

Optimering av biologisk fosfor- och kvävereduktion i ett reningsverk för hushållspillvatten

Optimization of biological phosphorus and
nitrogen reduction in a WWTP

Alexandra Sjöstrand

REFERAT

Optimering av biologisk fosfor- och kvävereduktion i ett reningsverk för hushållsspillvatten

Alexandra Sjöstrand

I anslutning till Henriksdal's reningsverk ligger Sjöstadsverket som är ett mindre reningsverk där nya reningsmetoder testas och utvärderas i på ett antal olika försökslinjer. På en av linjerna har försök med biologisk fosforrening, även kallat Bio-P, utförts för att undersöka om det är ett alternativ till konventionell kemisk rening av fosfor. Detta arbete sammanfattar resultaten från de experiment som utförts under hösten 2005.

I Hammarby Sjöstad, som försör Sjöstadsverket med avloppsvatten, separeras dag- och spillvatten, vilket bidrar till ett näringsrikt vatten med en hög halt organiskt material. Detta är delvis positivt, då en av de begränsande faktorerna för en effektiv biologisk fosforrening är bristen på lättillgängligt organiskt material. De höga halterna inkommande fosfor och kväve kräver dock en högre reningsgrad för att de stränga utsläppsmålen ska nås. För att optimera processen har försök med olika inställningar på recirkulationsgrader genomförts och försök med olika luftningsstrategier. Försöksperioden har visat att det går att få mycket bra resultat, med periodvis utgående fosfathalter under 0,15 mg/L. Det har dock varit svårt att få en stabil process och behålla en bra slamkvalitet under hela försöksperioden.

Primärslam från försedimenteringen har hydrolyserats för att öka mängden lättillgängligt organiskt material in till det biologiska reningssteget. Hydrolysen fungerade bra under hela försöksperioden, dock med stora variationer. Den mest önskvärda fraktionen lättillgängligt organiskt material, VFA, hade under de bästa perioderna ökat till ca 1500 mg/L i hydrolysen. Detta utgör approximativt 9 % av mängden VFA i försedimenteringen, men skulle kunna ökas vid ett större flöde.

Då Bio-P slammet rötas som en del av slambehandlingen fås ett fosforrikt rejektvatten. För att undvika att få in fosfor till aktivslamprocessen och för att ta till vara på fosfor som näringsämne har försök med fosforåtervinning från rejektvatten gjorts. Genom att använda sig av struvitfällning kunde upp till 92 % av fosfor i rejektvattnet reduceras och fällas ut. Detta motsvarar 12 % av den totala inkommande fosforhalten och uppnåddes vid pH strax över 9 i struvitfällningstanken och med en Mg:P kvot på 1:1.

Nyckelord: Bio-P, biologisk fosforrening, Hammarby Sjöstad, UCT, struvit, hydrolyt

ABSTRACT

Optimization of biological phosphorus- and nitrogen reduction in a waste water treatment plant

Alexandra Sjöstrand

In connection with Henriksdals wastewater treatment plant (WWTP) a smaller plant is situated called Sjöstadsverket where new methods for wastewater treatment are tested and evaluated in different process lines. On one of the lines experiments with enhanced biological phosphorous removal (EBPR), have been carried out to evaluate if it is a good alternative to traditional chemical phosphorus removal. This thesis evaluates the results from the experiments conducted during fall 2005.

The incoming water from Hammarby Sjöstad consists of only household wastewater, which gives a wastewater with high concentrations of nutrients and organic carbon. This is partly positive, because one of the limiting factors for effective biological phosphorus removal is the lack of easily biodegradable organic carbon. The high concentrations of ammonium and phosphorus demand a high reduction to achieve the requirements of outgoing concentration. To optimize the process experiments with different recirculations and different aeration techniques have been made. The experiments have shown that it is possible to obtain good results, with periods of very low outgoing phosphorus concentrations below 0,15 mg/L. It was, however, hard to obtain a stable process and to keep a good sludge quality during the period.

Primary sludge was hydrolysed to increase the amount of easily degradable organic material into the biological step of the process. The hydrolyse had a high efficiency during the test period, but with big variations. The most desirable fraction of organic material, VFA, increased to approximately 1500 mg/L during the best periods. This is only 9 % of the amount VFA in the primary sedimentation, but could be increased with a higher flux.

When the bio-P sludge is fermented as a part of sludge treatment, a supernatant from digester sludge with high concentrations of phosphorus is received. To avoid to return phosphorus into the activated sludge process and to recycle phosphorus, experiments with phosphorus precipitation were made. By using struvite precipitation up to 92 % of the phosphorus in the supernatant was reduced and precipitated. This was 12 % of the total amount of incoming phosphorus and was achieved at a pH just over 9 in the experiment tank and a Mg:P quote of 1:1.

Keywords: EBPR, biological phosphorous removal, Hammarby Sjöstad, UCT, struvite, hydrolysis

FÖRORD

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

Handledare under examensarbetet var Berndt Björleinius, Stockholm Vatten AB, som också är huvudansvarig för de aeroba processlinjerna vid Sjöstadsverket. I projektgruppen för aeroba behandlingstekniker var även Mats Ek, IVL och Peter Magnusson, Tyréns. Ämnesgranskare var Bengt Carlsson, Uppsala universitet och examinator Allan Rodhe, Uppsala universitet.

Jag vill tacka Berndt för god handledning och Mats Ekman vid Uppsala universitet som hjälpte till som extrahandledare. Tack även till Lars Bengtsson och Fredrik Petterson vid Sjöstadsverket för all hjälp med det praktiska och som bidrog till en god stämning. Dessutom vill jag tacka alla examensarbetare och praktikanter på verket för er hjälp och trevliga sällskap.

Uppsala, augusti 2006

Alexandra Sjöstrand

1 INLEDNING	1
1.1 INTRODUKTION	1
1.2 MÅL OCH SYFTE	1
2. BAKGRUND	2
2.1 HAMMARBY SJÖSTADSVERKET	2
2.2 LITTERATURSÖKNING.....	3
3 TEORI	4
3.1 FÖRSEDIMENTERING	4
3.2 BIOLOGISK FOSFORAVSKILJNING	4
3.2.1 Förutsättningar för fungerande Bio-P	5
3.2.2 Biologisk kväverening.....	6
3.2.3 Processutformning.....	7
3.3 OPTIMERING AV BIO-P PROCESSEN.....	9
3.4 HYDROLYS AV PRIMÄRSLAM.....	9
3.5 DRIFTPARAMETRAR I AKTIVSLAMPROCESS.....	10
3.6 SANDFILTER	11
3.7 SLAMBEHANDLING.....	11
3.8 POTENTIELL FOSFORÅTERVINNING I RENINGSVERK	12
3.8.1 Struvitfällning	12
3.8.2 Andra metoder	12
4 TIDIGARE EXAMENSARBETEN VID SJÖSTADSVERKET	14
4.1 BIO-P FÖRSÖK PÅ HENRIKSDALSVATTEN.....	14
4.2 STRUVITFÄLLNING	14
4.3 HYDROLYS.....	15
5 METOD OCH MATERIAL	16
5.1 PROCESSKONFIGURATION	16
5.2 UPPSTART	16
5.3 ANALYSER	17
5.3.2 Utgående halter	18
5.4 FAKTORFÖRSÖK	18
5.5 FAKTORFÖRSÖK UCT-PROCESS.....	20
5.5.1 Recirkulationsflöden	20
5.5.2 Uppehållstider	20
5.5.3 Inställningar under försöksperioden.....	21
5.6 VOLYMSTYRNING	21
5.7 STRUVITFÄLLNING	22
5.7.1 Utrustning och processinställningar.....	22
5.7.2 Moment i en cykel.....	23
5.7.3 Faktorförsök struvitfällning	23
5.7.4 Koldioxidstripping	24
5.8 HYDROLYS.....	24
6 RESULTAT	25
6.1 UCT-PROCESSEN.....	25
6.1.1 Intensivundersökning på inkommande vatten	25
6.1.2 Stickprov.....	27
6.1.3 Utgående halter från onlinemätare	28
6.1.4 Medelvärden	29
6.1.5 Fosfatprofiler	29
6.1.6 Nitrathalt.....	31

6.1.7 Aktivitetsmätningar.....	31
6.1.8 Slamhalt	31
6.1.9 Mikroskopering.....	32
6.2 RESULTAT FRÅN VOLYMSTYRNING	32
6.3 STRUVITFÄLLNING	34
6.3.1 Koldioxidstripping	34
6.3.2 Struvitfällningen.....	36
6.4 HYDROLYS.....	39
6.4.1 Korrelation.....	39
6.4.2 VFA	40
6. 5 FELKÄLLOR	41
7 DISKUSSION	42
7.1 METODVAL	42
7.2 UTVÄRDERING AV RESULTAT	42
7.3 MÖJLIGHETER FÖR BIOLOGISK FOSFORRENING PÅ SJÖSTADSVERKET	43
8 SLUTSATSER.....	44
8.1 BIO-P PROCESSEN.....	44
8.2 STRUVITFÄLLNING	44
8.3 KOLDIOXIDSTRIPPING.....	45
8.4 HYDROLYS.....	45
9 REFERENSER.....	46
BILAGOR	48
Bilaga A. Inställningar på andra reningsverk med UCT-process.	48
Bilaga B. Tidsschema för försöksperioden	49
Bilaga C. Beräkningar	50
Bilaga D. Analysmetoder	52
Bilaga E. Fosfatprofiler	53
Bilaga F. Resultat från intensivprovtagning	54
Bilaga G. Instrumentlista.....	56
Bilaga H. Aktivitetsmätningar	57

Förkortningar

BOD	Biokemisk syreförbrukning (Biochemical Oxygen Demand)
COD	Kemisk syreförbrukning (Chemical Oxygen Demand)
GAO	Glykos ackumulerande organismer (Glycogen Accumulating Organisms)
MAP	Magnesiumammonium fosfat (Magnesium Ammonium Phosphat)
PAO	Fosfat ackumulerande organismer (Phosphate Accumulating Organisms)
p.e	Person ekvivalenter
PHA	Poly-β-Hydroxy-Alkanoat
RO	Omvänd osmos (Reverse Osmosis)
SS	Suspenderat material (Suspended Solids)
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Bed
VFA	Flyktiga fettsyror (Volatile Fatty Acids)
VSEP	Vibratory Shear Enhanced Processing
VSS	Glödförlust (Volatile Suspended Solids)

1 INLEDNING

1.1 INTRODUKTION

Fosfor och kväve är två av de viktigaste näringsämnen i naturen och de är nödvändiga för växter och djurs överlevnad. För stora mängder av dessa ämnen kan dock leda till eutrofiering av sjöar och vattendrag vilket kan leda till att oönskad alg tillväxt sker. För att undvika detta försöker man minimera påverkan från reningsverken genom att släppa ut så lite kväve och fosfor som möjligt till recipienten. I de flesta svenska reningsverk använder man sig av tre olika reningssteg, ett mekaniskt, ett biologiskt och ett kemiskt. Det biologiska reningssteget består vanligtvis av en aktivslam process, där det inkommande kvävet, i form av ammonium, omvandlas till kvävgas och på så sätt försvinner. Den konventionella metoden för att avlägsna fosfor är att man i ett kemiskt steg faller fosfor med s.k. fällningkemikalier.

Det finns en metod för att avlägsna även fosfor i det biologiska reningssteget och den kallas biologisk fosforering eller Bio-P. På Sjöstadverket testas flera olika reningsmetoder på ett antal olika reningslinjer och försök med Bio-P har utförts på en av linjerna. Biologisk fosforering har flera fördelar jämfört med kemisk fällning av fosfor. En av fördelarna är att fällningkemikalier kan undvikas, vilket medför en kemikaliebesparing vilket är bättre för miljön. Dessutom minskas mängden kemiskt slam och kvalitén på slammet ökar. Det är även svårare att återvinna fosfor ur slam om det är kemiskt bundet än om det är biologiskt bundet. Det kan dock vara svårt att nå de stränga utsläppskraven för fosfor genom att bara använda Bio-P, så efterfällning kan behövas som ett slutsteg.

1.2 MÅL OCH SYFTE

Målet med det här examensarbetet är att utvärdera och optimera processen med biologisk fosforering, för att uppnå så låga värden som möjligt på utgående kväve- och fosforhalter. Gränsvärdena för utsläpp från reningsverk på 15 000 pe ligger på 0,5 mg/L för fosfor och 15 mg/L för kväve. Det generella målet hos Sjöstadverket är att vara minst dubbelt så bra och målgränserna för utgående halter näringsämnen har satts till 0,15 mg P/L och 6 mg N/L. Samtidigt ska målet vara att få en så stabil process som möjligt. Potentialerna att ta till vara på fosfor som näringsämne ska undersökas, samt hur hydrolys och fermentation av primärslam påverkar processen. Några frågeställningar som kommer att undersökas under arbetets gång är:

- Vilken processkonfiguration ska väljas för bäst biologisk fosforering och hur ska den optimeras?
- Går det att nå ner till de uppsatta gränsvärdena för kväve och fosfor?
- Kan hydrolysen bidra med tillräckligt mycket organiskt material för en fungerande Bio-P?
- Hur kan man effektivt fälla ut fosfor ur rejektvatten?

2. BAKGRUND

2.1 HAMMARBY SJÖSTADSVERKET

Inför ansökan att ordna OS år 2004 startades bygget av en helt ny stadsdel i södra Stockholm, Hammarby Sjöstad, som skulle bli den nya OS-byn (Figur 1). Den nya stadsdelen byggdes med en stark miljöprofilering och målet var att allt skulle vara dubbelt så bra jämfört med befintliga krav.

Miljömål för vatten och avlopp (www.hammarbysjostad.se):

- Vattenförbrukningen ska minska med 50 % jämfört med genomsnittet för nyproduktion i innerstaden.
- 95 % av fosfor i BDT (bad, disk och tvättvatten), urin och fekalier ska återföras till jordbruket
- Avloppsvattnets innehåll av tungmetaller och andra miljöskadliga ämnen ska minska med 50 %
- Kväveinnehållet i det renade avloppsvattnet från Hammarby Sjöstad ska inte överstiga 6 mg/l och fosforinnehållet skall inte överstiga 0,15 mg/L.

För att kunna nå dessa mål byggdes ett mindre reningsverk där ny teknologi inom avloppsvattenbehandling utvärderas. Anläggningen ligger i anslutning till Henriksdalsverket och kallas Sjöstadsverket. Här finns det sammanlagt 5 olika försökslinjer, där olika reningsmetoder testas. Nedan är de 5 linjerna kort beskrivna.

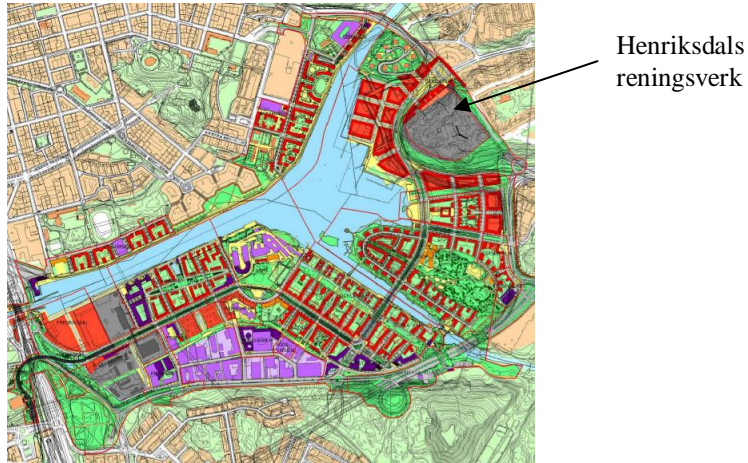
1. Aerob rening med aktivslam och biologisk fosfor- och kvävereduktion, 150 pe.
2. Aerob rening med membranbioreaktor och omvänd osmos, 150 pe.
3. Anaerob rening med fluidiserad bädd och omvänd osmos, 150 pe.
4. Anaerob rening med UASB och biologisk kväverening eller omvänd osmos, 150 pe.
5. Anaerob membranbioreaktor med en VSEP-anläggning och omvänd osmos, 15 pe.

Dessutom sker anaerob slambehandling med förtjockning, rötning och avvattning av slammet.

Detta examensarbete omfattar linje 1, som är en kopia av processen i Henriksdalsverket men omgjord för försök med biologisk fosforering.

Sjöstadsverket invigdes i oktober 2003 och under etapp 1 som pågår fram till våren 2007 tar verket emot avloppsvatten från motsvarande 600-1000 pe. och under denna period utvärderas den nya teknologin. I etapp 2 ska verket byggas om till en fullskalanläggning för att ta emot allt avloppsvatten från Hammarby Sjöstad vilket motsvarar ca 15 000 pe. När Hammarby Sjöstad är helt färdigbyggt runt 2012 kommer 30 000 människor bo och arbeta där. Henriksdalsverket och Sjöstadsverkets ägs och drivs av Stockholm Vatten som är ett kommunalt bolag.

I Hammarby Sjöstad separeras dagvatten och spillvatten, och endast spillvattnet leds till Sjöstadsverket. Detta minskar mängden inkommande vatten och mängden tungmetaller i det inkommande vattnet och gör flödet mer konstant över året genom att det inte påverkas av nederbörden. En fördel med detta är att avloppsvattnet är mer koncentrerat med avseende på organiskt material och näringsämnen, vilket dock medför att det krävs en högre reningsgrad för att nå ner till de uppsatta gränsvärdena.



Figur 1. Karta över Hammarby Sjöstad (www.hammarbysjostad.se).

2.2 LITTERATURSÖKNING

Litteratursökning inför teoridelen genomfördes i databasen **Science Direct** på relevanta nyckelord. Mycket information har hämtats från tidigare utförda examensarbeten vid Sjöstadsverket, framför allt de arbeten utförda av Dagerskog (2002), Heldt (2005), Elfving (2005) och Wester (2005).

3 TEORI

3.1 FÖRSEDIMENTERING

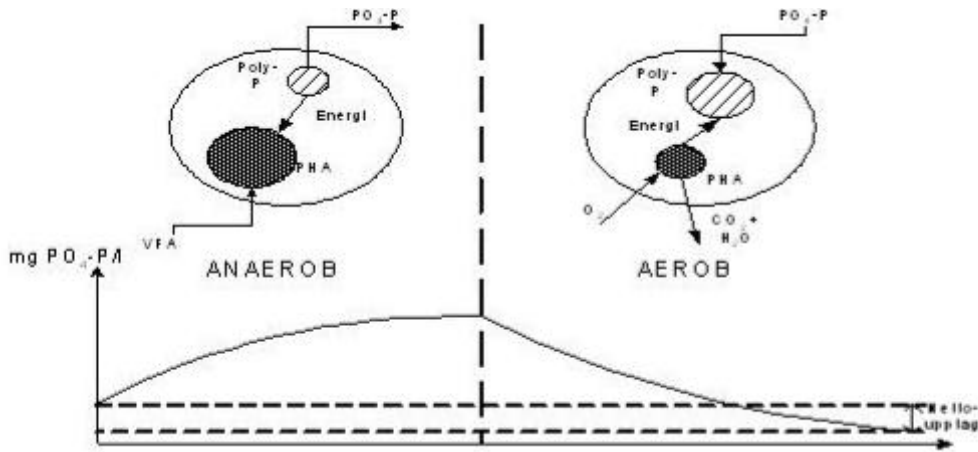
Under försedimenteringen avskiljs partiklar som har högre densitet än vatten från vattenfasen genom gravitation. Partiklarna sjunker till botten där de med skrapor förs till en slamficka varifrån slammet pumpas till slambehandling. Förhållandet mellan flöde och bassängyta (Q/A) kallas ytbelastning. Det är viktigt att inte ha för hög ytbelastning eftersom det kan leda till slamflykt vilket medför att slammet sköljs ut ur processen. Ytbelastningen vid försedimentering är vanligtvis ca 1-3 m/h (VAV, 1996).

3.2 BIOLOGISK FOSFORAVSKILJNING

Heterotrofa bakterier får sin kolkälla och energi från nedbrytning av organiska föreningar genom att oxidera organiskt material i avloppsvatten. Med energin som frigörs produceras nya celler, koldioxid och vatten. En bakteriecell innehåller 14 % kväve och 3 % fosfor. Bakterier som växer till i slammet renar därför vattnet från en del kväve och fosfor genom assimilation. Vid nedbrytning av 100 mg BOD upptas och binds ca 1 mg fosfor, dvs. en kvot på 100: 1 (VAV, 1996). Det inkommande vattnet innehåller en högre andel fosfor än detta, och för att få en tillräcklig hög reningsgrad används i konventionella reningsverk kemisk fällning av fosfor.

En metod att rena fosfor biologiskt började utvecklas under 1960-talet då man kunde observera en förhöjd fosforreduktion under reningsprocessen. Metoden som kallas biologisk fosforrening, har dock inte haft en så stor genomslagskraft i Sverige ännu jämfört med andra länder. Detta kan bero på att kraven på rening är högre i Sverige än i de flesta andra länder och med enbart Bio-P kan det vara mycket svårt att nå ner till de uppsatta gränsvärdena. Då krav på biologisk kväverening infördes vid många svenska reningsverk i början av 80-talet byggdes flera reningsverk om för att klara de nya kraven. En del passade på att samtidigt bygga om för att klara biologisk fosforrening.

Principen för Bio-P är att specifika fosforaccumulerande organismer, kallade PAO (Phosphorus Accumulating Organisms) omväxlande utsätts för anaeroba och aeroba miljöer. I det första anaeroba steget får bakterierna energi till att ta upp kol genom att bryta ner polyfosfat- molekyler i cellerna. På så sätt frigörs fosfat (PO_4^{3+}) och ett initialt fosforsläpp fås i den anaeroba zonen. Kolkällan består till största delen av korta fettsyror, däribland framförallt VFA (Volatile Fatty Acids), som i organismen omvandlas till poly- β -hydroxy-alkanoat (PHA). I det följande aeroba steget så tar bakterierna upp fosfor som de lagrar i form av polyfosfat (poly-P). För att detta ska kunna ske används PHA som energikälla. Mängden fosfor som bakterierna tar upp är större än mängden de släpper och kallas därför vanligen för "lyxupptag". Samtidigt som fosfaten släpps, frigörs även en ekvivalent mängd katjoner, så kallade motjoner, för att balansera cellens laddning. Dessa utgörs främst av K^+ och Mg^{2+} (Metcalf och Eddy, 2003)



Figur 2. Principskiss över fosfatsläpp och -upptag (Borglund, 2004).

3.2.1 Förutsättningar för fungerande Bio-P

Det finns en mängd olika faktorer som påverkar hur effektivt Bio-P processen fungerar. Nedan är de viktigaste kriterierna samlade.

VFA

För att det ska ske ett fosforsläpp i den anaeroba zonen krävs det att tillgången på kolkälla är tillräckligt stor. För att få en fungerande Bio-P process rekommenderas i litteraturen COD/tot-P kvoter mellan 35 och 50. Försök på Öresundsverket har kommit fram till att COD/tot-P kvoten måste vara >40 . Det är dock tillgången på korta fettsyror, VFA, som är mest relevant eftersom det är den fraktion Bio-P bakterierna utnyttjar i första hand. Det har visat sig att det krävs en kvot på ca 10-20 mg VFA per mg PO_4^{3-} för att man ska få en fungerande Bio-P process (Jönsson, 1996). Genom att hydrolysera primärslammet och sedan återföra det till processen kan mängden VFA ökas. En del VFA finns i inloppsvattnet till biosteget medan en del bildas från andra lättnedbrytbara organiska föreningar genom fermentering i anaerobzonen. Den maximala tillgängliga VFA-mängden som teoretiskt kan frigöras kallas VFA-potential. Oftast utgör VFA-potentialen 30-50 % av löst COD.

Anaeroba betingelser

Syre kan komma in i processen med inkommande vatten eller recirkuleras från de aeroba zonerna till den anaeroba. Med syre närvarande kan heterotrofa bakterier bryta ner organiskt material och det lättillgängliga kolet som är viktigt för Bio-P processen förbrukas snabbt. För varje mg syre kommer motsvarande mängd lättnedbrytbart COD att förbrukas. En del Bio-P bakterier kan använda sig av nitrat som elektronacceptor vid fosforupptag. För varje mg nitrat åtgår 2,86 mg COD lättillgänglig kolkälla (Metcalf och Eddy, 1999). I det anaeroba steget får det därför inte heller finnas något nitrat som kan störa processen genom minskat fosforsläpp. Risken finns att nitrat återcirkuleras från den anoxa zonen till den anaeroba som på så sätt också blir anoxisk. För att undvika detta måste en fullständig denitrifikation ske i det anoxa steget. Detta kan man påverka genom att ha tillräckligt med kolkälla till denitrifierarna i den anoxa zonen, och genom att man reglerar recirkulationen av nitrat från den aeroba zonen. Regleringen kan ske med hjälp av en redoxmätare i anoxen.

Bakterier

De fosforackumulerande organismerna, har konkurrens om kolkälla av bakterier som använder sig av andra källor än fosfor för näringsupptag. Bland konkurrenterna finns GAO som är glykosackumulerande. För att få en fungerande Bio-P måste man hitta de bästa förutsättningarna för PAO.

Mg⁺ och K⁺

För en fungerande Bio-P process krävs det att halterna Mg²⁺ och K⁺ är tillräckliga eftersom dessa tas upp som motjoner för att balansera fosfatjonens laddning inne i bakteriecellen. I en Bio-P process är det optimalt att ha ett molförhållande på 3:1:1 (P: Mg: K) i aerobzonen eller en kvot på Mg/P 0,71 , K/P 0,5 och Ca/P 0,25. Vanligtvis finns det tillräckligt Mg²⁺ och K⁺ i det inkommande vattnet för att Bio-P ska kunna ske (Metcalf och Eddy, 1999).

pH

När pH är ~8 har PAO konkurrensfördelar gentemot GAO (Oehmen m.fl., 2005).

Syrebetingelser i det aeroba steget

Nitrifikationsgraden ökar med mängden tillgängligt syre i den aeroba zonen. Samtidigt med ökad mängd syre ökar risken att recirkulera syre till den anoxa zonen, vilket bör undvikas. Då syrehalten underskrider 2 mg O₂/L, fås en mindre effektiv nitrifikation.

Recirkulation

Kvävereduktion kräver att nitrat recirkuleras från den aeroba till den anoxa zonen för att där kunna denitrifieras. Från den anoxa zonen recirkuleras Bio-P bakterierna tillbaka till den anaeroba zonen för att fosforreduktion ska kunna ske.

Sekundärt fosforsläpp

När Bio-P bakterierna släpper fosfat utan att ta upp VFA sker ett sekundärt fosforsläpp. Detta kan ske under substratbegränsande förhållanden i syre och nitratfria miljöer. Exempelvis kan det ske vid för långa uppehållstider i den anaeroba zonen när allt VFA har tagit slut, och leder då till en försämrad Bio-P process. Även vid driftstopp kan det ske när slammet lagras en längre tid så att syret hinner förbrukas. I röt-kammaren är det vanligt med sekundärt fosforsläpp och den lösta fosfor hamnar då i rejektvattnet.

Temperatur

Bio-P processen är inte lika känslig för temperaturförändringar som nitrifikationsprocessen. Släpp- och upptagningshastigheten blir lägre vid en låg temperatur (Helmer och Kunst, 1998).

Slamålder

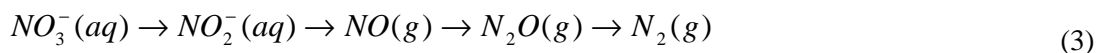
Bio-P bakterier har visat sig klara låga slamåldrar, ner till ett par dagar. Om en process är utformad för nitrifikation kommer slamåldern att vara tillräcklig för att Bio-P bakterierna ska trivas. Enligt litteraturen är en rekommenderad slamålder för Bio-P i kombination med kvävereduktion kring 10-25 dygn (Metcalf och Eddy, 1991).

3.2.2 Biologisk kväverening

Biologisk kväverening är den absolut vanligaste metoden för att minska kvävehalten i avloppsvatten. Principen går förenklat ut på att autotrofa nitrifierande bakterier först omvandlar ammonium till nitrat i två aeroba steg enligt ekvation 1 och 2. Stegen utförs av bakteriesläktena *Nitrosomonas* respektive *Nitrobacter*.



Denitrifierande bakterier kan sedan omvandla nitraten till kvävgas i ett antal anoxiska steg enligt ekvation 3.



Nitrifierande bakterier har en lång generationstid vilket innebär att en hög slamålder krävs för att de ska kunna etablera sig. Låga temperaturer gör att nitrifierarna växer till sig ännu långsammare. Nitrifikationen fungerar bäst vid pH runt 8. Denitrifierarna är fakultativt aeroba vilket medför att tillgång på syre försämrar denitrifikationsprocessen. Tillgången på kolkälla är en begränsande faktor eftersom detta används som energikälla.

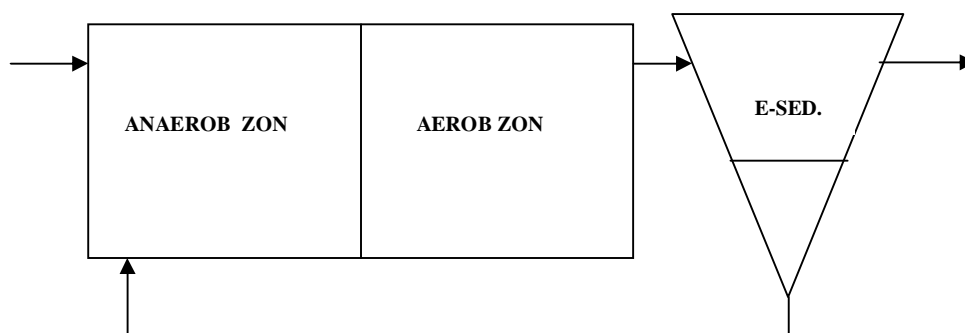
Vid kombinerad biologisk kväve- och fosforrening har experiment visat att det finns PAO-bakterier som även kan fungera som denitrifierare (Kuba m.fl., 1996). Detta har fördelen att det inte krävs lika mycket kolkälla eftersom konkurrensen mellan bakterierna minskar.

3.2.3 Processutformning

Det finns flera olika processutformningar för att driva en Bio-P anläggning. De vanligaste processerna är A/O (anaerob/aerob), A²/O (anaerob/anox/aerob) och UCT (University of Cape Town). Det finns även ett antal andra mindre vanliga processer, för beskrivning se Meijer (2004). I Sverige finns det ett 30-tal reningsverk som använder sig av biologisk fosforreduktion. Delar av Öresundsverket i Helsingborg har drivits med UCT-processen sedan 1992 med goda resultat. Käppalaverket i Stockholm drivs till en tredjedel med UCT-processen.

A/O

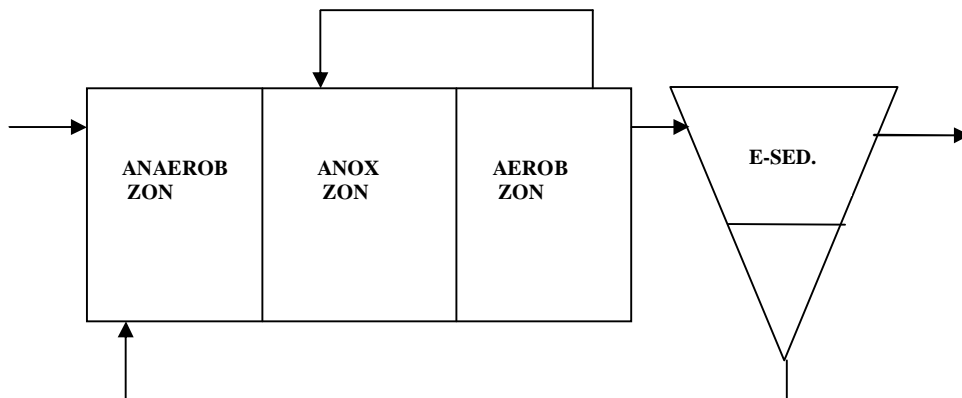
Denna process är den enklaste och består enbart av två zoner, en anaerob och en aerob. I den anaeroba zonen sker fosforsläppet och i den aeroba zonen sker fosforupptaget. Man vill undvika nitrifikation eftersom slammet recirkuleras direkt till anaeroben. Detta kan lösas genom att ha en så låg slamålder att nitrifierarna inte hinner växa till.



Figur 3. Schematisk bild av A/O-processen.

A²O

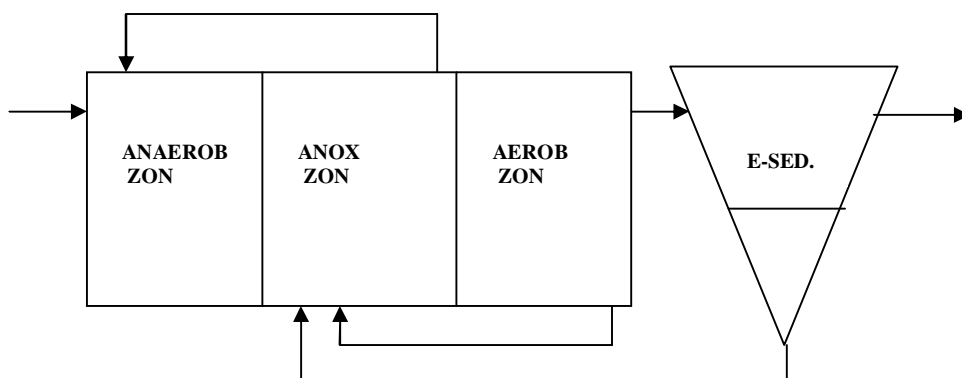
Denna process liknar en A/O-process fast med en extra anoxisk zon mellan den anaeroba och aeroba zonen. Från den aeroba zonen recirkuleras nitrat till den anoxa zonen. Recirkulationen ligger ofta mellan 100-200 % av det inkommande flödet. Till skillnad från A/O-processen kan kväve- och fosforreduktion kombineras genom att en tillräckligt hög slamålder upprätthålls för nitrifierarna. Uppehållstiden i de anaeroba och anoxa zonerna brukar ligga på 1-2 timmar medan den ligger på 4-8 timmar i den aeroba zonen, beroende på inkommande vattnets karaktär. Med denna process kan utsläppsvärden på ca 1mg/L fosfor och ammonium uppnås, men nitrat koncentrationen ligger oftast kring 6-10 mg/L.



Figur 4. Schematisk bild av A²O-processen

UCT

Skillnaden mellan en A²O-process och en UCT-process är att i UCT-processen recirkuleras returslammet till den anoxa zonen istället för till den anaeroba. Detta ger fördelen att risken för att få in syre i den anaeroba zonen minskar. Det sker även en recirkulation av Bio-P bakterier från den anoxa till den anaeroba zonen. En nackdel med processen är att en låg slamhalt i den anaeroba zonen fås och att recirkulationspumpningarna kräver en hög energiåtgång.



Figur 5. Schematisk bild av UCT-processen

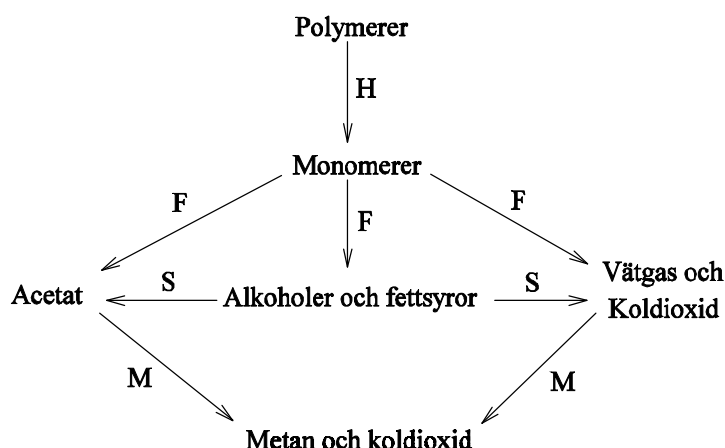
3.3 OPTIMERING AV BIO-P PROCESSEN

För att få en så effektiv process som möjligt med avseende på fosforreduktion krävs en fungerande Bio-P, med ett effektivt fosfatsläpp och -upptag. Detta ska ske i kombination med fungerande kvävereduktion med hjälp av denitrifikation och nitrifikation. För att allt detta ska verka samtidigt måste processen optimeras och detta kan inriktas på ett antal olika moment.

- Minimera risken för att nitrat recirkuleras till den anaeroba zonen från den anoxa.
- Minimera risken för att recirkulera syre från den aeroba zonen till den anoxa.
- Minimera risken för sekundärt fosforsläpp genom att inte ha längre uppehållstider i den anaeroba och anoxiska zonen än nödvändigt.
- Se till att det finns en tillräcklig mängd lättnedbrytbart organiskt material.
- Optimera slamålder och slamhalt.

3.4 HYDROLYS AV PRIMÄRSLAM

Ett av de stora problemen med Bio-P processen är att det inkommande vattnet ofta saknar tillräckliga mängder lättnedbrytbart organiskt material för att bakterierna ska få tillräckligt med energi. Flyktiga fettsyror, VFA, är den huvudsakliga energikällan för de fosforackumulerande bakterierna och ett sätt att öka mängden VFA är att hydrolysera antingen primärslam eller returslam. Det vanligaste är att primärslammet används och detta är en välkänd teknik. En fördel om man använder returslam är att man inte behöver separera slammet från hydrolysatet utan att man kan använda allt av det organiska materialet. Nedbrytningsprocessen sker i en anaerob miljö, där mikroorganismerna tar upp energi och tillväxer genom att metabolisera organiskt material. Nedbrytningen av materialet till dess mest reducerade form, metan, sker genom delprocesserna, hydrolysis, primär fermentation, sekundär fermentation och metanogenes (Figur 6). Under hydrolysen bryts långa, ej vattenlösliga biopolymerer, t.ex. kolhydrater, proteiner och lipider, ner till kortare vattenlösliga, organiska föreningar, monomerer. Dessa föreningar representeras av socker, aminosyror respektive långa fettsyradedjor. Detta första nedbrytningssteg sker med extracellulära hydrolytiska enzymer, som utsöndras av primära fermentationsbakterier. Samma bakterier fermenterar i nästa steg monomererna till bland annat VFA och alkoholer. Vid biologisk hydrolysis bör nedbrytningsprocessen avbrytas efter detta steg, vilket kan göras genom att kontrollera parametrar så som pH och uppehållstid. Vid pH under 6 och en tillräcklig kort uppehållstid hinner inte metanogenerna tillväxa och metanbildning undviks.



Figur 6. Anaerob nedbrytning av organiskt material.

H=Hydrolysis, F=Fermentation, S=Syntrofi, M=Metanogenes

3.5 DRIFTPARAMETRAR I AKTIVSLAMPROCESS

Nedan ges en beskrivning av några viktiga driftparametrar vid aktivslamprocessen som har använts i arbetet (VAV, 1996):

Uppehållstiden

$$\text{Uppehållstiden} = \frac{V}{Q_{in}} [h] \quad (4)$$

V= Volymen av luftningsbassängen, m³
Q_{in}= inkommande flöde, m³/h

Ytbelastning

$$\text{Ytbelastning} = \frac{Q}{A} [m/h] \quad (5)$$

Q= avloppsvattenflöde, m³/h
A= horisontell bassängyta, m²

Slambelastning

$$\text{Slambelastning} = \frac{Q \cdot BOD_{7in}}{V \cdot SS_m} [kg BOD_7/kg SS, d] \quad (6)$$

Q= dygnstillrinning m³/d
BOD_{7in}= BOD₇-halt i inflödet till luftningsbassängen, kg BOD₇/m³
V=luftningsbassängens volym, m³
SS_m= medelslamhalten i luftningsbassängen, kg SS/m³

Slamålder

$$\text{Slamålder} = \frac{V \cdot SS_m}{Q_{\ddot{o}} \cdot SS_{\ddot{o}} + Q_{ut} \cdot SS_{ut}} [dygn] \quad (7)$$

V=luftningsbassängens volym, m³
Q_{ut}= utgående avloppsvattenflöde från biosteget, m³/d
Q_ö= överskottsslamflöde, m³/d
SS_m= medelslamhalt i luftningsbassängen, g SS/m³
SS_{ut}= SS-halt i utgående vatten från biosteget, g SS/m³
SS_ö= SS-halt i överskottsslammet, g SS/m³

Nitratreduktion¹

$$\frac{1}{1 + R + S} NH_{4IN}^+ = NO_{3UT}^- \quad (8)$$

R = Nitratrecirkulationen som andel av inkommande flöde
S = Slamrecirkulation som andel av inkommande flöde.

¹Härledning från massbalanser av ammonium och nitrat i aktivslamprocess

3.6 SANDFILTER

Sandfilter kan användas för att separera suspenderat material från vattenfasen i slutet av ett reningsverk. En relativt stor del fosfor kan finnas i det suspenderade materialet vilket gör det viktigt att så mycket avskiljs som möjligt. Partiklarna från en aktivslamprocess består oftast av ca 3-6 % fosfor. De högre andelarna fås vid en Bio-P process och de lägre vid traditionell aktiv slamprocess. Vid en utgående halt suspenderat material på t.ex. 10 g SS/m³ så får man en utgående halt på 0,3-0,6 g P/m³ bara från den partikulära andelen.

Det finns två typer av sandfiltrering, långsam och snabb. Inom avloppsvattenrening används bara snabb filtrering medan vid dricksvattenrening används både snabb och långsam filtrering, där hastigheten är 40 ggr långsammare. Ett sandfilter består av en bassäng eller en tank som till viss del är fylld med sand där avloppsvattnet får rinna igenom. Principen är att det suspenderade materialet då fastnar på sandkornen medan det renade vattnet rinner ut nedtill och leds vidare. Efter en viss gångtid backspolas filtret, så att sandkornen renas och det backspolade, smutsiga vattnet leds tillbaks i processen. Vid kemisk fällning av fosfor kan fällningen ske innan eller på sandfiltret. Kemisk fällning inbegriper i stort två processer, dels fällning av den lösta fosfaten, dels en flockbildande effekt. Järn- och aluminiumbaserade fällningskemikalier är de mest använda. Fällningen med en trevärd metalljon kan beskrivas med följande reaktion.



Det är svårt att uppnå gränsvärdena för utgående fosforhalt genom att enbart använda Bio-P och därför kombineras det ofta med efterfällning. Det krävs dock inte lika stor dos fällningskemikalier eftersom fosfathalten efter en Bio-P process är mindre än efter en konventionell aktivslamprocess.

3.7 SLAMBEHANDLING

Från de olika stegen i ett reningsverk får man olika sorters slam. I VAV (1996) är de vanligaste beskrivna:

Primärslam utgörs av fasta partiklar från inkommande avloppsvatten som avskiljs vid mekanisk rening i försedimenteringsbassänger.

Bioslam består till största delen av mikroorganismer som tillväxer och avskiljs vid biologiska reningsprocesser.

Kemslam utgörs av flockar som bildats vid kemiska fällningsprocesser.

Slam består av suspenderad substans (SS) som är uppslammade i vatten. Andelen partiklar plus en försumbar koncentration ämnen som är upplösta i vattnet anges vanligen som halten torrsubstans (TS). TS-halten uppges i viktprocent och är en viktig parameter för slammets egenskaper. Vatten binds i slammet på olika sätt. Man kan skilja på vatten bundet i hållrum, kapillärvatten, adsorptionsvatten och cellvatten. För att få en så liten mängd slam som möjligt ut från reningsverket så behandlas slammet på olika sätt. Normalt inleds behandlingen med en förtjockning i en sedimenteringsförtjockare alternativt en förtjockarcentrifug. Ska slammet stabiliseras i en röt-kammare är det viktigt med en föregående förtjockning till höga TS-halter (4-8 %), vilket minskar volym- och uppvärmningsbehovet. I röt-kammaren stabiliseras slammet vilket minskar slammets möjlighet att ge upphov till lukt. I den anaeroba miljön i röt-kammaren livnär sig mikroorganismer på det organiska materialet och slutprodukten är utrotat slam, slamvatten och rötgas. Rötgasen består av koldioxid, metangas och mindre mängder svavelväte. För att röttningsprocessen ska fungera krävs det en jämn temperatur på ca 30-35 °C och ett pH-värde kring 7. Metangasen som bildas är brännbar och kan användas som

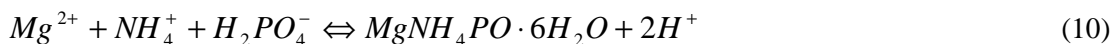
energikälla. För att ytterligare öka TS-halten i slammet efter stabiliseringen används mekaniska avvattningsmetoder så som centrifuger, silbandspressar eller kammar-filterpressar. Under detta steg bildas två faser, en fast slamfas (slamkaka) och en vattenfas (rejektvatten). För att förbättra avvattningen tillsätts ofta polymerer som får partiklarna att slå ihop sig och på så sätt ökar partikelstorleken, vilka då blir lättare att separera. En fördel med slam från en Bio-P process jämfört med kemfällad slam är att det har bättre avvattnings-egenskaper. Det avvattnade slammet kan utnyttjas som gödning inom jordbruk om inte halterna föroreningsämnen, framför allt tungmetaller, gör slammet olämpligt. Andra alternativ är deponering eller förbränning.

3.8 POTENTIELL FOSFORÅTERVINNING I RENINGSVERK

Den största delen av fosfor i naturen är bunden i mineraler såsom apatit och fosforit, vilka utvinns ur gruvor. Fosfor är därmed en ändlig resurs och vid nuvarande utvinningstakt kommer resurserna att vara tömda inom mindre än 100 år, om inte en annan källa kan identifieras. Det är därför viktigt att hitta sätt att återvinna den fosfor som hamnar i avloppsvattnet och nedan kommer en sammanställning på olika sätt att göra detta. Fosfor i avloppsvatten kan indelas i 3 huvudkomponenter: ortofosfat, polyfosfater och organiskt bunden fosfor. Störst är andelen ortofosfat eller polyfosfater (Tykesson, 2002).

3.8.1 Struvitfällning

När slammet rötas efter en Bio-P process fås ett sekundärt fosforsläpp i den anaeroba röt-kammaren vilket resulterar i ett fosforrikt rejektvatten. Låter man rejektvatten återvända till Bio-P processen obehandlat har fosforaccumuleringen till stor del varit i onödan och dessutom kan de förhöjda halterna fosfor störa processen. Ett alternativ för att undvika dessa problem och samtidigt kunna återvinna fosfor som näringsämne är att fälla ut fosfor ur rejektvattnet innan det återgår till processen. Ett sätt att fälla ut fosfor är i form av magnesiumammonium-fosfat, även kallat struvit. Struvit bildas vid rätt förutsättningar enligt följande formel.



Struvit är ett vitt kristallint pulver i sin grundform men förekommer även som små och stora kristaller. Dess molmassa är 245,44 g/mol och smältpunkten 100°C. Struvit löser sig i sura lösningar och fälls ut i basiska (Lee m.fl., 2004). Struvit kan fällas ut spontant i avloppsreningsverk och orsaka igensatta rör, vilket har lett till att olika metoder för att få bort struvit har testats. En av de mest kostnadseffektiva metoderna i dagsläget är att hacka bort struviten med hammare. För att undvika detta är det bra att kontrollera struvitfällningen i speciella reaktorer. Den utfällda struviten, som är mycket näringsrik, kan användas som gödningsmedel. Det finns även andra användningsområden, till exempel i cement och som material i flamskyddande paneler. En fördel med att använda struvit som gödningsmedel är att fosfor utsöndras väldigt långsamt vilket gör att en stor dos kan spridas på samma gång.

3.8.2 Andra metoder

Utvinning direkt ur slam

För att uppnå en fosforåtervinning över 75 % krävs tillsatts av kemikalier för att först lösa upp oorganiska slamkomponenter (inklusive fosfat) och sedan upparbeta fosfat till en produkt. Tungmetaller avskiljs vid upparbetningen så att en fosforprodukt med hög renlighet kan utvinnas. I Sverige finns två system för att återvinna fosfor ur avloppsslam, Cambi/KREPRO och BioCon (Hultman m.fl., 2001). I Cambi/KREPRO processen behandlas rötslam genom termisk och kemisk hydrolys under tryck för att lösa upp slamkomponenter. Upplöst fosfat

kommer sedan att fällas ut som trevärd järnfosfat och ca 40 % av järnet i rötslammet kan återföras som fällningskemikalie i form av tvåvärd järnfosfat. I BioCon processen torkas och förbränns det avvattnade slammet. Sedan lakas bildad aska ut med syra och fosfor utvinns som fosforsyra med hjälp av jonbytesteknik. Med jonbytesteknik kan trevärt järn återvinnas och tungmetaller avskiljas till en liten delfraktion. Dessa två metoder har ett högt kemikaliebehov vilket man vill undvika på Sjöstadsverket.

Kristallisering

Ett alternativ om man fäller fosfor på ett konventionellt sätt är att sedan med en ny teknik producera fosforpellets som har en hög renhet och extremt låg vattenhalt. Principen för denna process är att kalciumfosfat kristalliseras till granulär form på kristallationskärnor, t.ex. sand eller apatit, i en fluiserad bädd. Denna process är patenterad i Nederländerna och kallas CrystalactorTM (Brett m fl. 1997).

”Active filtration” är en ny metod där man använder kristallationskärnor gjorda av kalcit eller tobermorit-rik lättbetong i en kontinuerlig fastbädd. Fosforåtervinningen uppgick till 80-100 % genom kristallisering och gav en fällning av hydroxyapatit som kan användas som konstgödsel (Berg m fl., 2005).

Termiska metoder

Genom att hetta upp slam till 70 grader i en timme kan frigöra den mesta fosfor från polyfosfat. Genom att sedan fälla fosfor med CaCl_2 avlägsnades 75 % av fosfor i slammet utan att behöva pH justera som i fallet med struvit (Kuroda m fl. 2002). För att hetta upp slammet till dessa temperaturer krävs stora mängder energi vilket leder till att metoden blir dyr.

Framställning av fosforsyra via förgasning av fosfor är metoden som används i det Nederländska systemet Thermphos. Systemet förutsätter att aska tillförs.

I en annan termisk teknik som har utvecklats i Japan återvinns fosfor ur aska efter förbränning av avloppsvatten. Askan blandas med koks (10 %) och hettas upp till 1300-1500°C och fosfor övergår till gasform och återvinns i en vattenfylld kondensator.

Adsorption

Ett annat alternativ är att använda starka adsorberande filtermaterial som kan hålla kvar fosfor effektivt och efter att filtret är fosformättat kan det användas som konstgödsel. Masugnsslagg visade en hög sorptions kapacitet och har blivit använd för abiotisk sorption av avloppsvattnets fosfor. Under denna process minskade kalcium koncentrationen och hydroxyapatit bildades. Detta visar på en Ca-P fällning som den dominanta processen för fosfor avlägsningen i slagg. Den låga lösningsgraden för hydroxyapatit kan ha en inverkan på dess lämplighet som konstgödsel (Johansson and Gustafsson, 2000).

Aktiverad aluminiumoxid kan användas som adsorptionssteg för fosfat. När aluminiumoxiden är mättad kan den regenereras med natriumhydroxid. Från den regenererade vätskan med hög fosforhalt kan kalciumfosfater erhållas genom tillsatser av t.ex. kalciumklorid.

Användningen av icke-lösliga fosfater så som hydroxyapatit för konstgödsling kräver en effektiv och billig metod till upplösning. En metod kan vara att använda sig av fosforlakande bakterier (PSB) eller fosforlakande svamp (PSF) (Richardson 2001, Whitelaw 2000).

4 TIDIGARE EXAMENSARBETEN VID SJÖSTADSVERKET

4.1 BIO-P FÖRSÖK PÅ HENRIKSDALSVATTEN

En första undersökning om möjligheter för biologisk fosforrening vid Sjöstadverket gjordes av Linus Dagerskog under hösten 2001. Resultatet finns redovisat i ett examensarbete med titeln "*Förutsättningar för biologisk fosforrening i avloppsvatten från Hammarby Sjöstad -en förstudie*" (Dagerskog, 2001). Labförsök och fullskaleförsök gjordes vid en försöksanläggning som låg i Henriksdalsverket. Vid jämförelse med Henriksdalsvattnet visade sig att pH i Sjöstadsvattnet var något högre, ca 8 jämfört med 7. Detta är positivt vid biologisk fosforrening då det kan medföra ett effektivare fosforsläpp. En annan fördel med Sjöstadsvattnet var att flödet var mer konstant och att vattenkvaliteten varierade mindre. Det som talade emot en process med biologisk fosforrening var att bara hälften av fosfor i Sjöstadsvattnet skulle kunna renas med denna process. Den höga fosfathalten på det inkommande vattnet kräver en hög VFA-halt på uppskattningsvis 130-200 mg VFA /L för att avskilja fosfor. Inkommande vatten innehöll ca 30 mg VFA/L vilket medför att 100-170 mg/L behöver tillkomma via hydrolys eller dosering. VFA-potentialen uppskattades till högst 130 mg/L vilket är på gränsen till vad som behövs för en effektiv fosfor reducering. VFA/PO₄-P kvoten varierade mellan 2-7 under ett intensivprovtagningdygn.

4.2 STRUVITFÄLLNING

Försök med struvitfällning gjordes vid Sjöstadverket i ett examensarbete av David Heldt under våren 2005 med titeln "*Optimering av Bio-P rening och genomförande av struvitfällningsförsök*" (Heldt, 2005). Under laborationsförsök undersöktes förutsättningar för en fungerande struvitfällning och olika parametrar togs fram för att optimera fällningen. De parametrar som undersöktes var pH, magnesiumkoncentration, temperatur, uppehållstid och omröringshastighet. Dessa implementerades och utvärderades sedan vid ett fullskaleförsök. Vid försöket användes det näringsrika rejektvattnet från röt-kammaren vilket hade fosforhalter på ca 150-200 mg/L. Slammet pumpades från röt-kammaren till en centrifug och vidare till en rejekttank. Från rejekttanken pumpades vattnet till ett sandfilter för att eliminera risken för höga halter suspenderat material. Därefter pumpades vattnet vidare till en tank där koldioxidstripping var inkopplad för att höja pH. Efter strippingen pumpades vattnet in till en 55-liters tank med omrörning där fällningen skedde. Till tanken tillsattes magnesiumklorid i Mg/P kvoter mellan 1:1 till 2,5:1 vilket var den maximala magnesium/fosfor kvoten utan att magnesium överdoserades. En av slutsatserna från fullskaleförsöket var att uppehållstiden i reaktorn bör vara minst 6 timmar för att få en bra fosfatreduktion. Det är även viktigt att man lämnar kvar en stor mängd fällning i reaktorn och att man har ett högt pH i reaktorn, kring 9. Detta uppnåddes genom koldioxidstrippingen och genom att lut doserades till fällningstanken. Resultatet av försöken var att upp till 94 % av fosfor i rejektvattnet kunde fällas ut vid rätt förhållanden. Detta var dock maximalt 18 % av den totala fosfor som kom in till linje 1.

4.3 HYDROLYS

Ett examensarbete som avhandlade hydrolys av primärslam skevs av Erik Elfving under våren 2005. Titeln är ”*Hydrolys av primärslam för förbättrande av biologisk fosforreduktion vid behandling av hushållsavloppsvatten*” (Elfving, 2005). I de inledande laboratorieförsöken undersöktes det inkommande vattnet från Hammarby Sjöstad och det visade sig ha ett VFA/P-förhållande på ca 10-20. Detta är på gränsen till vad som behövs för att en fungerande Bio-P process ska fungera. För att öka mängden VFA måste de mer svårnedbrytbara organiska föreningarna brytas ner. Detta kan göras genom att hydrolysera primärslammet och sedan återföra det till processen och på så sätt öka mängden VFA. Labförsök gjordes för att få fram optimala betingelser för nedbrytningen. Resultatet av undersökningarna var att temperatur och TS-halt ska hållas höga, temperaturens betydelse minskade dock med ökad TS-halt. Försöken visade att en uppehållstid på fyra till fem dagar var optimalt vid en processtemperatur på 23°C. Vid lägre temperaturer kunde tiden ökas något. Därefter installerades en hydrolystank i anslutning till försedimenteringen på linje 1 vid vilken fullskaleexperiment utfördes. Målet var att hålla en TS-halt på 2-3 %, och samtidigt hålla en uppehållstid på ca 5 dygn. Detta var en begränsande faktor för primärslamuttaget som endast kunde vara 2,6 L/h. Hydrolysen fungerade bra och med hjälp av onlinemätare och stickprov mättes bland annat pH, konduktivitet, redox, temperatur, TS, fosfat- och VFA-koncentration. Konduktivitet visade sig vara en god indikator på VFA-koncentrationen i hydrolystanken medan korrelationen mellan VFA och pH var sämre, framförallt vid lägre pH. I slutet av försöksperioden ökade VFA i tanken som mest från 400 mg/L till 2000 mg/L vilket är en ökning på 400 %. Det visade sig dock att det relativa bidraget från hydrolystanken till processen var litet, ca 4-6 %, vilket troligtvis berodde på att flödet genom tanken var för lågt jämfört med det inkommande flödet.

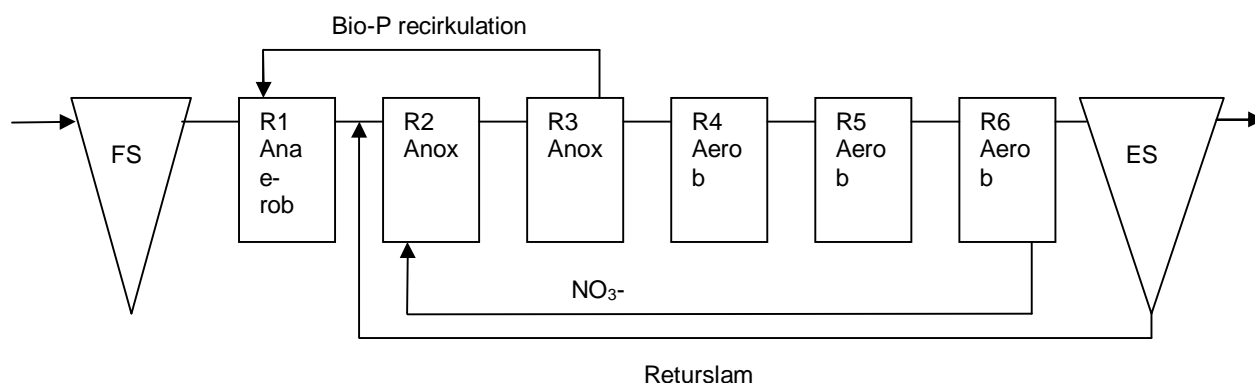
5 METOD OCH MATERIAL

5.1 PROCESSKONFIGURATION

I valet mellan de tre olika processkonfigurationerna som beskrivs i teoridelen valdes UCT-processen. Fördelarna med denna konfiguration jämfört med A/O och A²/O var följande:

- Tillåter nitrifikation jämfört med A/O
- Minskad risk för recirkulerat syre till den anaeroba zonen
- Försök på andra reningsverk med denna konfiguration har varit lyckade.

Figur 7 illustrerar en schematisk bild på processkonfigurationen med UCT på Sjöstadverket och i Tabell 1 visas volymer och ytor på processen.



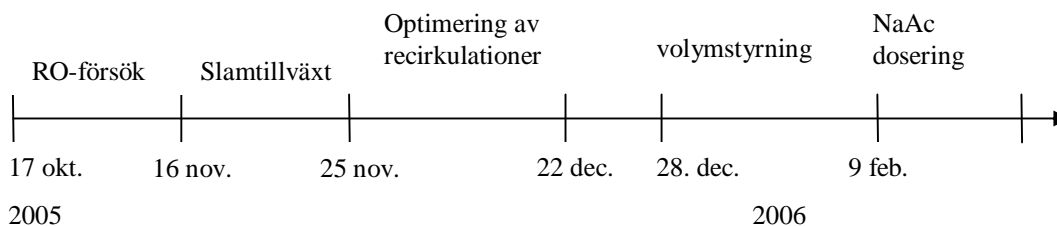
Figur 7. UCT-processen på Sjöstadverket.

Tabell 1. Volymer och ytor linje 1.

	Volym [m ³]	Processvolym [m ³]	Yta [m ²]
Försedimentering	2,53		1,13
R1-R6	6*5,04	6*4,5	6*1,44
Eftersedimentering	5,43		2,54

5.2 UPPSTART

Uppstartsperioden inför UCT-processen krävde mycket praktiskt arbete. Detta innebar bland annat ombyggnad av linje 1 till UCT-process, pumpflödestester, inkoppling av recirkulationspumpar, mätinstrument kontrollerades och kalibrerades, elkablar och slangar drogs och kopplades in. Även efter uppstart gick det åt mycket tid för praktiskt arbete. Till exempel skulle slangar som blev igensatta spolas regelbundet, kalibreringslösningar som tog slut blandas och mätinstrument rengöras. Tidsschemat för försöksperioden redovisas i Figur 8.



Figur 8. Tidsschema för försöksperioden (Se bilaga A för detaljer).

RO-försök

Linjen kördes högbelastad under några veckor för att ge ett närsaltrikt utgående vatten till försök med omvänd osmos. För den högbelastade processen användes bara de två första reaktorerna under denna period. Reaktor 2 var luftad för att få nedbrytning av organiskt material. Under denna tidsperiod sparades slamymp i reaktor 5 och 6 som var totalomblandade och luftade. Under ett par timmar ca varannan dag stängdes luften av vilket gynnade de anaeroba bakterierna. För att bakterierna skulle överleva i reaktor 5 och 6 och växa till tillsattes näring i form av natriumacetat och urea varannan dag och för att uppehålla pH tillsattes lut när pH ansågs för lågt (Se bilaga C för dosering). Under denna period var slamkvaliteten dålig och det bildades ett konstant slamtäcke på eftersedimenteringen.

Uppstart UCT

När experimenten med omvänd osmos var avslutade var slamhalten i reaktor 2, 5 och 6 inte tillräckligt höga för att slammet skulle räcka till en rimlig slamhalt för alla 6 reaktorer. Under ytterligare en period hölls reaktor 3 och 4 avstängda och vattnet pumpades direkt från reaktor 2 till reaktor 5. Under denna period gick processen bra med låga näringsvärden på utgående vatten. Överskottsslamuttaget var avstängt under perioden för att öka slamhalten till ett önskat värde på ca 3000 mg/L i R6. Under perioden ökade slamvolymen från 100 mL/L till 1000 mL/L vilket tyder på försämrade slamegenskaper. Detta kan bero på en för hög slamålder på grund av avstängt överskottsslamuttag. När slamhalten hade ökat tillräckligt fördelades slammet till alla 6 reaktorer och recirkulationspumparna kopplades in enligt Figur 7.

5.3 ANALYSER

5.3.1 Inkommande halter

Karaktären på det inkommande vattnet har en stor påverkan på processen. Eftersom dagvatten och spillvatten separeras i Hammarby Sjöstad har det inkommande vattnet högre koncentrationer näringsämnen och högre halter organiskt material än de flesta konventionella reningsverk, till exempel Henriksdals reningsverk. Detta leder till att reningskraven ökar för att nå ner till de uppsatta gränsvärdena. På det inkommande vattnet mäts pH, redox, konduktivitet och temperatur kontinuerligt. Dessutom tas dygns och veckoprover på ett flertal parametrar som analyseras på Stockholms Vattens ackrediterade laboratorium. Dessa kommer inte att användas i detta arbete, utan istället används analyser från intensivprovtagningsveckan.

Intensivprovtagning

Under en veckas tid, mellan 060205 och 060209 genomfördes ett intensivprovtagningsprogram på det inkommande vattnet, vilket innebar att prover togs en gång per timme under hela dygnet. Vattnet från varannan timme analyserades sedan på Sjöstadsverket med avseende på följande parametrar:

- COD
- COD filtrerat
- Tot-P
- PO₄-P
- Tot-N
- NH₄-N

Syftet med provtagningen var att kunna kalibrera så kallade *softsensors*, som mäter enkla parametrar som pH, temperatur, konduktivitet och redox och sedan korrelerar detta till mer svårsmätta parametrar som fosfat, nitrat och COD.

5.3.2 Utgående halter

För att kontrollera kvaliteten på det utgående vattnet genomfördes regelbundna analyser under hela försöksperioden. Tabell 2 sammanfattar vilka analyser som genomfördes. Förutom nedanstående analyser togs även en del andra stickprov vid ett antal tillfällen. Detta kunde ske för att kontrollera onlinemätarnas korrekthet eller för att undersöka en viss parameter som påverkar tillståndet på processen.

Tabell 2. Utförda analyser av utgående vatten.

	Online-mätare	Dygnsprov	Tisdagsdygnsprov	Veckoprov	Stickprov
Fosfat, PO ₄ -P	*	*	*	*	*
Ammonium, NH ₄ -N	*	*	*	*	
Nitrat, NO ₃ -N	*	*	*	*	*
Susp. material	*		*	*	*
Total fosfor, Tot-P		*	*	*	
VFA					*
COD (ofilt)			*	*	
BOD ₇			*	*	

- **Onlinemätare**
Analyserar mätvärden kontinuerligt. Medelvärden från var 6:e minut sparas i Sjöstadsvverkets databas, Waste.
- **Tisdagsdygnsprov**
Samplingsprov från ett dygn. Provet tas från tisdag 9:00 till onsdag 9:00 och skickas in till analys på Stockholm Vattens ackrediterade laboratorium.
- **Dygnsprov**
Samplingsprov från ett dygn. Provet tas varje dag under 24 timmar och analyseras på Sjöstadsvverkets laboratorium med kyvettester (Se bilaga D).
- **Veckoprov**
Samplingsprov från veckans alla dygnsprov och analyseras på Stockholm Vattens ackrediterade laboratorium.
- **Stickprov**
De stickprov som togs under försöksperioden var följande:
 1. Stickprov på nitrat togs i slutet av reaktor 3 två gånger i veckan.
 2. För att följa fosfatflödet genom processen gjordes fosfatprofiler 2 gånger/vecka under de 4 perioderna. Stickproven följde ett beräknat pluggflöde genom processen (Bilaga E).
 3. Halten suspenderat material i reaktor 1 mättes 2 gånger i veckan.
 4. VFA halten i försedimenteringen mättes 2 gånger i veckan.Alla stickprov analyserades på Sjöstadsvverkets laboratorium.

5.4 FAKTORFÖRSÖK

Faktor försök används i experiment som inkluderar många faktorer och där det är viktigt att studera den sammanlagda effekten av dessa faktorer på en respons. Tillvägagångssättet när faktor försök utförs är, enligt Pauli (2001), att först de faktorer väljs ut som ska undersökas och en eller flera responsparametrar. Sedan väljs antal nivåer faktorerna ska testas i. Vissa faktorer kan bara vara i två nivåer, medan andra kan testas i fler nivåer t.ex. temperatur. Vid till exempel 3 faktorer, A och B och C och två nivåer + och - kan dessa kombineras i $2^3 = 8$

kombinationer. Ett fullständigt faktorförsök innehåller försök med alla dessa kombinationer enligt tabell 3.

Tabell 3. Exempel på faktorförsök.

Försök/Faktor	A	B	C	Respons 1	Respons 2
1	-	-	-		
2	+	-	-		
3	-	+	-		
4	+	+	-		
5	-	-	+		
6	+	-	+		
7	-	+	+		
8	+	+	+		

Då resurser eller tid saknas för att göra alla 8 försök kan man göra *reducerade faktorförsök*. Då ett 2^3 försök reducerad fås ett så kallat. 2^{3-1} försök, vilket ger fyra försök istället för åtta. När man reducerar ett faktorförsök med två nivåer ställer man upp en tabell för det reducerade försöket, dvs. med 4 försök i detta exempel. Sedan skriver man in det fullständiga 2^2 faktorförsöket i tabellen, inklusive A*B interaktionen. Denna interaktion blir då faktor C, vilket medför att det inte går att skilja på huvudeffekter och samspelseffekter (Tabell 4).

Tabell 4. Exempel på reducerat faktorförsök.

Försök/Faktor	A	B	AB=C	Respons 1	Respons 2
1	-	-	+		
2	+	-	-		
3	-	+	-		
4	+	+	+		

Utvärdering av faktorförsök

Vid utvärderingen av ett faktorförsök beräknas huvudeffekter och samspelseffekter för de ingående variablerna. Huvudeffekten påvisar hur stor påverkan en enskild variabel har på responserna. Samspelseffekter påvisar hur två variabler samverkar och deras påverkan på responserna. För beräkning av huvudeffekter och samspelseffekter, se Pauli (2001).

Faktorförsök kan analyseras på flera olika sätt. Tre vanliga metoder är:

- Paretdiagram
- Normalfördelningsplot
- Variansanalys

Vilka förutsättningar man har vid provtagningen påverkar hur man kan analysera resultatet. Om det finns möjlighet att ta fler än ett replikat av varje faktor kan metoder användas där det krävs en uppskattning av den slumpmässiga spridningen i försöket, som exempelvis variansanalys. När man utvärderar ett faktorförsök med en normalfördelningsplot krävs det fler än 7 effekter, vilket medför att man måste ha fler än 3 huvudeffekter. Paretdiagrammet är den enklaste formen av analys av ett faktorförsök men det enda som kan användas då replikat saknas.

5.5 FAKTORFÖRSÖK UCT-PROCESS

5.5.1 Recirkulationsflöden

Viktiga parametrar för att optimera UCT-processen är de två recirkulationsflödena i systemet. Syftet med Bio-P recirkulationen, är att recirkulera Bio-P slam från reaktor 3 till reaktor 1. En för låg recirkulation kan leda till att för lite slam återförs till den anaeroba reaktorn och på så vis fås ett mindre fosfatsläpp än väntat. En för hög recirkulation kan orsaka för korta uppehållstider i den anaeroba reaktorn vilket försämrar fosfatsläppet. Det kan även leda till att nitrat recirkuleras från reaktor tre och gör den anaeroba zonen anoxisk. Nitratrecirkulationen recirkulerar nitrat från reaktor 6 till reaktor 2. För att få en så effektiv denitrifikation som möjligt ska man ha en hög recirkulation (Ekvation 8). Dock måste allt det recirkulerade nitraten hinna denitrifieras i de anoxa zonerna, vilket är den begränsande faktorn.

För att undersöka vilka som är de optimala inställningarna för recirkulationerna och hur de samverkar gjordes ett faktorförsök med fyra olika kombinationer se Tabell 5. Recirkulationsgraderna är satta som en procentsats till det inkommande flödet. Inkommande flöde är under hela experimentet 1,2 m³/h.

Tabell 5. Faktorförsök med recirkulationer.

Försök nr	Datum	Bio-P recirk. [%]	Bio-P recirk. [m ³ /h]	NO ³ - recirk. [%]	NO ³ - recirk. [m ³ /h]
1	051125-051202	100	1,2	300	3,6
2	051202-051209	100	1,2	500	6
3	051209-051216	200	2,4	500	6
4	051216-051222	200	2,4	300	3,6

5.5.2 Uppehållstider

En viktig parameter för att UCT-processen ska fungera bra är att man har rätt uppehållstider i de olika zonerna. Två olika termer för uppehållstid används här, *nominell uppehållstid* och *hydraulisk uppehållstid*. Båda uppehållstiderna beräknas enligt Ekvation 4. I den nominella uppehållstiden räknar man enbart på inkommande flöde medan man vid hydraulisk uppehållstid räknar in recirkulationsflödena. Rekommenderade uppehållstider för en UCT-process enligt litteraturen (Metcalf och Eddy, 1999) är 1-2 timmar för den anaeroba zonen, 2-4 timmar för den anoxa zonen, och 4-12 timmar för den aeroba zonen.

Uppehållstiderna som uppkom under de olika försöksuppställningarna ges i Tabell 6.

Tabell 6. Nominella respektive hydrauliska uppehållstider i reaktorerna.

Försök nr.		Anaerob [h]	Anox 1 [h]	Anox 2 [h]	Total Anox [h]	Aerob 1 [h]	Aerob 2 [h]	Aerob 3 [h]	Total Aerob [h]
1-4	Nominell	4,2	4,2	4,2	8,4	4,2	4,2	4,2	12,6
1	Hydraulisk	2,1	0,8	0,8	1,68	1,1	1,1	1,1	3,2
2		2,1	0,6	0,6	1,2	0,7	0,7	0,7	2,1
3		1,4	0,5	0,5	1,05	0,7	0,7	0,7	2,1
4		1,4	0,7	0,7	1,4	1,05	1,05	1,05	3,15

5.5.3 Inställningar under försöksperioden

Syrehalt

Börvärdet på syrehalten var satt till 3 mg/L i de tre luftade zonerna R4, R5 och R6. För att inte recirkulera för mycket syre till den anoxa zonen (R2) med nitratrecirkulationen bör man inte ha ett för högt börvärde på syrehalten i den sista aeroba zonen (R6).

Slamuttag

Primärslamuttaget från försedimenteringen var 0,0074 m³/h. Överskottsslamuttaget från eftersedimenteringen var satt till en uttagstid på 2×15 sekunder per timme under hela perioden. Flödet under uttagsperioden är 1,2 m³/h vilket ger en uttagsmängd av överskottsslam på 0,01 m³/h. Detta justerades vid behov så att en slamhalt på ca 3000 mg/L skulle uppnås i reaktor 6, där slamhalten mättes.

Kemfällning

Under försöksperioden fälldes en del av fosfaten över sandfiltret. Fällningskemikalien som användes var den järnbaserade PAX 111. Doseringen var inställd att fälla en fosforhalt på 0,2 mg/L. För detta krävdes 2 µL/L av fällningskemikalien (För beräkning se bilaga C-5).

5.6 VOLYMSTYRNING

Principen för volymstyrning är att endast en av de luftade reaktorerna får ett börvärde för syre att styra mot. När luftningsbehovet är stort och ventilöppningsgraden som reglerar luftflödet i den första reaktorn överstiger en viss inställd procentsats så börjar nästa reaktor lufta proportionellt mot ventilöppningsgraden. På samma sätt slutar reaktorn lufta när öppningsgraden understiger procentsatsen. När den andra reaktorn i sin tur överstiger en vald öppningsgrad så börjar en tredje reaktor luftas. På detta sätt kan valfritt antal reaktorer luftas. En fördel med volymstyrning är att det är energisparande eftersom bara så många reaktorer som krävs luftas (Ekman m.fl., 2006). Volymstyrning implementerades 051228 och pågick till och med 060212. Inställningarna på volymstyrningen ändrades under försöksperioden för att en optimal luftning skulle uppnås (Tabell 7).

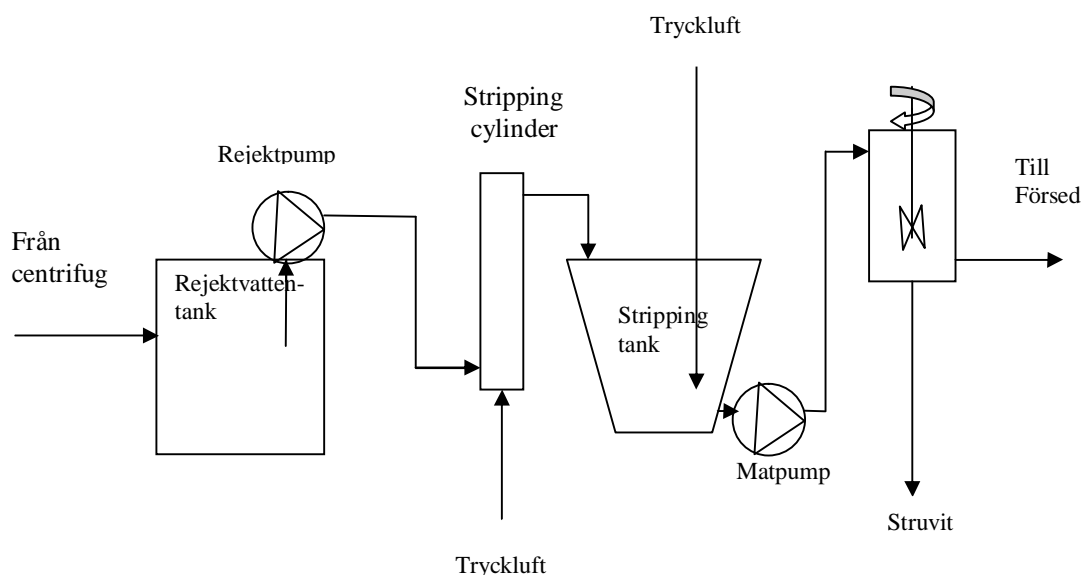
Tabell 7. Inställningar volymstyrning; börvärden på syrehalt (mg/L) respektive ventilöppningsgrad (%).

Datum	R4	R5	R6	Övrigt
051228-050104		4,5 mg/L	60 %	
060104-060110		3,5 mg/L	75 %	
060110-060113		4,0 mg/L	75 %	
060113-060127	3,5 mg/L	4,5 mg/L	0 mg/L	
060127-060204	3,5 mg/L	4,5 mg/L	0 mg/L	Luftning i slang till ES
060204-060206		4,5 mg/L	2-4 mg/L	
060209-060212	3,5 mg/L	4,5 mg/L	3 mg/L	Tillsats av natriumacetat, motsvarande 100 mg COD/L

5.7 STRUVITFÄLLNING

5.7.1 Utrustning och processinställningar

När Bio-P slammet rötas sker ett fosforsläpp vilket ger ett fosforrikt rejektvatten. För att undvika att fosfor återvänder till det biologiska reningssteget med rejektvattnet och för att ta vara på fosfor som näringsämne har en anordning för struvitfällning byggts i anslutning till linje 1 (Figur 9 och Tabell 8). Efter det att slammet centrifugerats hamnar rejektvattnet i en rejektvattentank som fungerar som utjämningsmagasin. Från denna pumpas rejektvattnet med en slangpump till en strippingcylinder. Cyindern består av ett plaströr med inkopplad tryckluft i botten. Rejektvattnet pumpas in i botten av röret och rinner ut från toppen av röret till en stor tank. I botten av tanken ligger en tryckluftsslinga som fördelar tryckluft i tanken innan det pumpas vidare till struvitfällningsanordningen. Denna består av en mindre reaktor med en omrörare, två inkopplade doserpumpar för lut- och magnesiumdosering, samt ett flertal timrar. Reaktorn har ett utlopp för behandlat rejektvatten, ett för bräddning samt ett uttag i botten för utfälld struvit.



Figur 9. Principskiss över koldioxidstripping- och struvitfällningsanordning.

Tabell 8. Tankdimensioner och pumpkapacitet.

Objekt	Volym [m ³]	Area [m ²]	Höjd [m]	Kapacitet [L/h]
Rejektvattentank	2,4	1,3	1,8	
Rejektpump				ca 60
Strippingcylinder	0,014	0,0095	1,5	
Strippingtank	1,5	1,3	1,4	
Matpump				108
Reaktor	0,06	0,013	0,48	

5.7.2 Moment i en cykel

Struvitfällningen sker i cykler, utformade efter försök utförda av Heldt (2005). En cykel motsvarar 120 min och startar varje jämn hel timme. En cykel omfattar nedanstående moment:

1. Fyllning
2. Omrörning
3. Dosering
4. Sedimentering
5. Tömning
6. Skörd

Fyllning, 0-13 min

Pumpen från striptanken pumpar rejektvatten till struvitfällningstanken. Pumpen har en kapacitet på 1,8 L/min vilket gör att det tar ca 17min att fylla 24 L.

Omröring, 60 min.

Omröraren är inställd att starta 15 min in i varje cykel och gå i 60 min. Tanken är totalomblandad, dvs. fällningen rörs upp från botten och blandas in i hela reaktorn.

Dosering, 3 min.

Magnesiumklorid, $MgCl_2$, användes som magnesiumkälla. Doseringen påbörjades 17 min in i varje cykel och pågick i 3 min. $MgCl_2$ doserades i en koncentration av 10 mg/L så att Mg/P kvoten i reaktorn blev minst 1. Mg/P-kvoten är uträknad efter påfylld volym nytt rejekt, alltså ingen hänsyn är tagen till oreagerad mängd fosfat som finns kvar i reaktorn. Prov tas från inkommande vatten till reaktorn för att bestämma halterna av fosfat och magnesium för att rätt dosering ska upprätthållas.

Sedimentering 30 min.

Fällningen sedimenterade under 30 minuter när omröraren hade stannat efter en timmes gångtid.

Tömning 15 min.

105 min in i varje cykel öppnades magnetventilen och tanken tappades av ner till 31 L. Behandlat rejekt dumpades för att inte påverka processen i linje 1 och det som var kvar i tanken lämnades som grodd. Magnetventilen tömmer ca 4,5 L/min, vilket motsvarar knappt 5 min för 24 L. Tömningstiden är satt till det tredubbla eftersom ventilens kapacitet sjunker ju mer fällning som bildas i reaktorn, vilket gör att tömningstiden ökas.

Skörd

Struvitfällningen tappades ut i botten av reaktortanken vid ett tillfälle under försöksperioden.

5.7.3 Faktorförsök struvitfällning

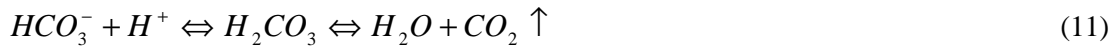
De faktorer som främst påverkar fosfatreduktionen vid struvitfällning är pH, magnesiumdosering och uppehållstid (Heldt, 2005). För att undersöka hur mycket de olika av dessa faktorer påverkar reduktionen gjordes ett faktorförsök med dessa tre parametrar som faktorer, se Tabell 9.

Tabell 9. Nivåer på faktorer vid struvitfällning.

nivå	pH	Mg: PO ₄ -P	Uppehållstid [h]
låg	7,7-8	1:1	4,6
hög	8,9-9,0	2:1	7,2

5.7.4 Koldioxidstripping

För att höja pH in till fällningstanken tillämpades koldioxidstripping. Principen för koldioxidstripping är att tryckluft blåses in i en vattenpelare eller vattentank vilket leder till att koldioxid avlägsnas genom följande pH-höjande reaktion:



Tryckluft tillsattes i botten av en 1,5 meter hög plastcylinder, samt i botten av tanken med stripping för att få maximal pH-ökning. Faktorer som påverkar koldioxidstrippingens effektivitet antogs vara luftmängd, uppehållstid och nivå i strippinganordning. Luftmängdens påverkan undersöktes inte utan sattes till ett konstant flöde.

Ammoniumstripping

Ammoniumjoner förekommer i avloppsvatten i jämvikt med gasformig ammoniak, NH₃, enligt följande (Metcalf och Eddy, 1999):



Vid pH över 7 förskjuts jämvikten till vänster och ammoniumjonen omvandlas till ammoniak, som kan avlägsnas genom ammoniakstripping. När detta sker kan man få en pH-sänkning istället för en ökning.

5.8 HYDROLYS

Hydrolysning av primärslam från försedimenteringen pågick under hela experimentperioden i den befintliga hydrolystanken. Pumpkapaciteten från försedimenteringen var 1,33 m³/h och en gång per timme under 20 sekunder pumpades primärslam till hydrolysen vilket gav totalflöde in till hydrolystanken på 0,007 m³/h. Hydrolystanken har en volym på 0,77 m³ vilket ger en uppehållstid på cirka 5 dygn.

Onlinemätare i hydrolysen mätte följande parametrar kontinuerligt:

- pH
- Temperatur
- Redoxpotential

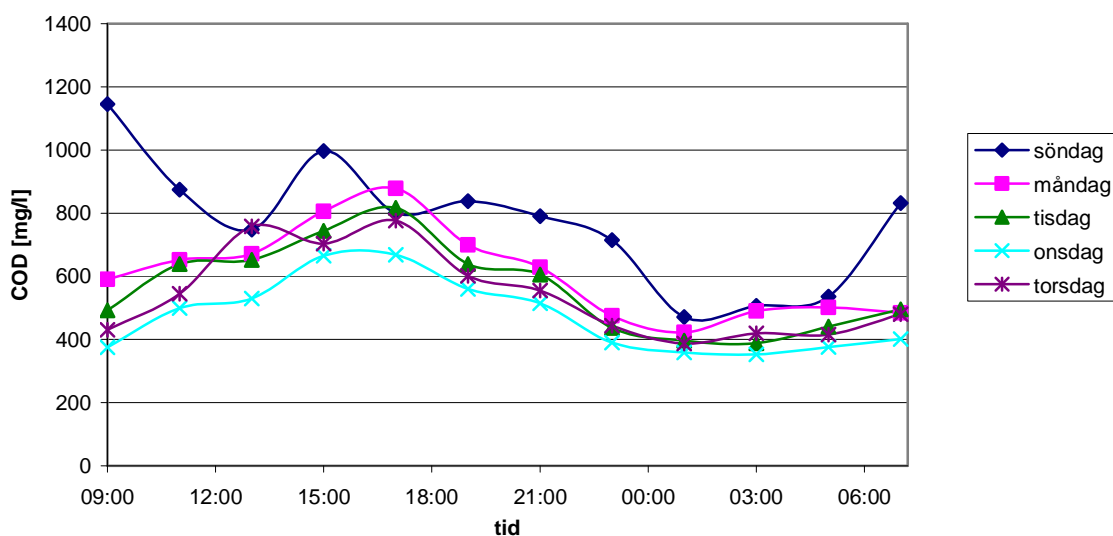
Prover togs två gånger i veckan från hydrolystanken och de parametrar som undersöktes var VFA- och fosfatkoncentration.

6 RESULTAT

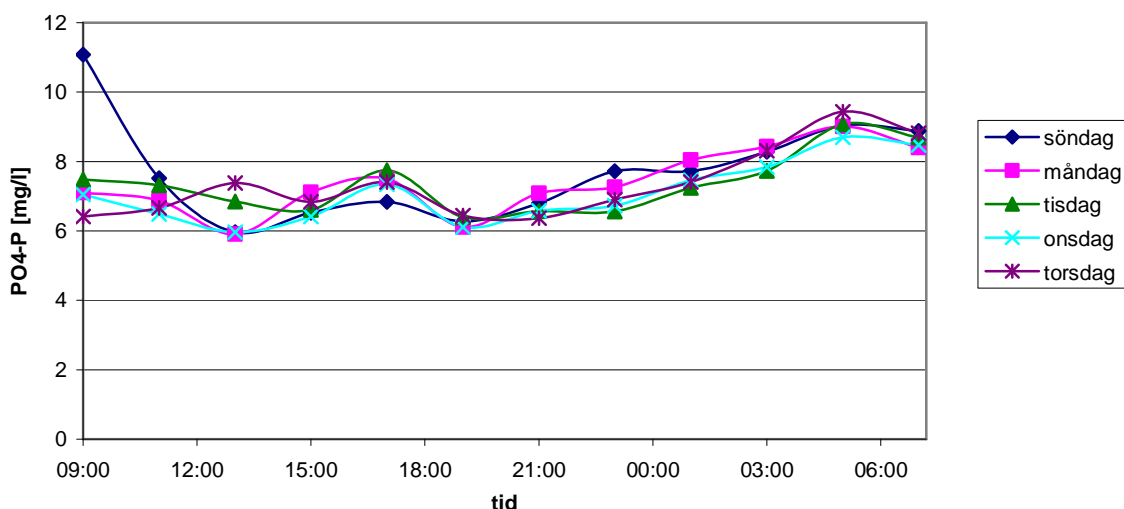
6.1 UCT-PROCESSEN

6.1.1 Intensivundersökning på inkommande vatten

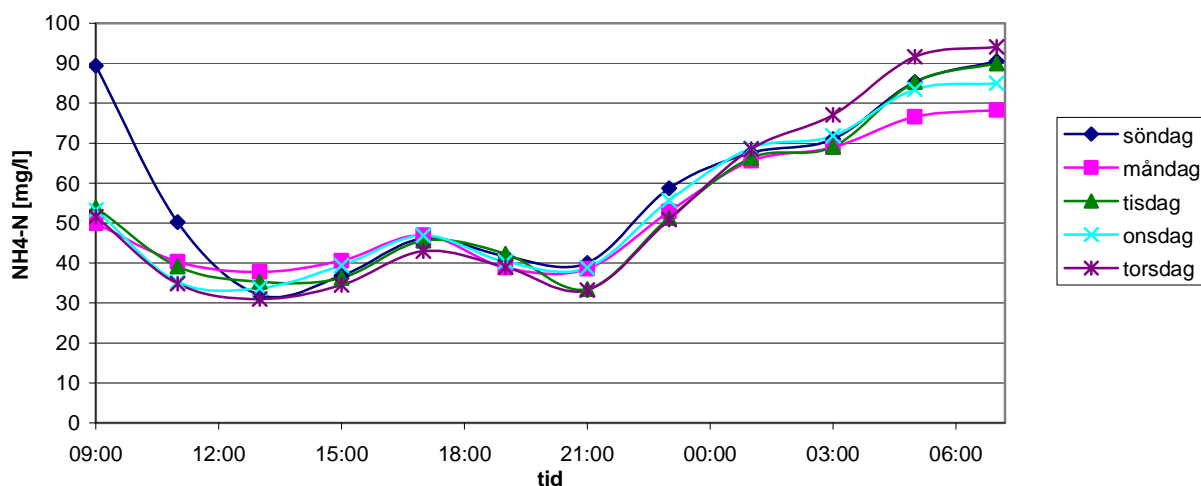
Figurerna 10-12 visar några av resultaten från intensivprovtagningen, fler resultat redovisas i Bilaga F. Variationerna av halten COD är stora under dygnet med de lägsta halterna under natten och på morgonen och med en kraftig ökning under dagen (Figur 10). Skillnaderna mellan de lägsta och de högsta värdena under ett dygn är upp till 400 mg/L. Detta är en ökning på 100 %. Kväve- och fosforfraktionerna är lägre under dagtid och ökar sedan kraftigt på kvällen för att nå ett maximum kring klockan 5 på morgonen (Figur 11 och 12). Detta resulterar i stora variationer på COD/tot-P kvoten, som vid sin topp på dagen har värden på ca 65, vilka under natten sjunker ner till ca 40 (Figur 14). Medelvärdet från de fem dyggen var en COD/tot-P kvot på 56.



Figur 10. Variationer på inkommande (ofiltrerad) COD-halt under ett dygn



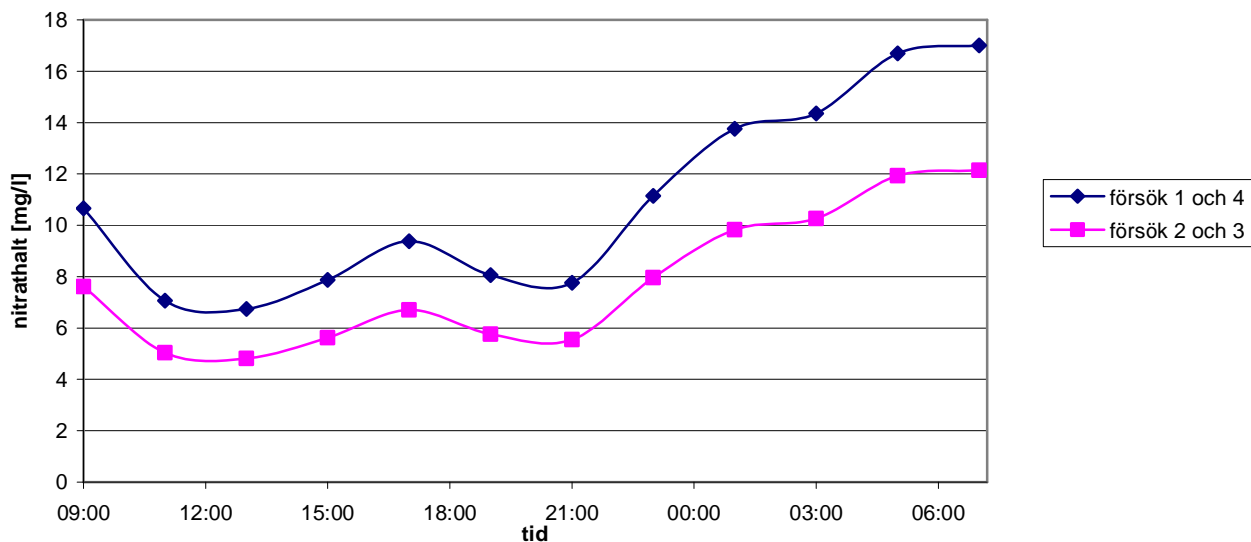
Figur 11. Variationer på inkommande PO₄-P-halt under ett dygn.



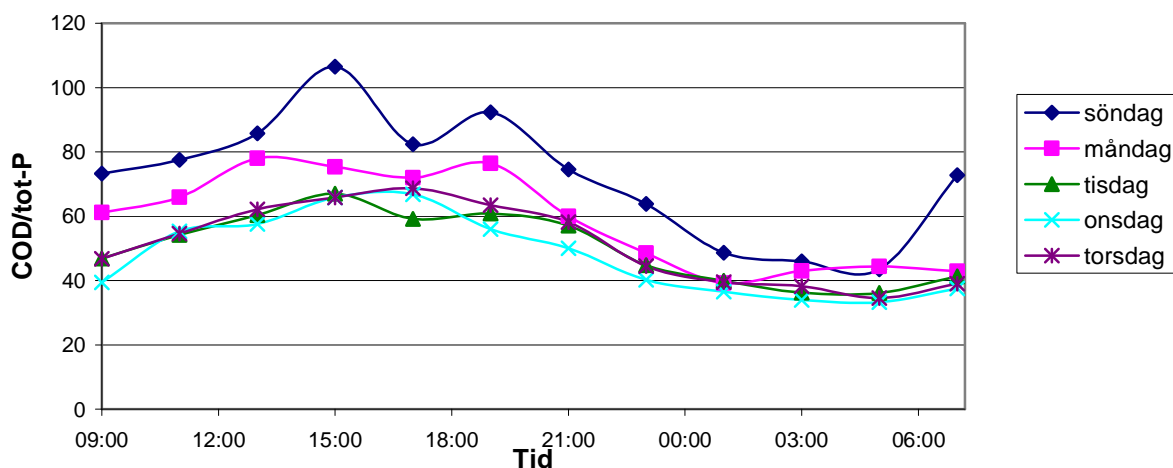
Figur 12. Variationer på inkommande ammoniumhalt under ett dygn.

Nitratreduktion

Ekvation 8 för teoretisk nitratreduktion kan användas för att räkna ut en teoretisk utgående nitrathalt under det olika försöksperioderna. Vid insättning av inkommande ammoniumhalter från Figur 12 fås en teoretisk utgående nitrathalt enligt Figur 13. Detta kan jämföras med den reella utgående nitrathalten, Figur 17. De stora variationerna under dygnet på det inkommande vattnet kan förklara de stora variationerna på de utgående halterna. Variationerna på det utgående vattnet är dock inte lika stora vilket kan bero på utblandningseffekten från recirkulationerna under processen.



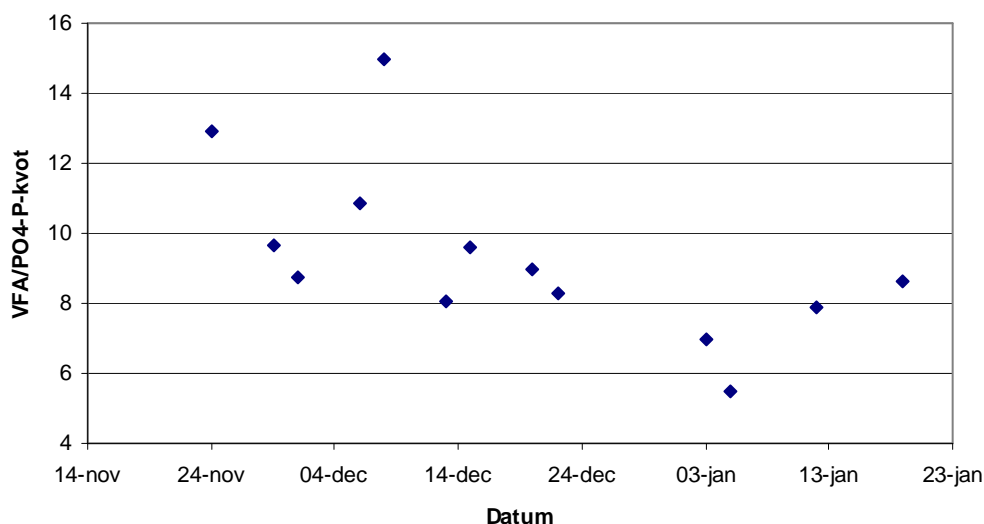
Figur 13. Teoretisk utgående nitrathalt från måndagsdygnet.



Figur 14. Variationer på (ofiltrerat prov) COD /tot-P kvot under ett dygn.

6.1.2 Stickprov

Under försöksperioden togs stickprov i försedimenteringen som analyserades på VFA- och fosfathalt. I Figur 15 visas resultatet från dessa mätningar. Stickprovet togs på förmiddagen (ca 10:00) och som framgår av Figur 14 är detta en tidpunkt med en låg COD/Tot-P kvot. Detta tyder på att även VFA/PO₄-P kvoten är låg vid denna tidpunkt eftersom VFA och COD halterna är korrelerade. COD/Tot-P kvoten ökar under dagen från ca 45 vid 10-tiden till ca 65 under eftermiddagen/kvällen. Detta är nästan en 50 % -ig ökning och om VFA/PO₄-P kvoten ökar lika mycket skulle det betyda en ökning från 8-12 till 12-18. Elfving (2005) räknar ut en korrelation mellan löst COD och VFA. Då korrelationen används med COD-värden från intensivprovtagningen fås en teoretisk VFA/PO₄-P kvot (Bilaga F) som varierar mellan 10 och 30 under dagen.



Figur 15. Kvoten VFA/PO₄-P i försedimenteringen från stickprov.

6.1.3 Utgående halter från onlinemätare

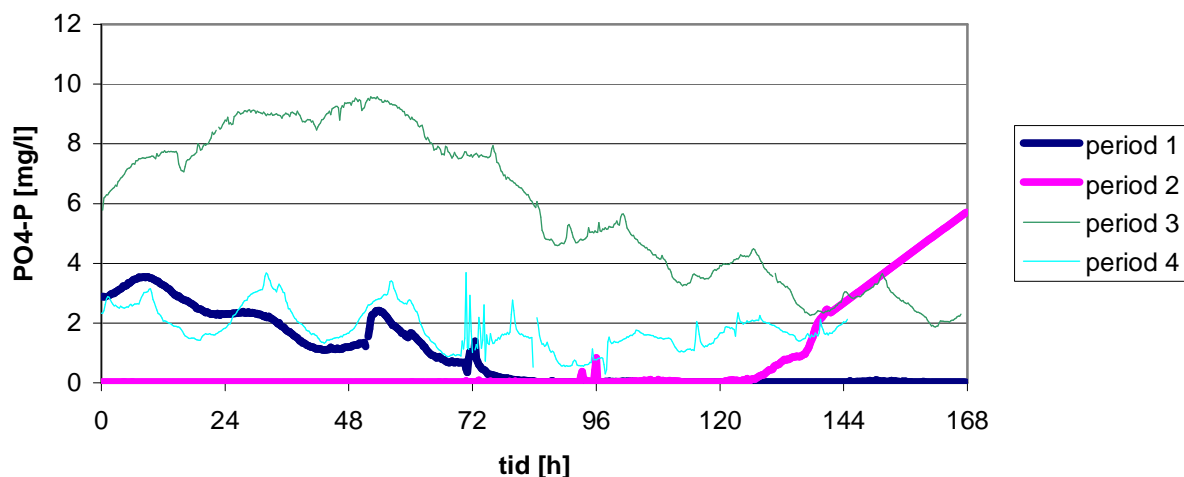
I figur 16 och 17 visas resultaten från utgående fosfat- och nitrathalt från de 4 försöksperioderna. Försöksperioderna startade på respektive fredag eftermiddag. Belastningen på processen är högre under helgerna vilket resulterar i högre utgående halter i början på försöksperioden. Inställningarna för de olika perioderna var följande.

Period 1: Bio-P recirkulation 1,2 m³/h, nitratrecirkulation 3,6 m³/h

Period 2: Bio-P recirkulation 1,2 m³/h, nitratrecirkulation 6 m³/h

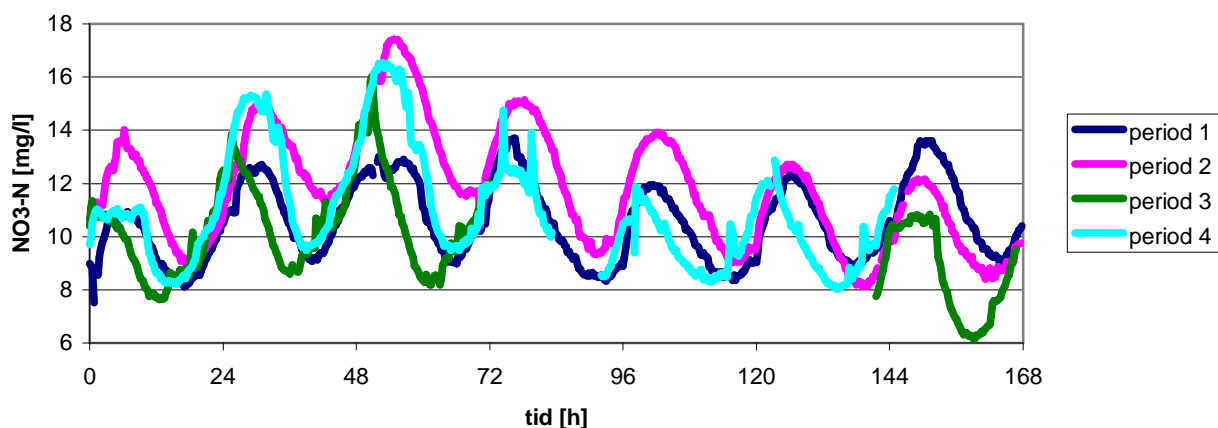
Period 3: Bio-P recirkulation 2,4 m³/h, nitratrecirkulation 6 m³/h

Period 4: Bio-P recirkulation 2,4 m³/h, nitratrecirkulation 3,6 m³/h



Figur 16. Fosfatkoncentration under period 1-4

Nitrathalterna varierar kraftigt under dygnet, se Figur 17. Under period 1 var nitrathalterna relativt jämnhöga under veckan. När nitratrecirkulationen ökade i period 2 ökade nitrathalten i början av veckan vilket sannolikt beror på att allt nitrat inte hann denitrifieras i den anoxa zonen. Värdena minskade sedan i slutet av veckan och var under de sista dagarna lägre än period ett, vilket är i enlighet med teorin (Ekvation 8). I period 3 var nitrathalterna höga i början av veckan och tyvärr saknas mätvärden för ett antal dagar i mitten av veckan. Under de sista dagarna hade nitrathalten minskat och var lägre än de båda föregående perioderna. När sedan recirkulationen minskades igen i period 4, ökade även nitrathalten.



Figur 17. Nitratkoncentration under period 1-4

Den utgående ammoniumkoncentrationen var under alla fyra försöksperioder mycket låg, (<0,1) vilket tyder på att det var tillräckligt med luftning för fullständig nitrifikation. Anledningen till att fortsätta ha en hög luftning är för att uppnå ett effektivt fosforupptag i de aeroba reaktorerna.

6.1.4 Medelvärden

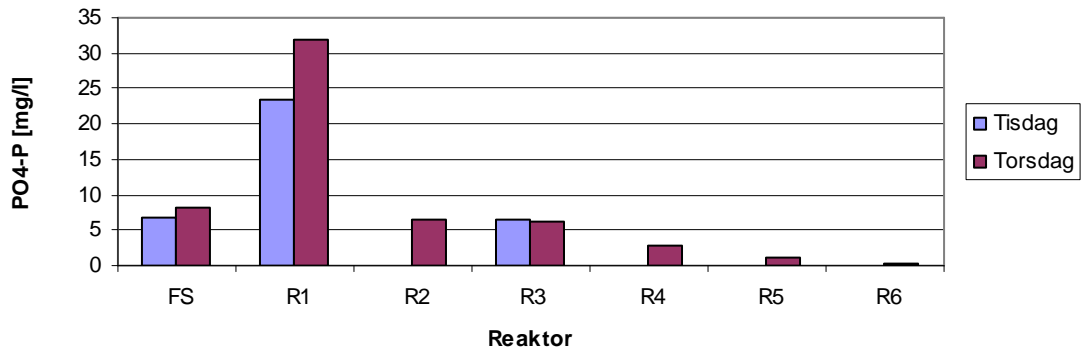
Det tar ett tag innan processen ställer in sig och det är därför intressantare att jämföra värdena från de sista två dagarna av försöksperioden. Dessa resultat redovisas i Tabell 10.

Tabell 10. Medelvärden på utgående halter från onlinemätare

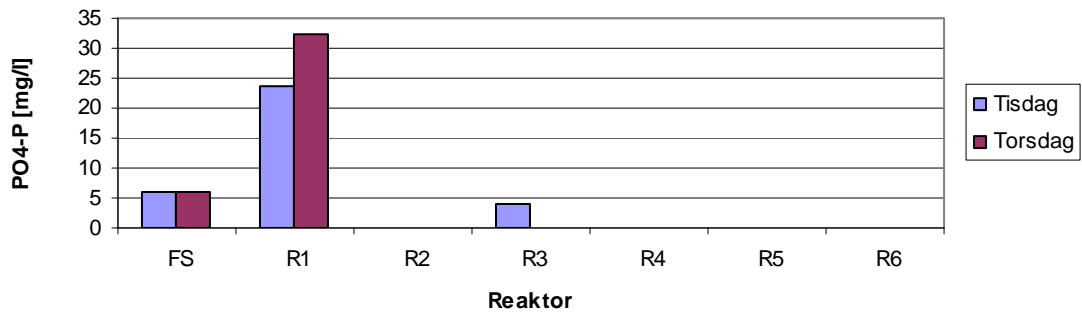
Period	Hela perioden			Två sista dagarna		
	Fosfat [mg/l]	Nitrat [mg/l]	Ammonium [mg/l]	Fosfat [mg/l]	Nitrat [mg/l]	Ammonium [mg/l]
1	0,89	10,5	0,23	0,03	10,83	0,10
2	0,81	11,85	0,10	2,79	10,40	0,09
3	5,93	9,91	0,09	3,01	8,58	0,09
4	1,83	11,19	0,09	1,60	9,68	-

6.1.5 Fosfatprofiler

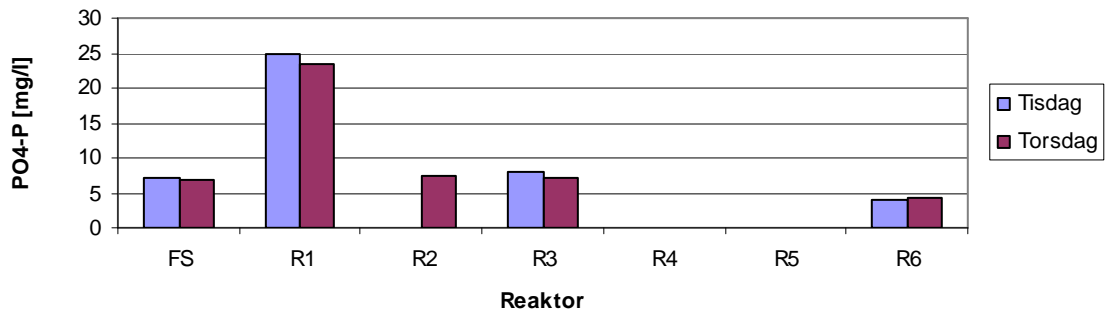
I fosfatprofilerna ses hur fosfatmängden ökar i den anaeroba zonen (R1) där fosfatsläppet sker. Att sedan fosfathalten minskar i den första anoxa zonen (R2) beror främst på utspädning från recirkulationsflödet från reaktor 6, men även där kan ett visst fosfatupptag ske. Minskningen i reaktor 4, 5 och 6 beror på fosfatupptaget som sker i den aeroba miljön. Eftersom luftningen har hållits konstant under försöket på 3 mg/L antogs att minskningen i R4 och R5 var linjär. Det visade sig även att fosfathalten i R2 och R3 var samma under ett flertal mätningar vilket resulterade i att dessa prover endast togs en gång i veckan. Mätningarna från tre av de fyra perioderna visar att fosfatsläppet är något större vid provtagningen på torsdagen än på tisdagen, vilket kan ha flera orsaker. En trolig orsak är att högre inkommande halter ammonium under helgen resulterat i att större mängder nitrat recirkulerats och kommit in i anaerobzonen och därmed minskat fosfatsläppet. Vid jämförelse av de två anoxa reaktorerna R2 och R3 sker inte något stort fosforupptag där, vilket kan bero på att det lättillgängliga organiska materialet tagit slut.



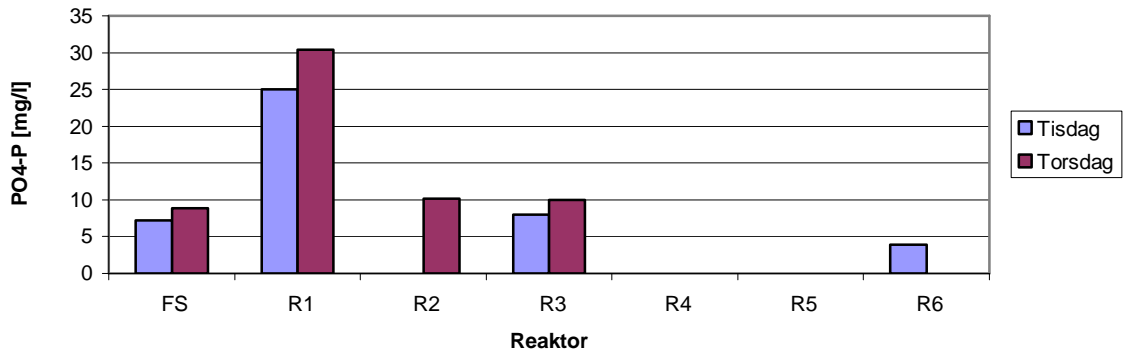
Figur 18. Fosfatprofil under period 1.



Figur 19. Fosfatprofil period 2.



Figur 20. Fosfatprofil period 3.



Figur 21. Fosfatprofil period 4.

6.1.6 Nitrathalt

En låg nitrathalt i reaktor 3 är ett tecken på att uppehållstiden i den anoxa zonen är tillräckligt lång för att allt nitrat ska hinna denitrifieras. Detta är önskvärt så att en minimal mängd nitrat recirkuleras till den anaeroba zonen. Under period ett, tre och fyra var nitrathalten under detektionsgränsen på 0,2 mg/L vid båda mättillfällena. I period två var nitrathalten vid första mättillfället 12,7 mg/L men minskade vid nästa tillfälle till 2,9 mg/L.

6.1.7 Aktivitetsmätningar

Aktivitetsmätningar på slammet utfördes vid ett antal tillfällen under perioden (Bilaga H). Vid aktivitetsmätningarna mättes nitrifikationshastighet, denitrifikationshastighet och släpp- och upptagshastighet för fosfat. Aktivitetsmätning utförd 051212 ger släpphastigheten 7,8 g PO₄-P/(kgVSS×h) och upptagshastigheten 2,6 g PO₄-P/(kgVSS×h). Detta kan jämföras med försök utförda på Käppalaverket med Bio-P slam som gav en släpphastighet på 16,5 g PO₄-P/(kgVSS×h) (Borglund, 2004).

060113 var släpphastigheten 3,1 gP/(kgVSS×h) och upptaget var 1,5 gP/(kgVSS×h), vilket tyder på försämrade förutsättningar för biologisk fosforering.

6.1.8 Slamhalt

Slamhalten i R1 ökade från 800 mg/L i period 1 till 2400 mg/L i period 4, (Bilaga F) vilket gör det svårt att jämföra perioderna. Enligt litteraturen kan en låg slamhalt i den anaeroba zonen vara ett av problemen vid UCT-processen.

Slamåldern under försöket

Slamåldern under försöksperioden räknades ut enligt Ekvation 7 med följande approximativa slamhalter: R6≈3000 mg/L, ÖS≈8000 mg/L, Utgående vatten från ES≈2 mg/L.

Slamålder i den luftade zonen

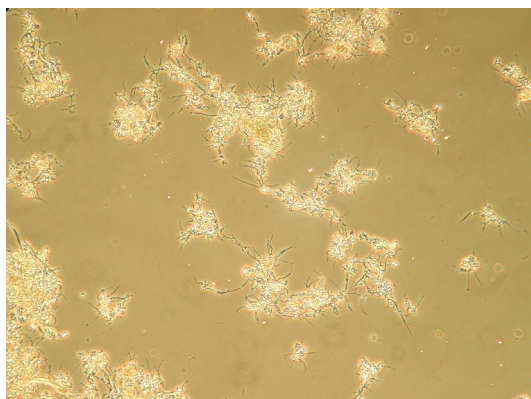
$$\frac{13,5 \cdot 3000}{0,24 \cdot 8000 + 28,8 \cdot 2} \approx 20,5 \text{ dygn} \quad (13)$$

Slamåldern i R6

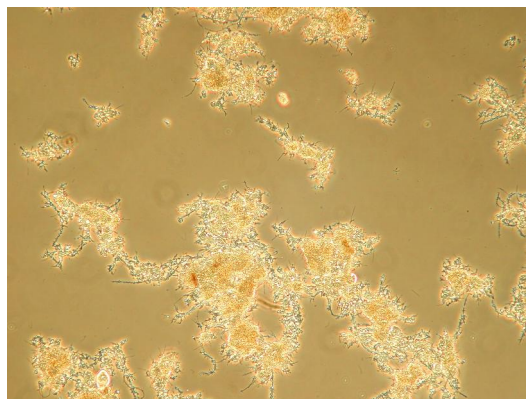
$$\frac{4,5 \cdot 3000}{0,24 \cdot 8000 + 28,8 \cdot 2} \approx 6,8 \text{ dygn} \quad (14)$$

6.1.9 Mikroskopering

Mikroskopering av Bio-P slammet genomfördes vid ett antal tillfällen under försöksperioden vid Henriksdals laboratorium. Vid mikroskopering kan slammets kvalitet bedömas, bland annat kan slammets struktur påvisa filamentbildning. Filamentösa bakterier håller samman de nödvändiga flockarna, men vid för höga halter kan de motverka flockbildning vilket resulterar i dåliga slamegenskaper. Vid mikroskopering kan även mängden bakterier och högre stående djur som protozoer och klockdjur undersökas. I början av försöksperioden (051116) var slammet av god kvalitet. Under den senare delen av försöksperioden (060203) hade det uppkommit skumbildning i de luftade reaktorerna vilket tyder på dåliga bakteriekulturer. Mikroskoperingen som utfördes denna period uppvisade filamentbildning och det visade sig att filamentösa skumbildande bakterier av släktet *nocardia* hade kommit in i processen.



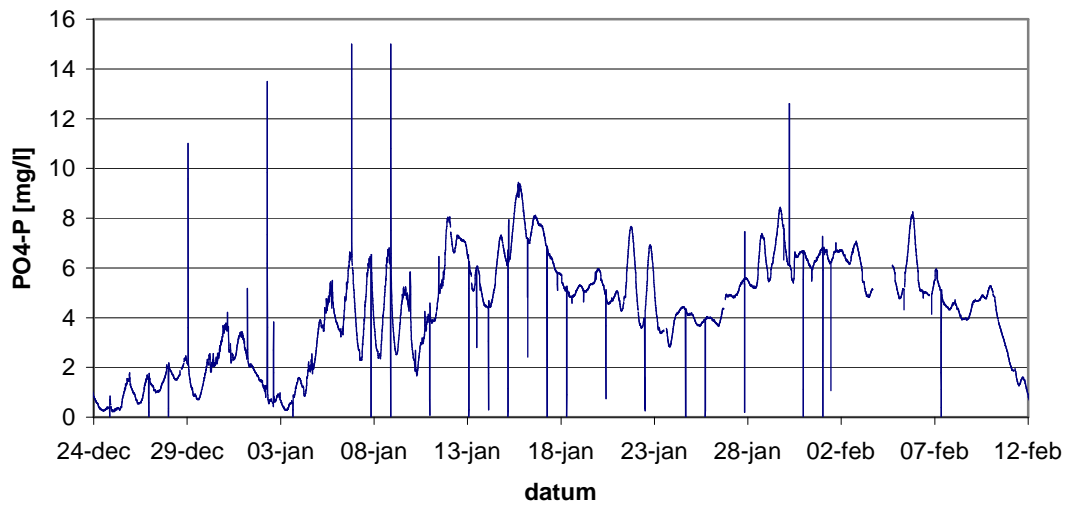
Figur 22. Mikroskoperingsfoto från 051116.



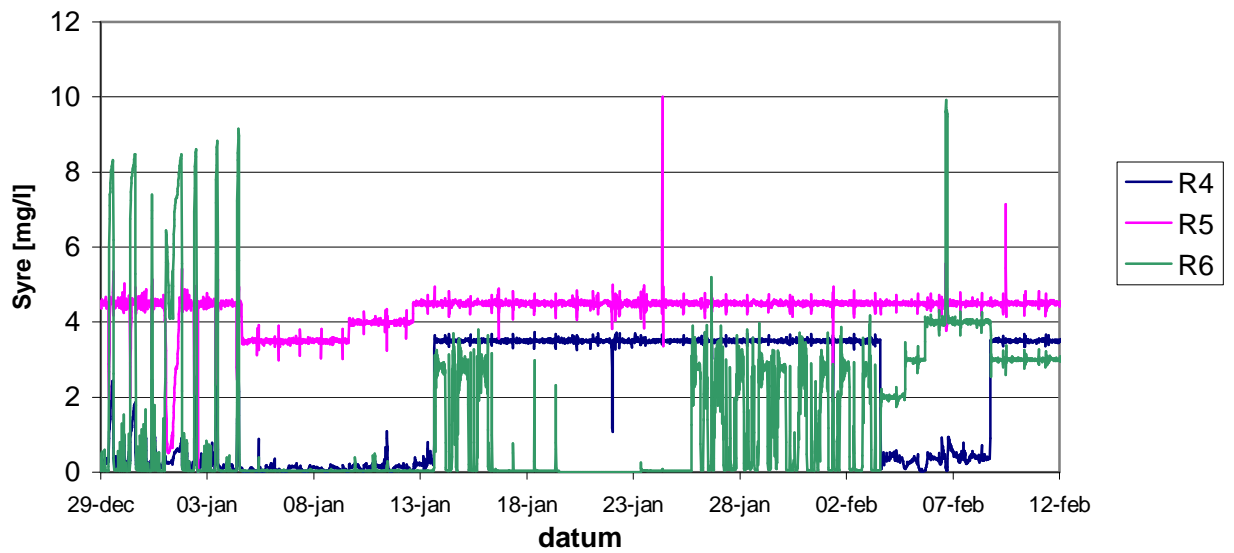
Figur 23. Mikroskoperingsfoto från 060203.

6.2 RESULTAT FRÅN VOLYMSTYRNING

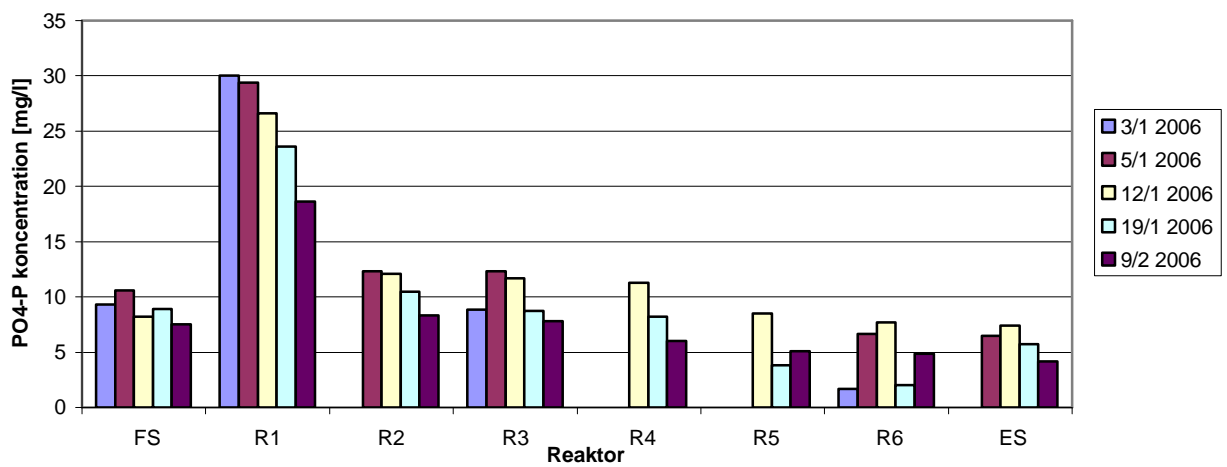
Perioden med volymstyrning gav höga halter utgående fosfat (Figur 24). Fosfathalterna ökade kontinuerligt mellan 051222 och 051231. Detta kan ha påverkats av att det var helgdagar vilket ökar belastningen på systemet. Att fosfathalten sedan minskade drastiskt kring årsskiftet beror sannolikt på att mycket etanol och annat organiskt material kom in i processen från hushållsvattnet under en kort period (Björleinius, pers. kom.). De utgående fosforhalterna låg sedan på en mycket hög nivå (>3 mg/l) under hela januari fram till mitten av februari då natriumacetat tillsattes i försedimenteringen under en kort period. I fosfatprofilerna ses att fosfatläppet minskar under hela perioden. Fosfatprofilen från 060119 visar det bästa fosfatupptaget i R4 och R5 (Figur 26). Under denna period var luftningen i R6 avstängd vilket resulterade i ett fosfatläpp i eftersedimenteringen på grund av den låga syrehalten.



Figur 24. Utgående fosfathalt under period med volymstyrning



Figur 25. Syrehalter i reaktor 4, 5 och 6 vid volymstyrning

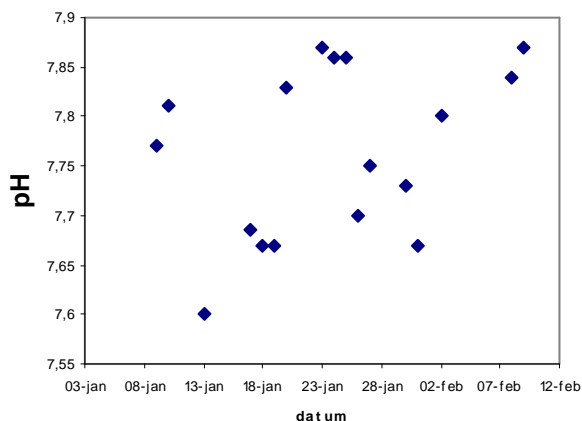


Figur 26. Fosfatprofiler från linje 1 under perioder med volymstyrning, 2006.

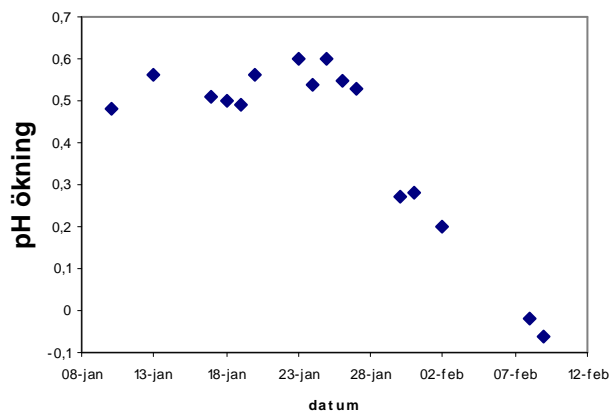
6.3 STRUVITFÄLLNING

6.3.1 Koldioxidstripping

Figur 27 visar att pH-värdet på det obehandlade rejektivattnet i rejeqvattentanken låg mellan 7,6 och 7,9. Detta är för lågt för att struvit ska kunna fällas ut. Koldioxidstrippingen i strippinganordningen bidrog totalt med en ökning på ca 0,5-0,6 pH-enheter under den första tiden (Figur 28). Detta gav ett pH värde efter strippingen mellan 8,1 och 8,4.



Figur 27. pH värde i rejeqvattentank.



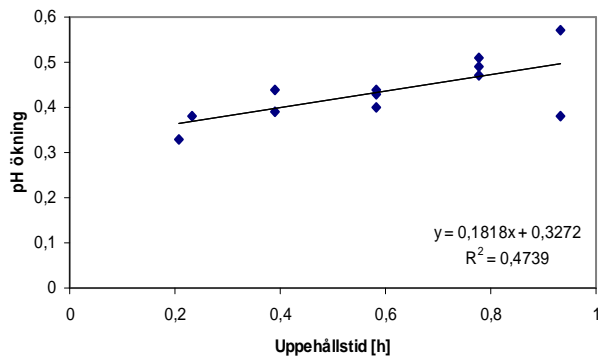
Figur 28. Total pH ökning.

pH-ökning i cylindrar

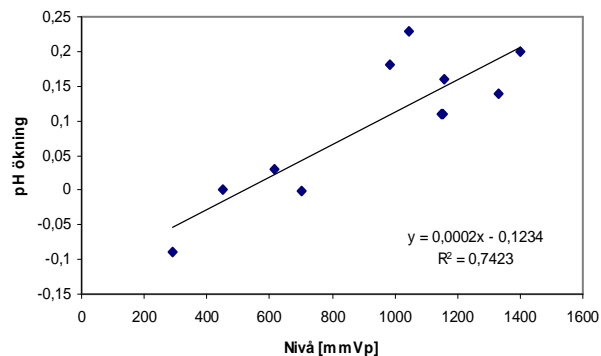
Figur 29 visar pH-ökningen i förhållande till uppehållstiden i cylindern. En längre uppehållstid ger en större pH-ökning vilket även var slutsatsen i Heldts (2005) rapport. Uppehållstiden kunde inte ökas ännu mer på grund av att flödet från rejeqvattentanken skulle hållas tillräckligt högt så att tanken tömdes innan nytt rejektivatten fylldes på från centrifugen.

pH-ökning i strippingtank

Figur 30 visar att pH-höjningen i strippingtanken beror på vattennivån i tanken. Har man för låg nivå kan det leda till att man får en pH-sänkning istället för en pH-ökning. Detta är samma slutsats som Heldt (2005) gjorde under sina försök med koldioxidstripping. Vid dimensionering av en strippinganordning är det viktigt att ha en hög vattennivå hela tiden. Uppehållstiden i strippingtanken påverkar troligtvis också pH-ändringen men har inte beaktats i denna undersökning.



Figur 29. pH-ökning i cylinder.



Figur 30. pH-ökning i strippingtank.

Ammoniumreduktion

Under den sista tiden av försöksperioden minskade pH ökningen drastiskt (Figur 28). Detta beror på ammoniumreduktion och kan ha 3 möjliga orsaker:

- Struvitfällning i cylinder och matavfallstanken
- Ammoniumstripping
- Nitrifikation

Slumpvis tagna stickprov visar att ammoniumreduktionen kan vara upp till 30 %. Den stora spridningen i reduktion kan bero på att spolvatten tillförs i rejektvattentanken efter centrifugering, vilket har en spädande effekt på ammoniumkoncentrationen. De stora reduktionerna tyder på att det antingen sker en struvitfällning under koldioxidstrippingen eller att det sker nitrifikation eller ammoniumstripping. Att det sker en viss utfällning i cylindern kan man visuellt se på cylinderkanterna där det har bildats ett tunt lager struvitfällning.

Tabell 11. Ammoniumreduktion vid koldioxidstripping

Datum	NH ₄ rejektvattentank [mg/L]	NH ₄ Strippingtank [mg/L]	Reduktion [mg/L]	Mol reduktion [mol/L]	Reduktion [%]
13/1	139	134	5	0,0003	3,5
24/1	208	160,4	47,6	0,0026	22,9
26/1	228	158,0	70	0,0039	30,7
27/1	232,4	164,4	68	0,0038	29,3
9/2	157,6	130,4	27,2	0,0015	17,3

Tabell 12. Fosfatreduktion vid koldioxidstripping.

Datum	PO ₄ -P Rejektvattentank [mg/L]	PO ₄ -P Strippingtank [mg/L]	Reduktion [mg/L]	Mol reduktion [mol/L]	Reduktion [%]
13/1	67,2	55,2	12	0,0004	17,9
27/1	86,8	68,4	18,4	0,0006	21,2
9/2	76	74,4	1,6	0,00005	2,1

Då struvitfällningen teoretiskt fälls ut i molkvoten 1:1:1, kan man här konstatera att den mesta ammoniumet inte fälls ut som struvit i koldioxidstrippingen utan att den troligtvis strippas bort som ammoniak eller att det sker denitrifikation i strippingtanken. Att en del strippas bort kan man även känna på dofterna i närheten av anordningen. Mängden kväve som strippas eller nitrifierats bort blir den totala mängden reducerad ammonium minus den utfällda delen. Den 27 januari var molmängden strippad eller nitrifierad ammonium: $0,0038 - 0,0006 = 0,0032$ mol/L. Detta motsvarar $0,0032 \text{ mol/L} \times 18000 \text{ mg/mol} = 57,6 \text{ mg/L}$. Andelen som nitrifieras eller strippas bort är då $57,6/232,4 = 0,248$, dvs ca 25%.

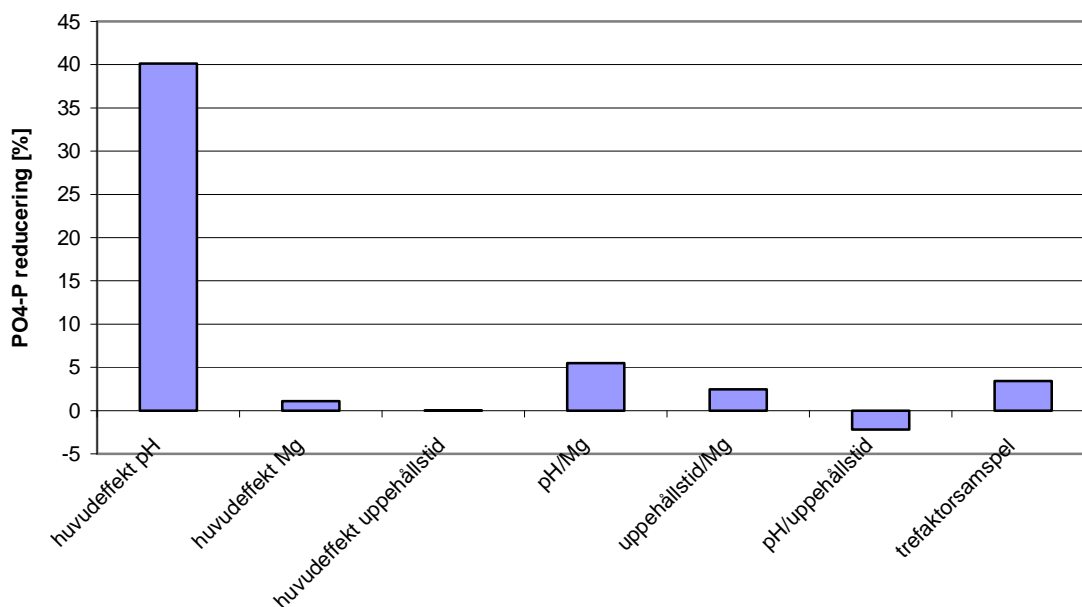
Stickprover på nitrat togs den 9:e februari i rejektvattentanken och i tanken med koldioxidstripping för att undersöka förekomsten av nitrifikation. Resultatet var att ca 8 % av ammoniumet (Bilaga C) hade nitrifierats i tanken. Anledningen till detta kan vara att rejektvattnet under denna tidsperiod innehöll mer suspenderat material, och kunde därmed bli en groplats för mikroorganismer, däribland nitrifierare.

6.3.2 Struvitfällningen

Tabell 13. Resultat från struvitfällningsförsök.

		1	2	3	4	5	6	7	8
Datum		19/1	20/1	25/1	25/1	27/1	30/1	31/1	9/2
pH		8	8,7	7,8	8,9	8,9	7,7	8,9	8,0
Uppehålls-tid [h]		4,6	4,6	7,2	7,2	7,2	4,6	4,6	7,2
Mg/P-kvot		1	1	1	1	2	2	2	2
In [mg/L]	PO ₄ -P	61,6	68,4	65,6	66	68,4	76,4	76,4	76
	NH ₄ -N	149,6	182	138,4	138,4	164,4	144,4	146	157
	Mg ²⁺	<3	<3	-	-	-	-	-	-
Ut [mg/L]	PO ₄ -P	32,4	8,44	32,4	13,4	5,44	42,8	8,88	41,6
	NH ₄ -N	130,4	138	134	119,4	118	148,4	121	116
	Mg ²⁺	24,9	11	24,1	1,74	46,4	117	11,3	18,8
Reduktion [%]	PO ₄ -P	47,4	87,7	50,6	79,6	82,0	44,0	88,4	45,3
	NH ₄ -N	12,8	24,2	3,2	13,6	28,2	-2,77	17,1	26,1

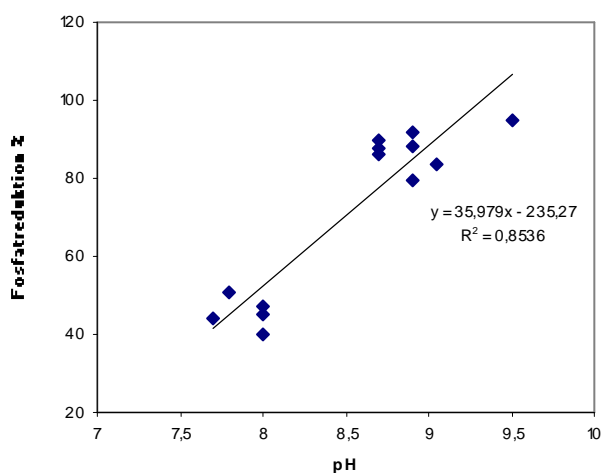
Genom att räkna ut huvudeffekterna för påverkan av de tre faktorerna och deras inbördes samspel ses vilken parameter som har störst betydelse för fosfatreduktion se Figur 31. En ökning från en låg till en hög pH-nivå leder till att reduktionen i snitt ökar med 40 %-enheter. En ökad magnesiumdosering har endast effekt om det sker vid ett högt pH-värde.



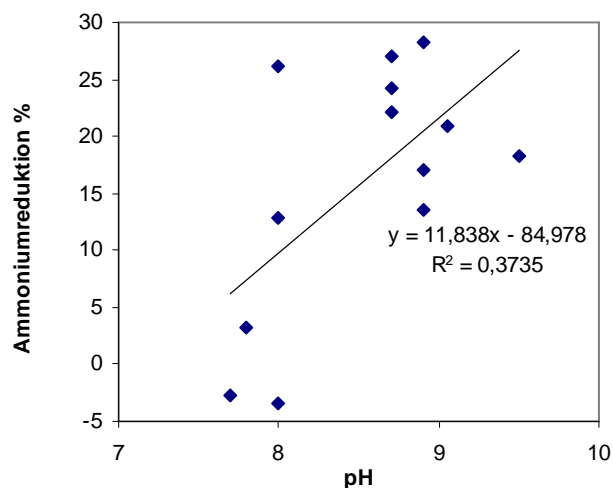
Figur 31. Huvudeffekter och samspelseffekter vid struvitfällning.

pH

Effekten av pH är den överlägset största för en hög fosfatreduktion och sambandet mellan pH och fosfatreduktion kan ses i Figur 32. Här har inga hänsyn tagits till inverkan av andra faktorer, då dessa verkade vara obetydliga. Den maximala reduktionen uppgick till 92 % då pH var 9,5. Heldt (2005) fick en maximal reduktion på 94 % och Yoshino m.fl. (2003) fick en reduktion på 92 % vilket indikerar att det är så långt man kan nå med struvitfällning.



Figur 32. Fosfatreduktion.



Figur 33. Ammoniumreduktion.

Halten ammonium i rejektvattnet är betydligt högre än halten fosfat vilket orsakar en betydligt mindre procentuell ammoniumreduktion. Här ses inte heller ett lika tydligt samband mellan pH-ökning och reduktion. Ett antal punkter ligger på en negativ reduktion vilket antyder att den uppmätta halten ut från struvitfällningstanken är större än den inkommande. Detta betyder dock inte att inget ammonium fällts ut utan beror troligtvis på mätosäkerhet/mätfel. En annan förklaring kan vara att det var höga halter ammonium kvar i tanken, jämfört med den inkommande ammoniumhalten.

Mg-dosering

Magnesiumdoseringens påverkan på reduceringen har inte varit så stor. Den teoretiska Mg/PO₄-P kvoten på 1, som borde vara tillräcklig, går det att få en hög reducering på ca 80 %. En felkälla vid magnesiumdoseringen är att det kan finnas magnesium kvar i tanken som påverkar reduktionen. Doseringen av magnesium försvårades av att pumpen hade stora variationer vid en och samma inställning. Detta resulterade i att doseringen utfördes för hand. Överdosing av magnesium skedde främst när man hade ett lågt pH, vilket medförde en dålig fällning. Utgående magnesiumhalt vid förhållandet 1:1 uppgick då till ca 25 mg/L vilket kan jämföras med halter på 1,74 mg/L och 11 mg/L vid höga pH. Vid dosering med ett förhållande på 2:1 var det stora variationer i utgående halter, med en maximal overdosing på 117 mg/L vid lågt pH och 46 mg/L vid högt.

Magnesiumpåverkan på Bio-P processen

För att hinna tömma rejektvattentanken mellan centrifugeringarna måste rejektvattnet pumpas med ett flöde på ca 400ml/min, vilket motsvarar 24 L/h eller 0,024 m³/h. Om allt rejektvatten behandlas i struvitanläggningen och sedan återförs till Bio-P processen motsvarar detta flöde endast 2 % av det inkommande flödet (1,2 m³/h). Om magnesiumhalten överdoseras till en koncentration på 50 mg/L från struvitfällningstanken blir detta endast ett tillskott på ca 1

mg/L i Bio-P processen. Inkommande magnesiumhalt till Sjöstadsverket under 2004 var i medel 6,1 mg/L. I en Bio-P process är det optimalt att ha ett molförhållande på 3:1:1 (P: Mg: K) i aerobzonen eller en kvot på Mg/P: 0,71 , K/P: 0,5 och Ca/P: 0,25.

Uppehållstid

Uppehållstiden i struvitfällningstanken var den faktor som hade minst betydelse. Ökningen från 4,6 till 7,2 timmar hade en obetydande effekt på reduktionen. Uppehållstiden kan troligtvis minskas så att en större mängd rejektivatten kan behandlas i varje cykel.

TS-halt

TS halten i struvitfällningstanken och i den utfällda struviten mättes vid ett tillfälle den 24 januari. TS halten i tanken var då ca 0,1 % och TS halten i den sedimenterade struviten låg på ca 19 %. Detta kan jämföras med en TS halt på 25 % från tidigare försök (Heldt, 2005).

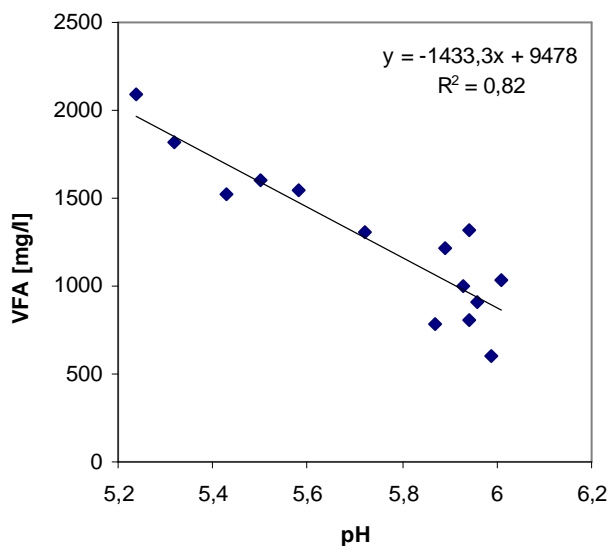
Total fosforreducering

Vid rejektivattenbehandling av allt rejektivatten fås en total mängd rejektivatten som kan behandlas på 0,024 m³/h. Rejektivattnet har en fosfathalt på ca 70 mg/L (Tabell 13). Detta ger en behandlad fosfatmängd på 24 L/h×70 mg/L=1680 mg/h=1,68g/h. Inkommande fosfathalt är ca 11mg/L och flödet 1,2 m³/h. Detta ger mängden 11mg/L×1200 L/h=13200mg/h=13,2 g/h. Den andel av totalt inkommande fosfat som kan behandlas genom struvitfällning blir då 1,68/13,2=0,127, dvs ca 13 %. Vid en 90%-ig reduktion får man en total fosforreduktion på ca 12%.

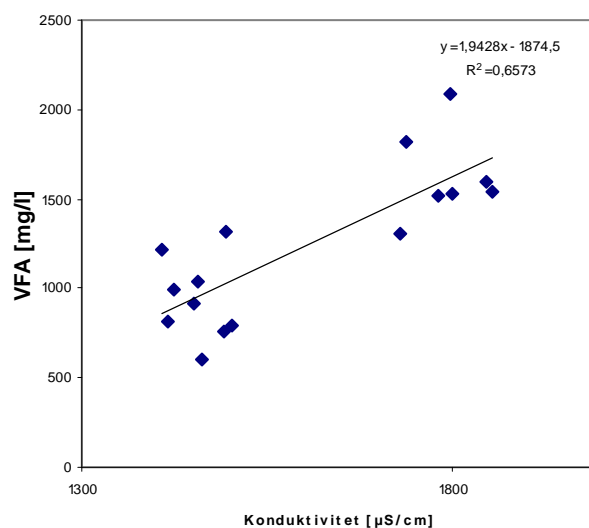
6.4 HYDROLYS

6.4.1 Korrelation

Korrelationen mellan parametrar som är lätta att mäta, t.ex. med hjälp av onlinemätare, och parametrar som är mer svårsmätta, är intressant för att kunna få en process som lätt går att övervaka och styra. I hydrolystanken önskas en korrelation med VFA hittas. Provtagningar på VFA har jämförts med pH och konduktivitet i hydrolystanken. Korrelationen mellan pH och VFA var större än korrelationen mellan konduktivitet och VFA (Figur 34 och 35). Detta är tvärtom tidigare resultat från Sjöstadsverket (Elfving, 2005).



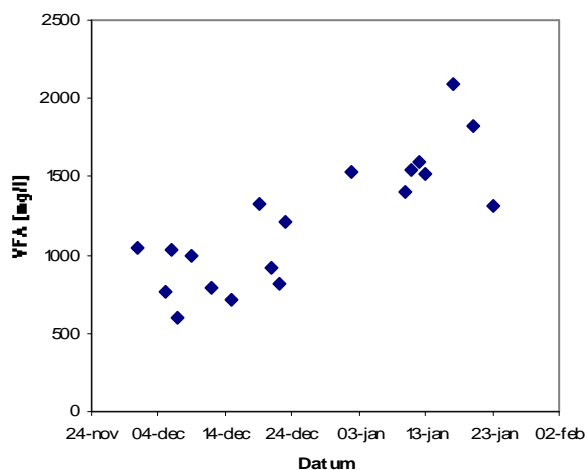
Figur 34. Korrelationen VFA /pH.



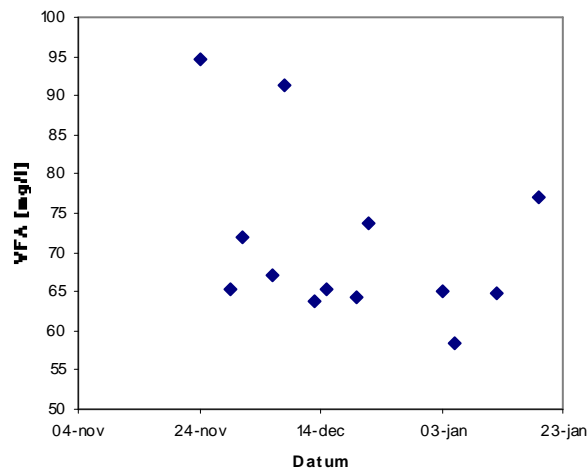
Figur 35. Korrelation VFA /konduktivitet.

6.4.2 VFA

VFA halten i hydrolystanken ökade under hela december och början på januari från mellan 500-1000 mg/L till över 1500 mg/L. Trots detta ökade inte VFA-halten i försedimenteringen avsevärt (Figur 36 och 37). En viss ökning kan ses under januari månad men dessa mätpunkter är för få för att man ska kunna dra någon slutsats. Att inte VFA-halten i försedimenteringen ökar mer kan tyda på att bidraget från hydrolystanken till försedimenteringen är för litet, beroende på att flödet från hydrolystanken är för litet, se Ekvation 15.



Figur 36. VFA- koncentration i hydrolystanken.



Figur 37. VFA i försedimenteringen.

VFA bidraget från hydrolysen kan räknas ut på följande sätt (Elfving, 2005):

$$VFA - bidrag = \frac{Q_H \cdot VFA_H}{Q_{FS} \cdot VFA_{FS}} \cdot 100$$

$H = hydrolysis$

(15)

$FS = försed.$

Flödet från hydrolysen in till försedimenteringen var 0,007 m³/h och flödet genom försedimenteringen in till biosteget var 1,2 m³/h då överskottsslamflödet försumrades. VFA-halten i försedimenteringen låg som medel runt ca 65 mg/L och VFA-halten i hydrolystanken varierade kraftigt men med ett medel på ca 1000 mg/L. Insättning i Ekvation 15 ger ett VFA-bidraget till försedimenteringen på ca 9 %. Detta kan jämföras med tidigare resultat på ca 4-6 % då flödet genom hydrolysen var mindre (Elfving, 2005). Bidraget på 9% från hydrolysen in till försedimenteringen blir 0,09×65mg/L = 5.85 mg VFA/L.

6. 5 FELKÄLLOR

Onlineinstrumentet som mätte halterna på det utgående vattnet (Bran Luebe) var inte helt pålitligt. Periodvis saknas mätvärden helt och dessutom kunde det fastna suspenderat material i slangarna vilket medförde felaktiga mätvärden. Alla onlineinstrument skulle kalibreras regelbundet, vilket emellanåt blev eftersatt och medförde att felaktig data insamlades.

Kyvetttesterna som utfördes på Sjöstadsverket visade inte samma fosfat- och totalfosforhalt som analyserna från Stockholm Vattens ackrediterade laboratorium.

Det var svårt att hålla ett konstant pH-värde i struvitfällningstanken, beroende på att inkommande pH i rejektvattnet varierar vilket försvårade lutdoseringen.

Doseringen av magnesiumklorid i struvittanken kunde inte anpassas exakt efter den inkommande fosfathalten utan doserades efter ett medelvärde på fosfathalten i matavfallstanken.

7 DISKUSSION

7.1 METODVAL

Att göra faktorförsök på en aktivslamprocess var ett intressant experiment, dock var det svårt att utvärdera på grund av de korta försöksperioderna. Orsaken till de korta perioderna var framförallt tidsbrist då andra försök på linjen skulle hinna genomföras både före och efter faktorförsöket. Dessutom tog det tid för den praktiska omställningen till UCT och för slammet att växa till sig. I en aktivslamprocess är det många olika faktorer som påverkar och för att kunna göra en rättvis jämförelse mellan olika försöksperioder måste alla faktorer förutom de man testat vara konstanta. Detta är omöjligt att åstadkomma i en biologisk process då man använder sig av en levande bakteriekultur som förändras kontinuerligt. Genom försöket har man dock kunnat se att det är möjligt att få biologisk fosforering, och en indikation på hur olika samband hänger ihop. Vid en slutgiltig optimering skulle det krävas längre försöksperioder. Om man kontinuerligt förändrade en faktor i taget skulle det vara enklare att förstå vilken faktor som påverkar processen mest och därefter optimera processen. Volymstyrningen optimerades under en relativt kort försöksperiod och slamegenskaperna försämrades i början av perioden vilket resulterade i dåliga resultat från hela perioden.

7.2 UTVÄRDERING AV RESULTAT

UCT

Fosfathalten minskade i den första perioden till ett medelvärde som låg under målgränsen, dvs under 0,15 mg PO₄-P/L, under de två sista dagarna. Detta tyder på att den biologiska fosforeringen fungerade mycket bra under den här perioden. Det kan även bero på att slamhalten ökade i R1 under denna period, vilket i sin tur bidrar till att mer fosfat assimileras i bakterierna.

Att processen försämrades under period två berodde troligtvis på att nitrathalten i den anoxa zonen ökade. Anledningen till detta var att nitratrecirkulationen ökades från 300 % till 500 % av inkommande flöde vilket medförde att inte allt nitrat hann denitrifieras i de anoxa zonerna. Detta kan bero på att uppehållstiden var för kort eller att det inte fanns tillräckligt med kolkälla. Att nitrathalten minskade igen under period 3 kan bero på att processen har ställt in sig på den högre recirkulationen, bland annat genom tillväxt av denitrifierare.

Perioden med volymstyrning gav ett dåligt resultat med avseende på utgående fosfathalt. Den försämrade fosforeringen kan ha berott på en försämrad bakteriekultur vilken troligtvis uppkommit på grund av att slamåldern var för hög. Att dessutom slamkvaliteten försämrades under denna period kan bero på att slammet blev överluftat.

Struvitfällning

Resultatet från struvitfällningen visade att pH var den faktor som påverkade struvitfällningen mest. Många faktorer påverkade fällningen och alla faktorer undersöktes inte. Exempelvis varierades inte omrörningshastigheten och mängden grodd i struvittanken. Av den totala mängden fosfat som kommer in i processen kunde maximalt 13 % behandlas i struvitfällningen. Problemet med försöksupställningen var att det var svårt att få en korrekt lut- och magnesiumdosering eftersom dessa beror på det inkommande rejektvattnet. Optimalt skulle lutdoseringen vara reglerad efter inkommande pH så att ett konstant pH kunde hållas i struvitfällningstanken. På samma sätt skulle Mg-doseringen vara reglerad efter inkommande fosfathalt så att överdosering undviks. Struvitfällning som ett alternativ i framtiden för en fullskaleanläggning kräver att även kostnaderna för Mg-dosering och lutdosering undersöks.

Rekommenderad körning på struvitfällningen:

Då koldioxidstripping används för att höja pH-värdet bör det utföras i en hög cylinder, för att nå maximal pH höjning. Rejktvattnet bör vara filtrerat för att undvika suspenderat material som kan leda till denitrifikation vid strippingen. Ifall det krävs ytterligare pH-höjning bör lut doseras tills ett pH kring 9 i fällningstanken är uppnått. Magnesium doseras till en Mg:PO₄-P kvot på 1:1. För bästa reduktion bör mycket grodd sparas i fällningstanken. Dessutom är det viktigt att ha en utgående ventil från tanken som klarar en del igensättningar av struvit eftersom den nu var svår att tömma.

Hydrolysis

Inkommande vatten har en hög halt COD vilket är positivt för möjligheten att hydrolysera primärslam. Ifall den stora variationen i hydrolystanken, som under denna period låg mellan 500-2000 mg VFA/L, kunde undvikas och den maximala VFA-halten kunde hållas konstant skulle bidraget in till försedimenteringen ökas avsevärt. Vad den stora variationen i hydrolystanken beror på är oklart, eftersom uppehållstiden hölls konstant under hela perioden. Temperaturen är en faktor som är svår att reglera men en isolering av hydrolystanken kan lösa problemet delvis.

7.3 MÖJLIGHETER FÖR BIOLOGISK FOSFORRENING PÅ SJÖSTADSVERKET

Alternativet att i framtiden använda sig av biologisk fosforrening på ett fullskaleverk med avloppsvatten från Hammarby Sjöstadswerk verkar fullt möjligt. Det har gått att uppnå bra resultat periodvis och vid en längre optimeringsperiod skulle man troligtvis kunna få en stabilare process med ännu bättre resultat. Ett reningsverk med biologisk fosforrening kräver en ökad kunskap hos personalen om de mikrobiologiska processer som sker i aktivslamprocessen. Dessutom behövs ökad övervakning av processen än när kemisk fällning används. När fler reningsverk börjar använda Bio-P och de reningsverken som redan har Bio-P får större erfarenhet av drift kommer det vara enklare att använda sig av varandras erfarenheter. I linje med miljömålen för Hammarby Sjöstad är biologisk fosforrening ett miljövänligt alternativ eftersom man slipper använda sig av fällningskemikalier och på så sätt även får ett renare slam. Det krävs dock att man använder sig av hydrolysis av primärslam för att omvandla det organiska materialet till en mer lättillgänglig form. Hydrolysis processen är dock relativt enkel och lättstyrd med ett antal enkla parametrar att kontrollera för att nå en bra drift.

8 SLUTSATSER

8.1 BIO-P PROCESSEN

- Det går att få en fungerande Bio-P process med Sjöstadsvatten. Processen fungerade utmärkt periodvis med utgående halter under 0,15 mg/L (period 1). Perioderna var för korta för att processerna ska kunna ställa in sig. Detta resulterade i att det är svårt att dra några slutsatser om vilken period som var den bästa. Det var dessutom stora skillnader i början och i slutet på försöksperioderna.
- Inkommande VFA-halt till biosteget är något för låg för att mängden lättillgängligt organiskt material ska räcka till för att allt fosfor ska kunna tas upp med biologisk fosforrening. VFA/PO₄-P kvoten ut från försedimenteringern in till biosteget ligger mellan 8 och 10 vilket är för lågt om man jämfört med den rekommenderade kvoten på 10-20. De stora dygnsvariationerna på inkommande organiskt material resulterar i att halterna är tillräckliga under vissa timmar av dygnet men otillräckliga under vissa.
- Den höga kvoten COD/tot-P med ett medelvärde på 56 borde räcka som källa för organiskt material. Detta består av både svår- och lättillgängliga fraktioner organiskt material, men vid hydrolysering kan en del av de svårnedbrytbara fraktionerna brytas ner till VFA.
- Den ökade nitratrecirkulationen resulterade i en minskad utgående nitrathalt. Under en period var recirkulationen för stor för att allt nitrat skulle hinna denitrifieras vilket resulterade i att nitrat recirkulerade in till den anaeroba zonen. Det är viktigt att man mäter nitrathalten i den sista anoxa zonen för att undvika detta. Detta kan göras med stickprov eller alternativt med en online-redoxmätare som korrelerar till nitrathalten.
- Ammoniumhalten i det utgående vattnet var mycket låg i alla försök (<0,1), vilket betyder att luftningen var tillräcklig för nitrifikation då det luftades i alla 3 aeroba zoner. Det kan dock behövas en hög luftning för fosfatupptaget.
- Den stora förbättringen i processen vid tillsats av NaAc tyder på att bristen på kolkälla är en av faktorerna som påverkar Bio-P processen.
- Inga bra resultat från perioden med volymstyrning erhöles. Strategin måste utvärderas under en längre period för att kunna dra några slutsatser om dess lämplighet för syrereglering vid biologisk fosforrening.
- När recirkulationsflöden väljs i en framtida anläggning måste även energiförbrukningen från recirkulationspumparna räknas in, vilket inte har tagits med i beräkningarna.

8.2 STRUVITFÄLLNING

- Det går att få upp till 90 % reduktion av fosfat vid ett pH omkring 9,5 och en tillräcklig magnesiumdosering.
- pH-värdet i struvitfällningstanken var den överlägset mest betydande faktorn för fosfatreduktionen.
- Det går att uppnå en fosfatreduktion på cirka 80 % vid ett pH omkring 9.
- Det behövs inte en högre Mg-dosering än 1:1 för att få en bra reduktion vilket också gör att man undviker att få in magnesium i det biologiska reningssteget.
- Uppehållstiden behöver inte ökas, för det gav inte någon effekt för resultatet. Uppehållstiden kan troligtvis snarare minskas så att en större mängd rejekt kan behandlas i varje cykel.
- Ingen analys av struvitfällningen har gjorts. Enligt Heldt (2005) hade fällningen låga halter tungmetaller vilket gör den lämplig att användas som gödningsämne.

- Av den totala mängden inkommande fosfat är det endast 13 % som hamnar i rejektvattnet och har möjlighet att behandlas genom struvitfällning. Vid en 90 % reduktion av rejektvattnet ger detta en total fosfatreduktion på 12 %.

8.3 KOLDIOXIDSTRIPPING

- Koldioxidstripping fungerar som metod för att höja pH delvis. Den maximala pH-höjningen som gick att uppnå genom koldioxidstrippingstripping var 0,6 pH-enheter. Detta resulterade i ett rejektvatten med pH på ca 8,1 till 8,4. Längre uppehållstid i strippingcylindern skulle kunna ge en större pH ökning.
- Om man vill undvika lutdosering kan pH värden kring 8,4 ge en fosfatreduktion på ca 60 %.
- Det måste undvikas att suspenderat material kommer in till strippinganordningen för det kan leda till nitrifikation, och samtidigt en pH sänkning. Detta kan undvikas genom att ett sandfilter används för rejektvattnet.
- Hög nivå i strippingtanken är nödvändigt för att få en pH-ökning. Vid små rejektvattenflöden bättre med smal och hög tank för att på sätt undvika låga nivåer.
- Förlust av ammonium kan medföra en pH sänkning och motverka processen.

8.4 HYDROLYS

- Hydrolysen har fungerat bra under delar av försöksperioden. VFA koncentrationen ut från hydrolystanken uppgick till 1500 mg/L under de bästa perioderna. Detta bidrar dock endast till 9 % av VFA i försedimenteringen. Högre flöden krävs om man vill ha mer VFA från hydrolysen in till Bio-P processen.
- En hög korrelation mellan VFA-halt och pH i hydrolystanken har uppmätts.
- Om temperaturen är för låg i hydrolystanken kan detta påverka effektiviteten negativt, vilket kan undvikas om hydrolystanken värmeisolerats i framtiden.

9 REFERENSER

Artiklar, böcker och rapporter

- de Bashan L. E. och Bashan Y., 2004, *Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future as fertilizer (1997-2003)*, Water Research 38(2004) s.4222-4246
- Borglund A. M., 2004, *Kombinerad kemisk och biologisk fosforrening på Käppalaverket, Lidingö-en studie ur ett processtekniskt, mikrobiologiskt och ekonomiskt perspektiv*, VA-forsk rapport, 2004-06
- Berg U, Donnert D., Ehrbrecht A., Bumillar W., Kusche I., Weidler P.G och Nüesch R., 2004, *"Active filtration" for the elimination and recovery of phosphorus from waste water*, Colloids and surfaces, 265(2005), s.141-148
- Brett S., J Guy, Morse G. K., och Lester J. N., 1997, *Phosphorus removal and recovery technologies*, Environmental and Water resources Engin. Section, Imperial College of Sci. Tech and Med. London
- Dagerskog L., 2002, *Förutsättningar för biologisk fosforrening i avloppsvatten från Hammarby Sjöstad –en förstudie*, Examensarbete, Institutionen för Informationsteknologi, Uppsala Universitet
- Ekman M., Björleinius B., Andersson M., 2006, *Control of the Aeration Volume in an Activated Sludge Process using Supervisory Control Strategies*, Water Research, 40(2006), s.1668-1676
- Elfving E., 2005, *Hydrolys av primärslam för förbättrande av biologisk fosforreduktion vid behandling av hushållsavloppsvatten*, Examensarbete, Institutionen för Tema Vatten i natur och samhälle, Linköpings Universitet
- Heldt D., 2005, *Optimering av Bio-P rening och genomförande av struvitfällningsförsök*, Examensarbete, Institutionen för industriell ekologi, Kungliga Tekniska Högskolan, TRITA-KET-IM 2005:19
- Helmer, C. och Kunst, S., 1998, *Low temperature effects on phosphorus release and uptake by microorganisms in EBPR plants*. Wat. Sci. Tech., Vol 37, nr 4-5, s.531-539
- Johansson L. och Gustafsson J.P., 2003, *Phosphate removal using blast furnace slags and opoka-mechanisms*. Water Res. 34, s.259-265
- Jönsson K., 1996, *Biologisk fosfor och kväveavskiljning vid Öresundsverket*, Lunds universitet. Rapport TVVA 3003. 53 s.
- Kommunförbundet och VAV, 1996, *Introduktion till avloppstekniken*
- Kuba T, van Loosdrecht M.C. M., Brandse F. A. och Heijnen J.J, 1996, *Occurrence of denitrifying phosphorus removing bacteria in modified UCT-type wastewater treatment plants*, Water Res. 31:777-787.

- Kuroda A., Takiguchi, N., Gotanda T., Nomura K., Kato J., Ikeda T. och Ohtake H., 2002, *A simple method to release polyphosphate from activated sludge for phosphorus reuse and recycling*. Biotechnol. Bioeng. 78, s. 333-338
- Metcalf and Eddy, 2003, *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*
- Meijer S.C.F, 2004, *Theoretical and practical aspects of modeling activated sludge processes*, Delft University of Technology, The Netherlands.
- Oehmen A., Vives M. T., Lu H., Yuan Z. och Keller J., 2005, *The effect of pH on the competition between phosphorus-accumulating organisms and glycogen-accumulation organisms*, Water research, 39 (2005) s.3727-3737
- Pauli Mari, 1992, *Statistisk försöksplanering*
- Richardson A.E., 2001, *Prospects for using soil microorganisms to improve the acquisition of phosphorus by plants*. Aust. J. Plant Physiol. 28, s. 897-906
- Tykesson, E., 2002, *Combined biological and chemical phosphorus removal in wastewater treatment- Swedish experience and practical application of phosphorus release batch test*. Licentiatavhandling TVVA-3007, Lunds tekniska högskola
- Whitelaw M., 2000, *Growth promotion of plants inoculated with phosphate-solubilizing fungi*. Adv. Agron. 6, s. 99-151
- Wester A., 2005, *En undersökning av efterfällning i ett sandfilter*, Examensarbete, Institutionen för informationsteknologi, Uppsala Universitet, UPTEC W05 014
- Yoshino M, Yao M., Tsuno H. och Somiya I., 2003, *Removal and recovery of phosphate and ammonium as struvite from supernatant in anaerobic digestion*, Water science and technology, vol. 48, No 1. s. 171-178

Internet

www.hammarbysjostad.se (2006-02-26)

Muntliga referenser

Berndt Björlenius, projektledare, Stockholm Vatten

Mats Ekman, Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet

BILAGOR

Bilaga A. Inställningar på andra reningsverk med UCT-process.

Tabell A-1. Inställningar på andra verk med UCT och rekommendationer för verk med UCT.

Verk	Q _m [m ³ /h l]	Anaerob kontakttid [h]	Bio-P recirk. [m ³ /h]	NO ₃ recirk. [m ³ /h]	Slam- recirk. [m ³ /h]	Volymer (m ³)			
						Anae. Deox	Anox	Aerob	
Öresunds- verket	600- 800	0,65-0,75	810 ~100 %	810 ~ 100 %	700 ~100 %	1075	3200	3640	540
Käppala- Verket	5400	Ca 1,00				3942	21804	17976	4764
Rekomme nderade i textbok (Metcalf and Eddy)		0,21-1,00 ej över 3h	200-400 %	100-300 %	80-100 %				

Bilaga B. Tidsschema för försöksperioden

Tabell B-1. Tidsschema under försöksperioden 2005-2006.

Datum	Process	Syfte
17/10-27/10	Högbelastad	Försök med omvänd osmos (RO) på utgående vatten från L1
16/11-25/11	UCT	Slamtillväxt
25/11-22/12	UCT	Optimering med olika recirkulationsflöden
22/12-28/12	UCT, anox R6	
28/12-4/1	UCT, Volymstyrning	R5 4,5 mg/l
4/1-13/1	UCT, Volymstyrning	R6 60%, R6 4mg/l, R5 3,5 mg/l
13/1	UCT, Volymstyrning	Volymstyrning av i R4, R6 ökad till 75%
27/1	UCT, Luftning i ES	Ökad syrehalt, minskat fosfatläpp
9/2	UCT, NaAc-dosering	Förbättra fosfatläpp och upptag

Bilaga C. Beräkningar

1. Uträkning av magnesium dosering

Stamlösning: 10 g Mg/L

Dosering:

Inkommande halt $PO_4\text{-P}$: ca 65 mg/L

Inkommande mängd vatten: 24 L/cykel resp 12 L/cykel

Inkommande mängd $PO_4\text{-P}$ /cykel: $24 \cdot 65 = 1560 \text{ mg}$ resp $12 \cdot 65 = 780 \text{ mg}$

Mol $PO_4\text{-P}$ /cykel: $1,560 \text{ g} / 31 \text{ g/mol} = 0,05 \text{ mol}$ resp. $0,780 / 31 \text{ g/mol} = 0,025 \text{ mol}$

För att få en molkvot på 1:1 mellan Mg:P krävs 0,05 resp 0,025 mol Mg

Magnesium har molmassan 24,3 g/mol

Mängden magnesium/cykel: $24,3 \cdot 0,05 = 1,215 \text{ g}$ resp $24,3 \cdot 0,025 = 0,6075 \text{ g}$

Mängd stamlösning: $1,215 / 10 = 0,1215 \text{ liter} = 120 \text{ ml}$ resp $0,6075 / 10 = 0,06075 \text{ liter} = 60 \text{ ml}$

Vid molförhållande 2:1 doseras det dubbla dvs. 240 resp 120 ml.

2. Uträkning av uppehållstid

Mängd vatten i struvittank efter tömning 31 L

Flöden till struvittank: $800 \text{ s} / 2 \text{ h} = 12 \text{ L/h}$ respektive $400 \text{ s} / 2 \text{ h} = 6 \text{ L/h}$

Total vattenmängd i tanken 55 resp 43 L

Upphållstid $55 / 12 = 4,6 \text{ h}$ resp. $43 / 6 = 7,2 \text{ h}$

3. Beräkning av lutdosering vid slamtillväxt



$M_N = 14 \text{ g/mol}$

$m = 55 \text{ mg/L}$

$n = m/M = 55/14 = 3,9 \text{ mol/m}^3 \text{ N}$

$1 \text{ mol } NH_4^+ \Leftrightarrow 2 \text{ mol } H^+$

$2 \cdot 3,9 = 7,8 \text{ mol/m}^3 \text{ H}^+$

$M_{NaOH} = 40 \text{ g/mol}$

$7,8 \cdot 40 = 312 \text{ g NaOH/m}^3$

40% NaOH = 1,4 g/ml

$312 / 1,4 = 223 \text{ ml/m}^3$

$223 \text{ ml/m}^3 \cdot 23 \text{ h} \cdot 1,2 \text{ m}^3/\text{h} = 6150 \text{ ml/dygn}$

halv dosering $6150 / 2 = 3075 \text{ ml/dygn}$

4. Nitrifikation i matavfallstank

Nitrathalt i rejektivattentank: 1,34 mg/L

Nitrathalt i strippingtank: 13,7 mg/L

Ammoniumhalt i rejektivattentank 157,6 mg/L

Ammoniumhalt i matavfallstank 130,4 mg/L

Nitrifikation 12,36 mg/L

Andel reducerat ammonium: 17 %

Andel ammonium som nitrifierats: $12,36 / 157,6 = 8\%$

5. Beräkning av fällningskemikalie PIX 111

Densitet PIX :1,41 g/ml

Järninnehåll 13,6 %

Järndensitet: $1,41 \cdot 0,136 = 0,19$ g/ml

Molmassa järn: 55,84 g/mol

Koncentration Fe= $0,19/55,84 = 0,0034$ mol Fe/ml

Molmassa fosfat: 31g/mol

Koncentration önskad fälld fosfor 0,2 mg/l

Molkoncentration $0,2/31000 = 6,45 \cdot 10^{-6}$ mol P/ml

Molkvot P:Fe 1:1

Mängd PIX= $6,45 \cdot 10^{-6} / 0,0034 = 0,00189$ ml/ml $\approx 2 \mu\text{l/ml}$

Bilaga D. Analyismetoder

Kyvettester

Analysen på Sjöstadsverkets laboratorium utfördes med kyvttester av fabrikatet Dr. Hach Lange. För utförande se respektive bruksanvisning.

Tabell D-1 Kyvettester

	Nummer	Mätområde
Fosfat, PO₄-P	LCK 350	2-20 mg/L
	LCK 348	0,5-5 mg/L
Nitrat, NO₃-N	LCK 340	5-35 mg/L
	LCK 339	0,23-13,5 mg/L
Ammonium, NH₄⁺-N	LCK 305	1-12 mg/L
	LCK 303	2-47 mg/L
	LCK 302	47-130 mg/L
Magnesium, Kalcium, hårdhet VFA	LCK 327	1-20 °d
	LCK 365	50-2500 mg/L

Metod för mätning av suspenderat material (SS)

- 1: Ett 55µm filterpapper värms i ugn i 105°C i ett dygn
2. Filterpapper vägdes
3. En känd mängd prov (V) filtreras genom filtret
4. Filtret värms i ugn i ett dygn i 105°C
5. Filtret vägs in inklusive suspenderat material (m)
6. Vikten suspenderat material (m) divideras med mängden prov.(V)
7. Halten suspenderat material fås, $SS = m/V$

Bilaga E. Fosfatprofiler

Tabell E-1. Fosfatprofiler från period 1-4 [mg PO₄-P/L]

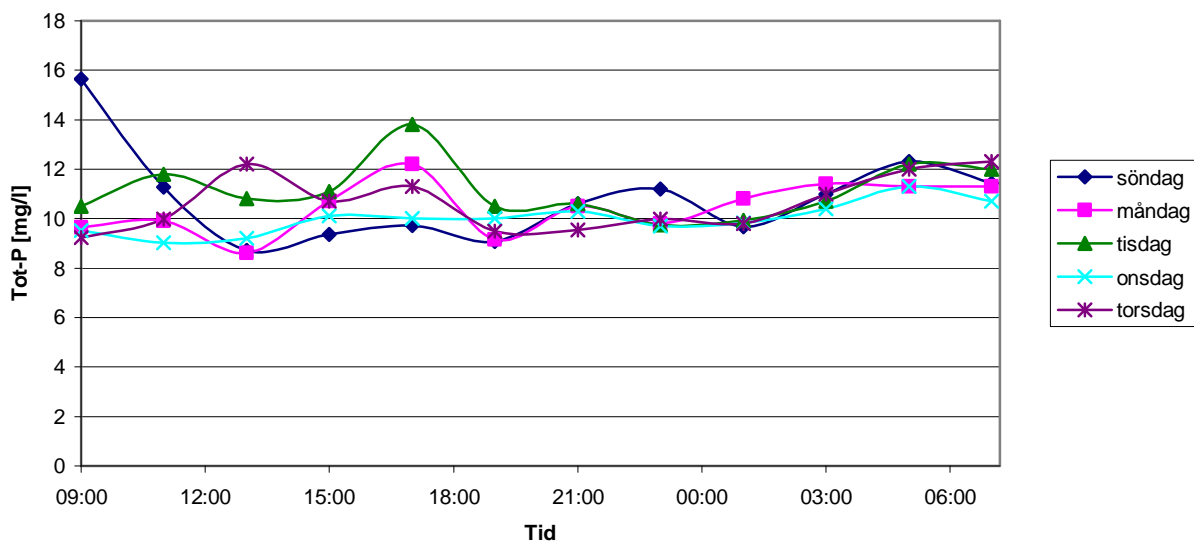
Period	Datum	FS	R1	R2	R3	R4	R5	R6
1	Tisdag 29/11	6,77	23,5		6,51			Utg*
1	Torsdag 1/12	8,25	32	6,45	6,19	2,72	1,15	0,146
2	Tisdag 6/12	6,16	23,6		3,98			0,02*
2	Torsdag 8/12	6,1	32,5					3,0*
3	Tisdag 13/12	7,9	21,54		9,78			6,76
3	Torsdag 15/12	6,8	23,5	7,54	7,28			4,3
4	Tisdag 20/12	7,2	25		8			3,88
4	Torsdag 22/12	8,88	30,4	10,2	9,97			2,0*

* utgående halter

Tabell E-2. Fosfatprofiler från volymstyrningen [mg PO₄-P/L]

Period	Datum	FS	R1	R2	R3	R4	R5	R6	ES
5	Tisdag 3/1	9,31	30		8,83			1,7	
5	Torsdag 5/1	10,6	29,4	12,3	12,3			6,64	6,47
5	Torsdag 12/1	8,23	26,6	12,1	11,7	11,3	8,49	7,69	7,39
5	Torsdag 19/1	8,91	23,6	10,5	8,73	8,2	3,8	2	5,75
5	Torsdag 9/2	7,51	18,64	8,33	7,8	6,01	5,08	4,87	4,14

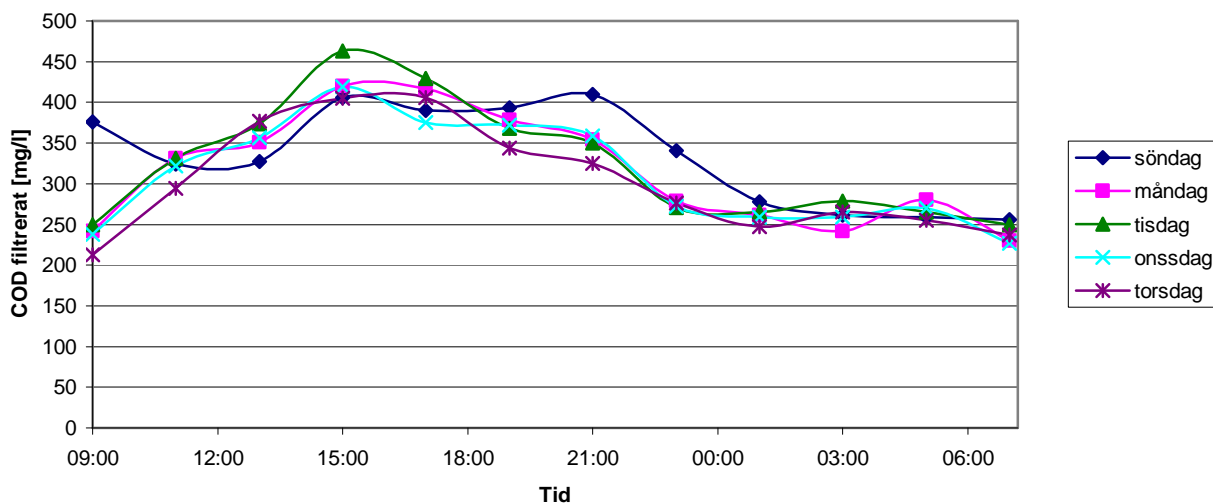
Bilaga F. Resultat från intensivprovtagning



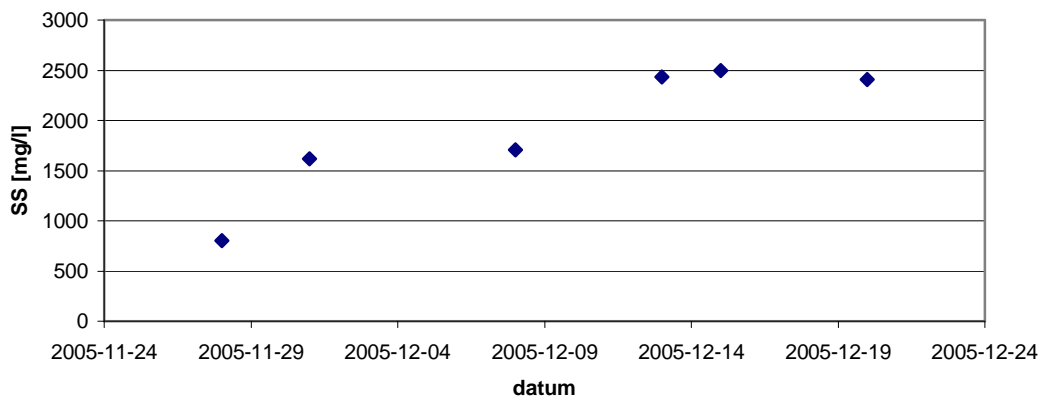
Figur F-1. Tot-P i inkommande vatten

Fel! Objekt kan inte skapas genom redigering av fältkoder.
vatten

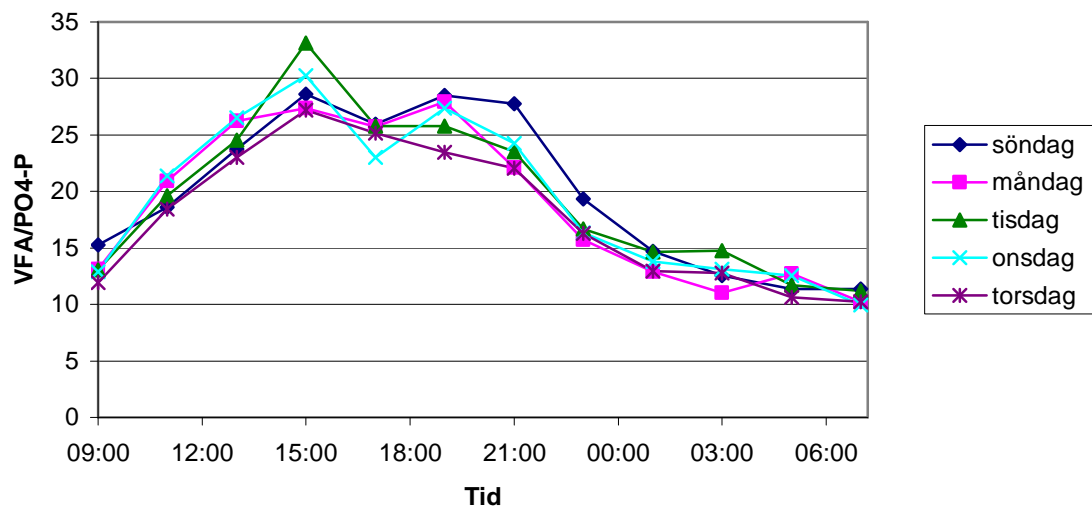
Figur F-2. Tot-N i inkommande



Figur F-3. (filtrerad) COD i inkommande vatten.



Figur F-4 Slamhalt i R1 under försöksperioden



Figur F-5 VFA-halt från löst COD/VFA korrelation (Elfving,2005)

Bilaga G. Instrumentlista

Tabell G-1. Instrumentlista

Instrument	Fabrikat	Placering
pH-mätare	Contronic	Försedimentering, struvittanken, rejektvattentank
pH-mätare	Yokogawa EXA PH 202	R6, hydrolys
Syremätare	Danfoss, Evita Oxygenmeter type OXY 300	R4, R5, R6
Suspmätare	Cerlic, SSM- μ P	R6
Suspmätare	Züllig, b-line II	Utgående vatten
Fosfat, nitrat, ammonium	Bran Luebe, Diamon Resources	Utgående vatten

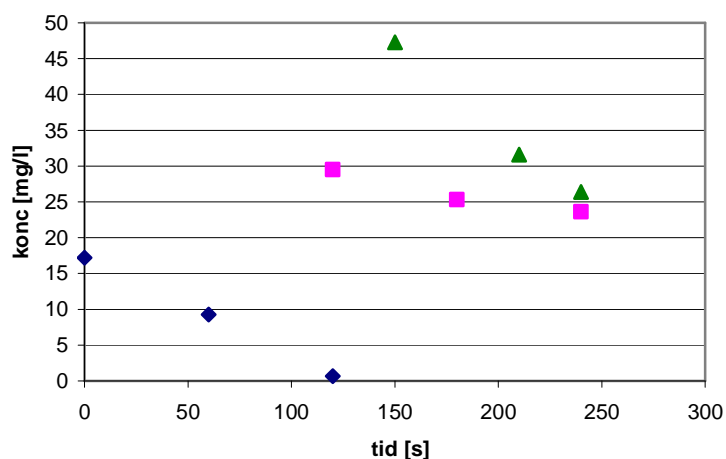
Bilaga H. Aktivitetsmätningar

Metodbeskrivning

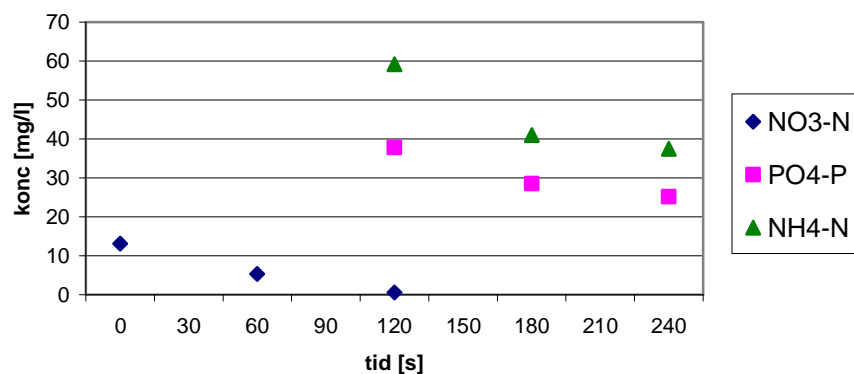
- 1.1 liter försedimenterat +1 l returslam blandades och en närsaltscocktail bestående av NH_4 , NO_3 och HCO_3 tillsattes.
2. COD tillsattes i överskott
3. Luftning startade vid 120 min och ökades då från <1 till >8 mg/l O_2 .
4. Följande analyser gjordes på prov från följande tidpunkter

Tabell H-1. Provtagning vid aktivitetsmätningar

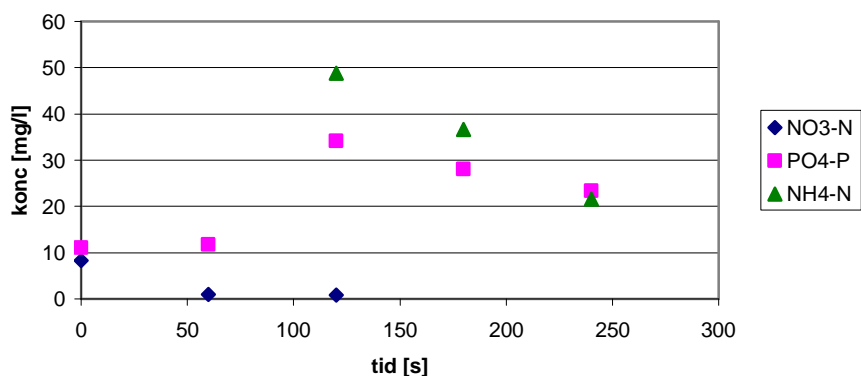
Åtgärd	Tid [min]	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	Händelse
cocktail	0	*	*		Den/P-släpp
	30				Den/P-släpp
COD tillsats	60	*	*		Den/P-släpp
	90				Den/P-släpp
Luftning	120	*	*	*	P-upptag/Nit
	150				P-upptag/Nit
	180		*	*	P-upptag/Nit
	210				P-upptag/Nit
	240		*	*	P-upptag/Nit



Figur H-1. Aktivitetsmätning från 051205



Figur H-2. Aktivitetsmätning från 051212.



Figur H-3. Aktivitetsmätning från 060113

Tabell H-2. Hastigheter vid två aktivitetsmätningar

	051212	060113	enhet
Denitrifikationshastighet	2,6	1,0	gNO ₃ -N/kgMLVSS,h
Nitrifikationshastighet	0,7	2,0	gNH ₄ -N/kgMLVSS,h
P-släpp	7,8	3,1	gP/kgMLVSS,h
P-upptag	2,6	1,5	gP/kgMLVSS,h