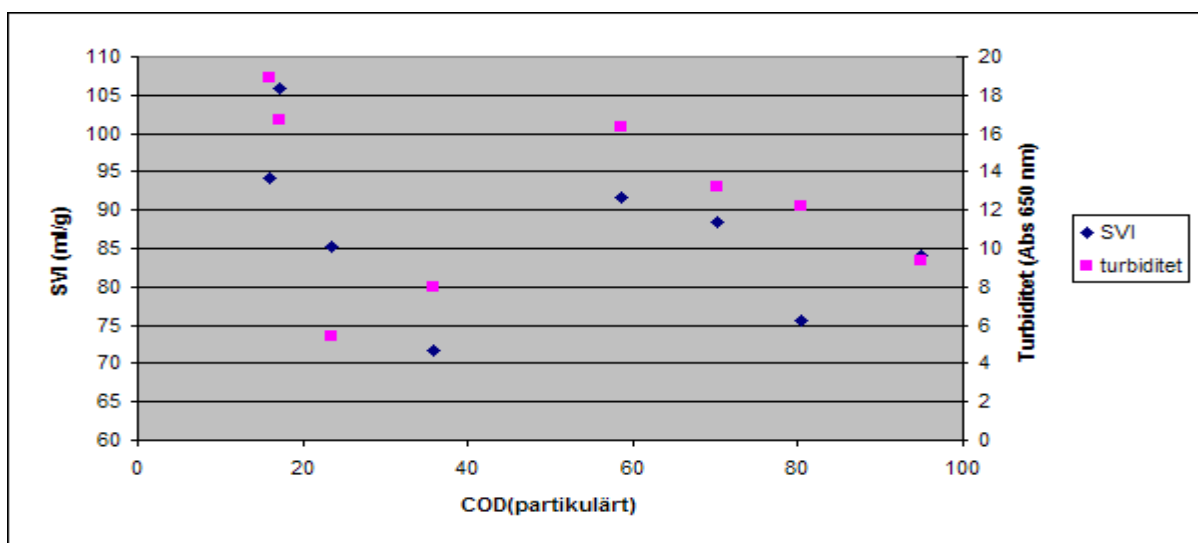
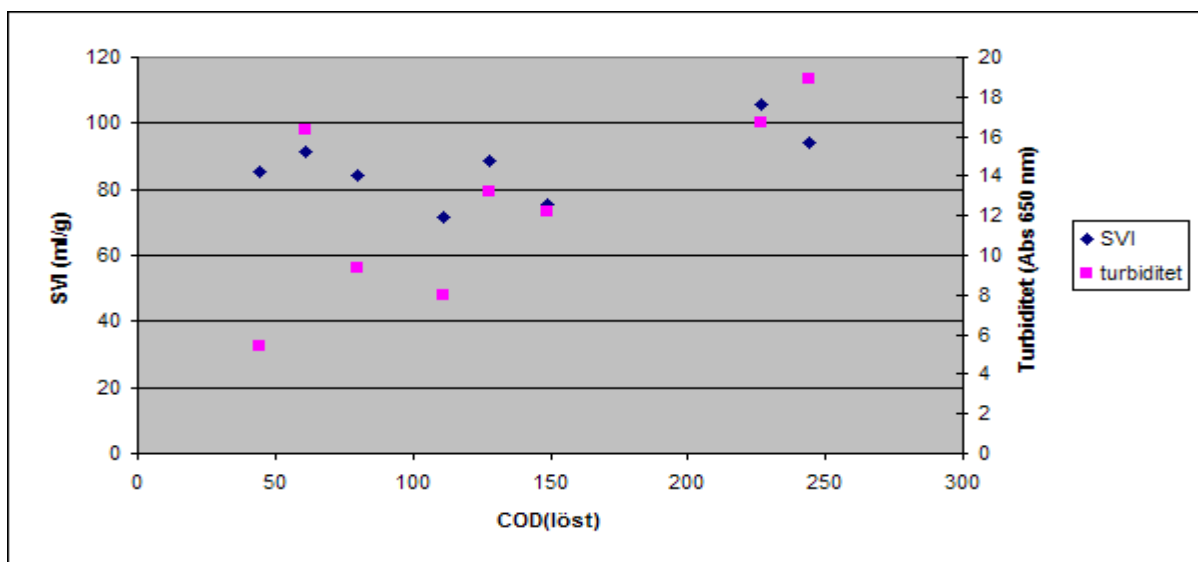
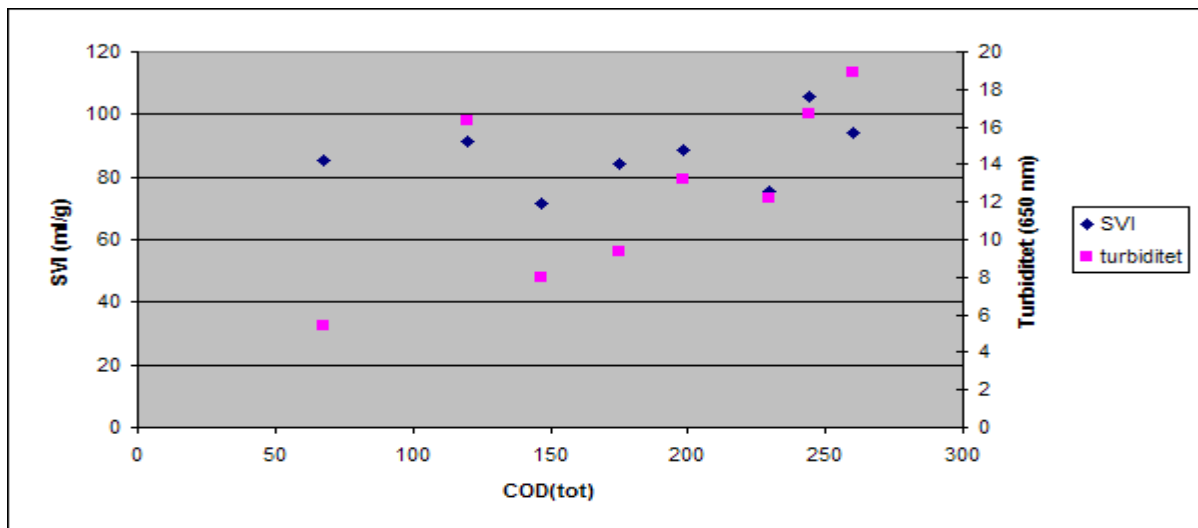
Vid lågt löst COD blir turb lägre vid lägre part COD

Vid hög löst COD blir turb lägre vid hög part COD

Vid låg part COD blir turb högre vid högt löst COD

Vid hög part COD blir turb högre vid lågt löst COD

	<b>1 &amp; b</b>	<b>a &amp; ab</b>	<b>1 &amp; a</b>	<b>b &amp; ab</b>
Sp <sup>2</sup>	1,66780045		2,76255264	
t	12,2364035		3,06993703	
frihets- grader	8		14	
Sannolikhet (%)	<0.005		0,5	



Jämförelser mellan COD och SVI respektive turbiditet. Diagrammen visar tydligt hur löst COD påverkar SVI och turbiditet medan partikulärt COD inte ger någon synlig påverkan.

	<b>Slambelastning</b> [kgCOD(tot)/kgSS*dygn]	<b>Slambelastning</b> [kgCOD(part.)/kgSS*dygn]	<b>Slambelastning</b> [kgCOD(löst)/kgSS*dygn]
A(I)	0,82798136	0,22283034	0,60515102
B(I)	0,74342316	0,16590399	0,57751917
A(II)	0,60414605	0,2321835	0,37196255
B(II)	0,41208271	0,22426251	0,18782019
A(III)	0,98905093	0,05351192	0,93553902
B(III)	0,25576268	0,07578809	0,17997458
A(IV)	0,89837016	0,06314959	0,83522057
B(IV)	1,02978908	0,49958687	0,53020222

	<b>SSVI</b> (ml/g)	<b>Turbiditet</b> (abs650nm)
A(I)	75,574702	12,2222222
B(I)	71,7190091	8
A(II)	88,434585	13,1666667
B(II)	84,1189968	9,33333333
A(III)	94,0936461	18,8571429
B(III)	85,2879061	5,42857143
A(IV)	105,841966	16,6666667
B(IV)	91,5851272	16,3333333

<b>Ansats I</b>		<b>Faktor försök 2^2</b>	
Part belastning	Löst belastning		
låg	låg	hög	
låg	grupp 1 = B(II), B(III)		grupp a = A(III), A(IV)
hög	grupp b = A(II), B(IV)		grupp ab = A(I)

låg
medel
hög

	<b>Slambelastning</b> [kgCOD(part.)/kgSS*dygn]	<b>Slambelastning</b> [kgCOD(löst)/kgSS*dygn]
grupp 1	0,18389739	0,1500253
grupp a	0,8853798	0,05833075
grupp b	0,45108238	0,36588518
grupp ab	0,60515102	0,22283034

### Statistisk analys - SVI

Är experimenten i varje grupp statistiskt lika?

#### hypotesprövning

	<b>grupp 1</b>	<b>grupp a</b>	<b>grupp b</b>	<b>grupp ab</b>
Sp <sup>2</sup>	166,737879	175,816039	216,612299	
t	0,18629683	1,30874734	0,31619356	
frihets- grader	15	9	9	
Sannolikhet (%)	>40	>10	<40	

Räkna på medelvärdet för de olika grupperna - okej eftersom dom är statistiskt lika på 95% konfidensintervall

<b>SVI</b>							
<b>grupp 1</b>		<b>grupp a</b>		<b>grupp b</b>		<b>grupp ab</b>	
B(II)	86,5853659	A(III)	94,2562592	A(II)	65,3465347	A(I)	61,038961
	72,246696		85,2852853		100,571429		62,992126
	51,1727079		111,842105		64,6551724		71,7241379
	88,8888889		84,3373494		79,4258373		81,5217391
	106,598985		111,666667		106,918239		78,6206897
	80,1932367		128,301887		91,2621359		99,0990991
	89,6551724		111,578947		95,8490566		60,8695652
	97,6109215		30,5177112		103,448276		78,7037037
B(III)	91,1680912		89,0566038	B(IV)	82,1917808		89,2857143
	89,6	A(IV)	109,452736		85,7142857		81,6326531
	106,944444		103,311258		106,849315		65,8333333
	77,9220779		104,761905				
	88,8888889						
	77,9661017						
	82,6086957						
	71,641791						
	80,8510638						
Medel	<b>84,7378311</b>	Medel	<b>97,0307262</b>	Medel	<b>89,2938238</b>	Medel	<b>75,574702</b>
Varians	<b>167,680108</b>	Varians	<b>555,915761</b>	Varians	<b>212,214415</b>	Varians	<b>138,917725</b>
n	17		12		11		11

	<b>1 &amp; b</b>	<b>a &amp; ab</b>	<b>1 &amp; a</b>	<b>b &amp; ab</b>
Sp <sup>2</sup>	184,808688	50,3919237	325,850189	175,56607
t	0,86609118	7,24088797	1,80618101	2,42821626
frihets- grader	26	21	27	20
Sannolikhet (%)	<25	<0.05	<5	<2.5

Vid låg löst COD belastning spelar den partikulära belastningen mindre roll  
Vid hög löst belastning blir SVI lägre vid högre partikulär belastning  
Vid låg partikulär beslatning blir SVI högre vid hög löst belastning

### Statistisk analys - Turbiditet

Är experimenten i varje grupp statistiskt lika?

#### hypotesprövning

	<b>grupp 1</b>	<b>grupp a</b>	<b>grupp b</b>	<b>grupp ab</b>
Sp <sup>2</sup>	8,16161616	61,6473923	11,0674603	
t	2,4567414	0,40428798	1,34614971	
frihets- grader	11	8	7	
Sannolikhet (%)	>2,5	<40	>10	

Räkna på medelvärde, två av tre grupper statistiskt lika på 95% konfidensintervall

**Turbiditet**

	<b>grupp 1</b>		<b>grupp a</b>		<b>grupp b</b>		<b>grupp ab</b>
B(II)	11	A(III)	28	A(II)	17	A(I)	12
	12		14		18		17
			29				6
	9		29		11		12
	7		12		10		
	4		11		8		
			9				9
	13				15		19
B(III)	6			B(IV)	16		15
	7	A(IV)	16		14		11
	5		11		19		9
	6		23				
	4						
	5						
	5						
Medel	<b>7,23076923</b>	Medel	<b>18,2</b>	Medel	<b>14,2222222</b>	Medel	<b>12,2222222</b>
VAR	<b>8,63905325</b>	VAR	<b>60,16</b>	VAR	<b>12,8395062</b>	VAR	<b>15,2839506</b>
n	13		10		9		9
	<b>1 &amp; b</b>	<b>a &amp; ab</b>	<b>1 &amp; a</b>	<b>b &amp; ab</b>			
Sp <sup>2</sup>	10,3192344	28,5051113	30,719459	14,0617284			
t	5,01909358	2,43681663	4,70518983	1,13140189			
frihets- grader	20	17	21	16			
Sannolikhet (%)	<0,05	<1	<0,05	<10			

Vid hög partikulär belastning spelar den låga belastningen liten roll för turbiditeten