

Energieffektivisering av luftningssteget på Käppalaverket, Lidingö

Energy optimization of the aeration at Käppala
wastewater treatment plant in Stockholm

Andreas Thunberg

REFERAT

”Energieffektivisering av luftningssteget på Käppalaverket, Lidingö”

Andreas Thunberg

Under hösten 2006 har ett examensarbete om energieffektivisering på Käppalaverket på Lidingö utförts. Ett föregående examensarbete där all elenergiförbrukning kartlades visade att blåsmaskinerna i biosteget står för den enskilt största förbrukningen i verket och det är därför av intresse att minska denna kostnad. Syrestyrningsstrategin som används på Käppalaverket fungerar mycket bra ur renings synpunkt, men är inte optimal ur energisynpunkt. Dels luftas de första aeroba zonerna för mycket vid låg belastning vilket ger upphov till kraftigt förhöjda syrekoncentrationer i de sista aeroba zonerna med höga luftningskostnader och risk för försämrad denitrifikation, men även under normal belastning har det visat sig att onödigt höga syrekoncentrationer ibland ges.

Tre fullskaliga optimeringsförsök har utförts, med syfte att minska luftförbrukningen med bibehållen reningsgrad. Försöken pågick från vecka 37 till 50 hösten 2006, och visade att det finns möjlighet att spara energi genom att modifiera syrestyrningsstrategin.

Den reguljära syrerregleringen i Käppalaverket styr syrehalten i den aeroba bassängen mot två syrebörvärden; ett i den första luftade zonen och ett i den sista. Luftflödet till de mellanliggande zonerna styrs av luftflödesandelar beroende på syrehalten i dessa två zoner. Den första strategin som utvärderades styrde istället samtliga zoner individuellt med egna börvärden, där två olika strukturer på de satta börvärdena användes. Genom att utnyttja en högre effektivitet i syreöverföringshastigheten vid låga luftflöden uppnåddes luftflödesbesparingar på ca 16 % i första försöket.

I den andra strategin styrdes syrebörvärdet i den första luftade zonen med hjälp av två återkopplingar, en från utgående ammoniumhalt och en från syrehalten i den sista luftade zonen. Tack vare att strategin anpassade syrebörvärdena efter belastningen av syretärande ämnen erhöles luftflödesbesparingar på ca 9 %. Slutligen kombinerades de två strategierna; samtliga zoner styrdes individuellt med börvärden satta av en ammonium-återkoppling och en syre-återkoppling. Strategin medförde luftflödesbesparingar på ca 18 %. I samtliga försök utnyttjades de luftade zonerna bättre, och besparingspotentialen uträknad från 2005 års elpriser blev som mest 550 000 SEK/år, detta med en bibehållen reningsgrad.

Nyckelord: aktivslamprocess, nitrifikation, denitrifikation, bio-P-process, K_{1a} -funktion, monodkinetik, α -värde, syreförbrukningshastighet, endogen respiration, syretoppar, återkoppling, luftflödesandelar.

ABSTRACT

”Energy optimization of the aeration at Käppala wastewater treatment plant in Stockholm”

Andreas Thunberg

This master thesis in energy optimization was made during the autumn of 2006 at Käppala wastewater treatment plant in Lidingö, Stockholm. A preceding thesis, where all electricity consumption was mapped, showed that the aeration in the biological treatment is the single largest consumer in the plant, and it is therefore of interest to reduce this cost. The oxygen control strategy used at Käppala WWTP is working well from a nutrient removal point of view, but not from an economic one. The last aerobic zones have a very low oxygen consumption during low loading periods which give rise to enhanced dissolved oxygen concentrations with excessive costs and reduced denitrification as a result. But also during periods of normal loading unnecessary high oxygen concentration are sometimes given.

By modifying the aeration control strategy three full-scale experiments have been made, with the intention to reduce the air consumption. The experiments were carried out during week 37-50 in the autumn of 2006 and showed that savings could be made.

The regular oxygen control at Käppala WWTP controls the oxygen level in the aerobic compartment with two DO-setpoints; one in the first aerobic zone and one in the last. The zones in between are controlled by an airflow fractionation depending on the oxygen level in the first and last zone. In the first strategy to be evaluated, all four zones in the aerated part were individually controlled with its own setpoint. Two different setpoint combinations were tested. By using the fact that the efficiency in the oxygen transfer rate was higher at low airflows, savings of approximately 16 % were achieved. In the second strategy tested, an ammonia-feedback control combined with a DO-feedback controlled the DO-set point in the first aerobic zone. This strategy adjusted the DO- set points to the loading variations, and this gave a decreased airflow of approximately 9 %. Finally the two strategies were combined. All zones were then controlled individually with DO-set points set by an ammonium-feedback and a DO-feedback. The strategy gave savings in the airflow of approximately 18 %. In all three trials the aerated zones were more efficiently used, and the estimated savings are 550 000 SEK/year, and with a preserved nutrient removal efficiency.

Keywords: activated sludge process, nitrification, denitrification, bio-P-process, K_{1a} -function, monodkinetics, α -value, oxygen uptake rate, endogenous respiration, oxygen peaks, feedback, airflow fractionation.

Handledare

Anna Maria Sundin Käppalaförbundet

Ämnesgranskare

Bengt Carlsson Uppsala universitet, Institutionen för informationsteknologi,
Avdelningen för systemteknik

Examinator

Allan Rodhe Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskaper,
Avdelningen för luft- och vattenlära

FÖRORD

Detta examensarbete har utförts på plats på Käppalaverket vilket inneburit en hel del pendlande från Uppsala, men det har det definitivt varit värt. Tiden på Käppala har varit den mest lärorika delen av hela min utbildning och jag vill därför tacka all personal på Käppalaverket för det trevliga bemötandet jag fått, och för all hjälp och alla utförliga svar.

Jag vill speciellt tacka min handledare Anna Maria Sundin på Käppalaverket för att ha kommit med många goda råd och hela tiden styrt mig i rätt riktning, och även min ämnesgranskare Bengt Carlsson på Uppsala universitet som tagit sig tid att åka ut till Käppalaverket och bistå med råd. Ett speciellt tack vill jag även ge Dan Wilhelmson, Maria Gustafsson, Dervisa Karat och Adnan Skurlic i Käppalas lab som tagit hand om alla extra analyser och prover examensarbetet inneburit, och Jenny Hobro på ITT Flygt AB för att ha kommit ut till Käppala och bistått med nyckeldata.

Och sist men inte minst, tack Johanna för att du stått ut med alla tidiga mornar! Och tack Håkan, Mia och min kära mor för all sponsring till SJ!

Copyright © Andreas Thunberg och Institutionen för informationsteknologi, Avdelningen för systemteknik, Uppsala Universitet.

UPTEC W 07 005, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala Universitet, Uppsala 2007.

1 INLEDNING	3
2 AKTIVSLAMPROCESSEN	3
2.1 MIKROORGANISMER I AKTIVSLAMPROCESSEN	3
2.1.2 Nitrifikation	4
2.1.3 Denitrifikation	5
2.1.4 Miljöfarliga kväveoxider	6
2.1.5 Biologisk fosforrening, bio-P-processen.....	6
2.2 KEMISK FOSFORAVSKILJNING.....	7
2.3 BOKINETIK I AKTIVSLAMPROCESSEN.....	8
2.3.1 Tillväxt och död.....	8
2.3.2 Nitrifikationens kinetik.....	9
2.3.3 Denitrifikationens kinetik.....	11
2.4 DET AKTIVA SLAMMET OCH INVERKAN AV SYRE	11
2.5 SYREÖVERFÖRING TILL VATTEN, K_{LA} -FUNKTION OCH ALFAVÄRDE	13
3 KÄPPALAVERKET	15
3.1 PROCESSUTFORMNING KÄPPALAVERKET	16
3.1.1 Processutformning biosteget.....	17
3.1.2 UCT-processen.....	17
3.1.3 Luftarsystem i de aeroba zonerna	18
3.2 REGLERING AV SYREHALTER.....	19
3.2.1 Kaskadreglering av luftflödet.....	19
3.2.2 Optimering av tryckförluster.....	20
3.2.3 Trappning av luftflödesandelar.....	20
3.3 BRISTER I SYRESTYRNINGEN	22
3.3.1 Syretoppar vid låg belastning	22
3.3.2 Tidigare försök att motverka syretoppar.....	23
3.3.3 Ineffektiv syreöverföring	24
3.3.4 Misslyckad trappning vid normalbelastning.....	24
4 SYRESTYRNINGSFÖRSÖK VID ANDRA AVLOPPSRENINGSVÄRK	25
5 FÖRSÖK MED MODIFIERAD SYRESTYRNING PÅ KÄPPALAVERKET	28
5.1 SYFTE OCH MÅL	28
5.2 FÖRSÖKSBLOCKEN	28
5.3 UTVÄRDERINGSMETODER.....	29
5.3.1 Beräkning av syreförbrukning.....	29
5.3.2 Endogen respiration, avvikelser från massbalansen.....	30
5.3.3 Teoretiska luftflöden.....	32
5.3.4 SCOD- och kväveprofil	32
5.4 FÖRSÖK 1: INDIVIDUELL SYRESTYRNING UTAN TRAPPNING	33
5.4.1 Bakgrund och syfte	33
5.4.2 Metod och teori	33
5.4.3 Resultat och diskussion	34
5.4.4 Slutsatser	42
5.5 FÖRSÖK 2: ÅTERKOPPLINGSSTRATEGI.....	43

5.5.1 Bakgrund och syfte	43
5.5.2 Metod och teori	43
5.5.3 Trimning av regulatorerna.....	45
5.5.4 Resultat och diskussion	45
5.5.5 Slutsatser	50
5.6 FÖRSÖK 3: KOMBINATION AV STRATEGIER	51
5.6.1 Bakgrund och syfte	51
5.6.2 Metod och teori	51
5.6.3 Resultat och diskussion	52
4.6.4 Slutsatser	57
6 SAMMANFATTANDE SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER TILL FORTSATT ARBETE	57
ORDLISTA.....	59
REFERENSER.....	60
APPENDIX I.....	I
APPENDIX II.....	II
APPENDIX III.....	IV

1 INLEDNING

Som ett led i att göra avloppsreningsverket Käppalaverket mer energieffektivt har detta examensarbete utvärderat möjligheterna att minska elenergiförbrukningen i den kostsamma luftningen i biosteget. Ett examensarbete som föregick detta, kartlade elenergiförbrukningen i hela avloppsreningsverket och visade att blåsmaskinerna i luftningen står för ca 20 % av den totala elenergiförbrukningen. Flera alternativ finns föreslagna för att minska denna kostnad, men innebär ofta större investeringar och ombyggnationer. En tänkbar åtgärd som diskuterats är att byta till mer energieffektiva blåsmaskiner. Detta är dock bara aktuellt i den nybyggda delen av reningsverket eftersom blåsmaskinerna i gamla delen redan är energieffektiva jämfört med marknadsutbudet av nya blåsmaskiner.

Som ett första steg har därför några regler- och processtekniska strategier utvärderats för att se om och hur mycket energi som kan besparas utan större ingrepp. Examensarbetet är upplagt så att grunderna i avloppsvattenrening först förklaras, med fokus på syreupptagning och påverkan av syre i processen. Därefter redovisas Käppalaverkets struktur och processer och de problem som luftningen uppvisat följt av en kort sammanställning av försök gjorda på andra anläggningar med syftet att minska elenergiförbrukningen. Slutligen redovisas de tre utförda försöken och resultaten diskuteras.

2 AKTIVSLAMPROCESSEN

Ett konventionellt reningsverk består av en mekanisk grovrening, försedimentering, biosteg och kemsteg. Biosteget utgörs vanligtvis av en s.k. aktivslamprocess (ASP) med efterföljande eftersedimentering. Metoden grundar sig på att upprätthålla ett *aktivt slam* bestående av mikroorganismer som under sina levnadsprocesser kan avskilja syretärande och eutrofa ämnen så som organiskt material, kväve och fosfor. Sammansättningen av mikroorganismerna i aktivslamprocessen ges av de förhållanden som råder i avloppsvattnet, förhållanden som till stor del kan påverkas utifrån och kan användas vid styrning av processen.

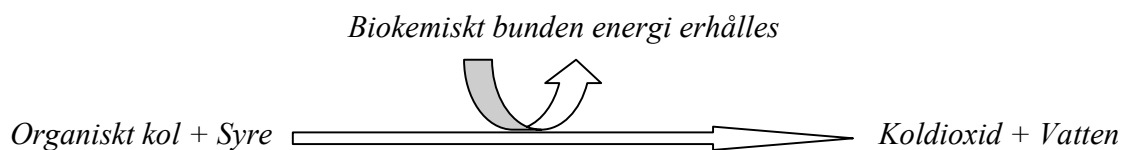
ASP har sedan dess uppkomst fortsatt utvecklas till att i dagens reningsverk möjliggöra en långtgående rening som möter de allt hårdare reningskraven. Till en början var dess enda syfte att minska halten organiskt material i avloppsvattnet, men eutrofieringsproblemen under 60- och 70-talet ledde till krav på fosforavskiljning. Östersjöns kraftiga algbloomingar under 90-talet ledde så småningom till att även kväveavskiljning blev nödvändig. Idag har många avloppsreningsverk strikta krav på rening av kväve, fosfor och organiskt material. Den restprodukt processen bildar, stabilt slam, kan användas som jordförbättringsmedel eller gödsel.

2.1 MIKROORGANISMER I AKTIVSLAMPROCESSEN

2.1.1 Bakteriernas centrala roll

Svampar, alger, protozoer och bakterier kallas med ett samlingsnamn för mikroorganismer. I aktivslamprocessen utmärker sig bakteriernas betydelse i vattenreningen. Under bakteriernas tillväxt behövs kol för uppbyggandet av ny cellmassa. *Heterotrofa* bakterier tillgodoser sig detta

kolbehov med det organiska kolet i avloppsvattnet. *Autotrofa* bakterier utnyttjar istället oorganiskt kol, t.ex. luftens koldioxid eller karbonat, i cellsyntesen. Kolavskiljningen i aktivslamprocessen vilar därför på det heterotrofa bakteriesamhället i slammet. Det organiska kolet i det inkommande vattnet består till stor del av komplexa molekyler som proteiner, polysackarider och lipider (Cloete & Muyima, 1997). Dessa molekyler är för stora för att kunna tränga igenom mikroorganismernas cellmembran och måste först spjälkas via *hydrolys* till molekyler bestående av ett fåtal monomerer innan upptag kan ske. Den energi som krävs under celltillväxten erhåller heterotroferna från oxidation av det organiska kolet (se figur 1). Om syre är oxidationsmedel i processen säger man att heterotrofernas andning är *aerob*. Andra oxidationsmedel kan vara nitrat, sulfat eller järn (Carlsson & Hallin, 2003).



Figur 1. Schematisk bild över reaktionsförloppet när en heterotrof organism andas med syre, så kallad aerob respiration. Den frigjorda energin använder organismen till energikrävande processer som cellsyntes (modifierad från Carlsson & Hallin, 2003).

Förutom kol behöver bakterierna näringsämnen, vissa i större mängder än andra. Fosfor och kväve är två sådana näringsämnen. Fosfor behövs till organismens biosyntes, kväve till energiöverföringen i metabolismen (Cloete & Muyima, 1997). Det nödvändiga upptaget av kväve och fosfor kallas assimilation och avskiljer relativt stora mängder kväve (10 – 30 %) och fosfor (ca 30 %) från avloppsvattnet i aktivslamprocessen (Carlsson & Hallin, 2003). Dagens reningskrav är dock ofta högre än en 30-procentig rening, så assimilationen av kväve och fosfor är därför inte tillräcklig för att uppfylla reningskraven. Genom att upprätthålla gynnsamma miljöer för specifika bakteriegrupper i aktivslamprocessen kan en utökad kväverening fås. Omväxlande luftade och icke-luftade zoner i biosteget gynnar *nitrifikations-* och *denitrifikationsbakterier*, kapabla till att omvandla organiskt och oorganiskt kväve i inkommande avloppsvatten till kvävgas och öka kväveavskiljningen väsentligt. Även fosfor kan avskiljas ytterligare på biologisk väg genom manipulation av syrehalter och tillgängligt substrat i vattnet via den så kallade *bio-P-processen* (se avsnitt 2.1.5).

2.1.2 Nitrifikation

Den utökade biologiska kvävereningen i ett avloppsreningsverk sker i två steg, nitrifikation och denitrifikation. Vid nitrifikationen oxideras ammonium till nitrat av autotrofa mikroorganismer under utvinnande av energi (Eylar m.fl., 1959). Bakterierna andas med syre under oxidationen, och för låga syrehalter gör att nitrifikationen hämmas (Carlsson & Hallin, 2003). För en effektiv nitrifikation måste därför vattnet vara tillräckligt syresatt, dvs. en aerob miljö måste ha infunnit sig. Eftersom nitrifierarna är autotrofer och fixerar luftens kol, vilket är en energikrävande process där endast 2-10 % av den fria energin används för tillväxt, är nitrifikationen ofta det hastighetsbegränsande steget i aktivslamprocessen (Carlsson & Hallin, 2003). Nitrifikationen i aktivt slam är en tvåstegsprocess som vanligen tillskrivs de två bakteriegrupperna *nitrosomonas* och *nitrobacter* (Randall m.fl., 1992). *Nitrosomonas* oxiderar ammonium till nitrit (ekvation 1) varefter *nitrobacter* oxiderar nitrit till nitrat (ekvation 2) (Painter, 1970). Oxidationshastigheten

är betydligt snabbare hos nitrobacter än nitrosomonas och nitrifikationshastigheten bestäms därför av nitrosomonas oxidationshastighet.

Ammoniumoxidation, *Nitrosomonas*.



Nitritoxidation, *Nitrobacter*.



Total reaktion, *nitrifikation*.

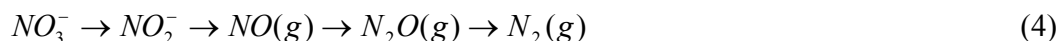


Eftersom den totala reaktionen (ekvation 3) avger vätejoner är nitrifikationen en pH-sänkande process, något som uppvägs om processen åtföljs av en denitrifikation (se avsnitt 2.1.3). Det inkommande kvävet till verket består av ammoniumkväve och organiskt kväve. Innan nitrifierarna kan oxidera kvävet i den organiska fraktionen måste en mineralisering/ammonifikation med ammonium som slutprodukt ske.

2.1.3 Denitrifikation

Nitrifikationen omvandlar ammoniumkväve till nitratkväve i aeroba miljöer. Processen medför endast en omvandling av kvävet och inte förrän i *denitrifikationen* (se ekvation 4) avskiljs kvävet från vattnet och avgår till atmosfären i form av kvävgas. Till skillnad mot nitrifikationen kan de flesta heterotrofa bakteriesläkten denitrifiera, dvs. reducera nitrat till kvävgas (Carlsson & Hallin, 2003). Denitrifikationen är en andningsprocess som ersätter organismens aeroba andning i syrefria miljöer och i närvaro av nitrat, en s.k. anoxisk miljö. Den kemiska reduktionen av kväve från nitrat till kvävgas som sker inne i cellen görs i flera steg, och till skillnad mot nitrifikationen äger hela reaktionsförloppet rum med en och samma mikroorganism. Det finns dock undantag där mikroorganismen endast kan utföra en del av den totala reaktionen. En vanlig egenskap hos denitrifierande bakterier är att de erhåller mer energi under andningen om syre används som energikälla istället för nitrat (Cloete & Muyima, 1997). Syre väljs därför framför nitrat om de har tillgång till båda, och en syrefattig miljö är ett måste för att denitrifikation skall kunna ske. Nelson m.fl. (1978) rapporterade om kraftigt inhiberad denitrifikation redan vid syrekoncentrationer så låga som 0,13 mg/l i vattnet.

Nitratreduktion, *Denitrifikation*.



Denitrifikationen sker under förbrukande av protoner och är därför ett pH-höjande förlopp som balanserar den pH-sänkande nitrifikationen. Mikroorganismerna tillgodoser sig detta protonbehov genom nedbrytande av lättillgängligt organiskt kol i inkommande avloppsvatten eller intracellulärt lagrade substrat som t.ex. polysackarider. Redan kemiskt lagrad energi i cellen i form av PHA

(Poly-hydroxyalkanoat) är också en möjlig proton/energikälla. Nedbrytningen av intracellulära substrat eller PHA sker inte förrän det lättillgängliga substratet i vattnet är förbrukat, och med en mycket långsammare hastighet. Denitrifikationshastigheten är därför starkt kopplad till mängden löst substrat i vattnet. Eftersom hydrolysen av komplexa organiska molekyler till lättillgängligt substrat går mycket mer långsamt under anoxiska förhållanden än under aeroba kan denitrifierarnas tillväxt därför vara begränsad av hydrolysens hastighet (Cloete & Muyima, 1997).

2.1.4 Miljöfarliga kväveoxider

Det har visat sig att växthusgasen lustgas (N_2O) och den försurande kvävemoxid (NO) kan bildas av både nitrifierande och denitrifierande bakterier under förhållanden där syrehalten är för hög för denitrifikationen men för låg för nitrifikationen (Carlsson & Hallin, 2003). De ammonium-oxiderande bakterierna kan börja omvandla den bildade nitriten (ekvation 1) till lustgas eller kvävemoxid om syrehalten är för låg. Kvävemoxid och lustgas produceras alltid som mellanliggande produkter i denitrifikationen, men reduceras under anoxa förhållanden vidare till slutprodukten kvävgas. Om syrehalten är för hög kan processen stanna halvvägs och de skadliga mellanprodukterna bildas istället för kvävgas. Zheng m.fl. (1994) hävdar att syrehalten måste vara så låg som 0,5 mg/l innan detta blir ett problem, medan Naturvårdsverket (1993) hävdar att koncentrationer under 2 mg/l gynnar lustgasbildning. I samma rapport påpekas också att reningsverken endast står för en mycket liten del av det totala lustgasutsläppet i Sverige.

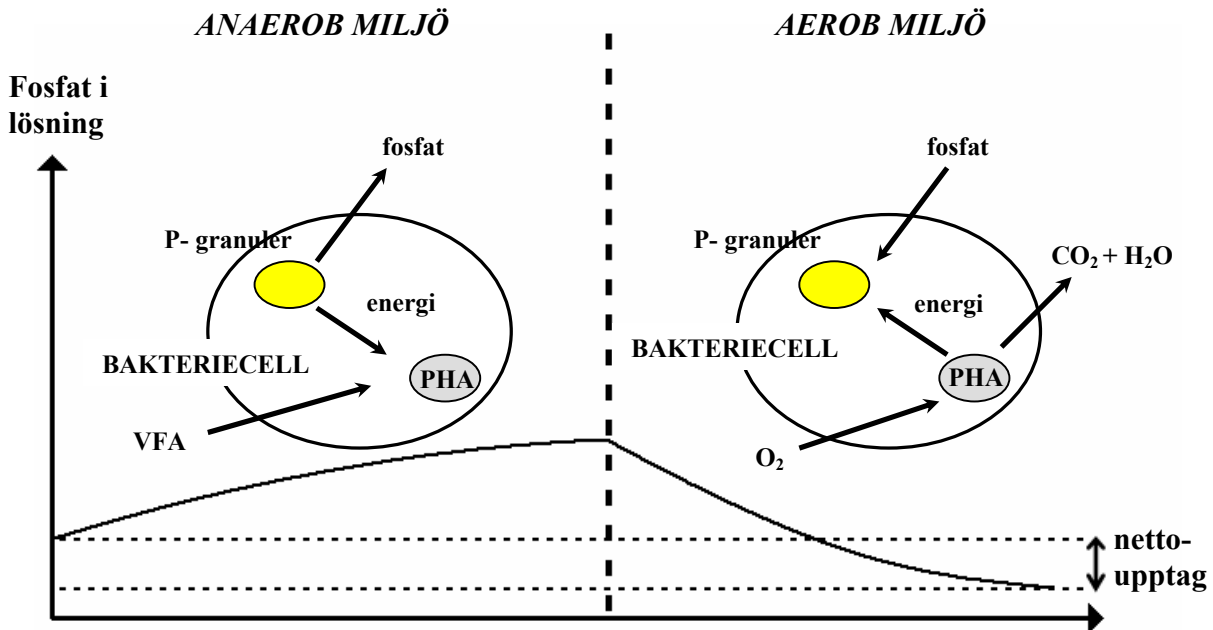
2.1.5 Biologisk fosforering, bio-P-processen

I avloppsvatten finns stora mängder fri och bunden fosfor. När organiskt bunden fosfor bryts ner frigörs ortofosfat som är lättillgängligt för upptag av mikroorganismerna. Även under hydrolysis av polyfosfater som till största delen härstammar från tvättmedel frigörs stora mängder lättillgänglig fosfor (Cloete & Muyima, 1997). Den frigjorda fosfaten avskiljs till stor del genom assimilation under bakteriernas tillväxt. När biomassan omväxlande utsätts för syrerika (aeroba) och syrefria (anaeroba) förhållanden kan *bio-P-bakterier* öka avskiljningsgraden ytterligare via den så kallade *bio-P-processen*. I den anaeroba miljön tar *bio-P-bakterierna* upp lättillgängligt organiskt substrat i form av korta flyktiga fettsyror, också kallat VFA (Volatile Fatty Acids). I bakteriecellen finns granuler bestående av långa fosfatkedjor. Genom att spjälka dessa kedjor erhåller bakterierna energi så att de flyktiga fettsyrorna kan tas upp och lagras i cellen i form av PHA. Eftersom fosfatgranulerna spjälkas sönder i detta steg frigörs fosfatjoner, och vattnets fosfathalt ökar.

När bakterierna senare utsätts för aeroba förhållanden förbrukas den lagrade energin och bakterierna tar upp fosfat som återigen lagras i polyfosfatgranuler (Carlsson & Hallin, 2003). I figur 2 illustreras hur detta fosfatupptag är större än den tidigare utsöndringen, och hur effekten blir ett nettoupptag.

Det är viktigt att miljön är strikt anaerob i det första steget i *bio-P-processen* och inte anoxisk. Om nitrat finns närvarande kommer vissa mikroorganismer börja utnyttja denna elektronacceptor till nitratrespiration, dvs. denitrifikation uppstår. De för *bio-P-processen* nödvändiga fettsyrorna (VFA) oxideras då av denitrifierarna och den konkurrenssituation som uppstår försämrar fosforeringen. Om en anaerob miljö utan lättillgänglig kolkälla skapas kan även ett så kallat

”sekundärt fosforsläpp” ske där fosfat släpps utan att energi lagras (Randall, m.fl., 1992). I den aeroba delen kan då inget motsvarande upptag göras, och nettoeffekten blir ett fosforsläpp.



Figur 2. Principskiss över hur fosfat utsöndras i anaeroba miljöer och senare tas upp i aeroba. Effekten blir ett nettoupptag av fosfor (modifierad från Borglund, 2004).

2.2 KEMISK FOSFORAVSKILJNING

Kemisk fosforering är den vanligaste metoden för fosforavskiljning i Sverige. Då används istället ett metallsalt som reducerar löst fosfat i avloppsvattnet och binder det till metalljonerna i saltet. Metalljonerna är positivt laddade och binder även till hydroxidjoner i vattnet. Därmed bildas ett s.k. flockningsmedel. De metalljoner som bundit till fosfaten attraheras därefter till flockningsmedlet och sedimenterar till botten (Carlsson & Hallin, 2003). I ekvation 5 visas reaktionsformlerna då tvåvärt och trevärt järn reducerar fosfat. Vanligt använda metallsalter är aluminium- och järnsulfat. Trevärda metallsalter har en högre avskiljningsgrad än tvåvärda vid pH-värden under sju (Gillberg m.fl., 2003).



Den kemiska fosforeringen medför en ökad slamproduktion och ett slam med ett lägre näringsinnehåll. Dessutom innebär den en extra kostnad för kemikalieinköp.

2.3 BIOKINETIK I AKTIVSLAMPROCESSEN

2.3.1 Tillväxt och död

Hastigheten med vilken tillväxt och död av mikroorganismerna sker är en nyckelparameter för att en lyckad biologisk rening skall uppnås (Poduska & Stenstrom, 1980). Tillväxthastigheten är kopplad till flera faktorer där syrehalt och mängden tillgängligt substrat är två av de viktigaste. Vid modellering av ASP-processen anses mikroorganismernas tillväxt följa en så kallad monodkinetik där tillväxthastigheten ökar i takt med mängden tillgängligt substrat, men bara upp till en viss maximal tillväxthastighet (Monod, 1949). I en sådan kinetik kan även inhiberande substanser tas med, som t.ex. löst syre för denitrifierarna. I ekvation 6 visas sambandet för en allmän monodkinetik, och illustreras i figur 3.

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{S + K_s} \quad (6)$$

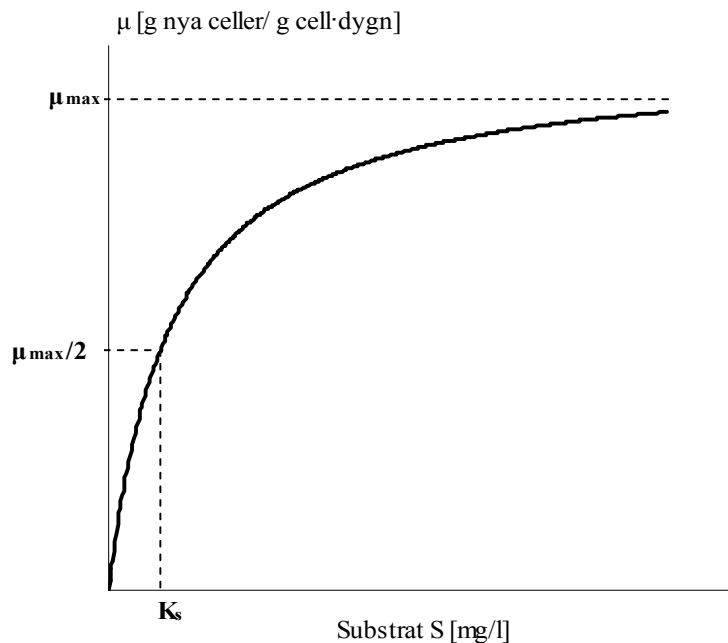
där

μ = specifik tillväxthastighet [g nya celler/ (g cell·dygn)]

μ_{\max} = maximal tillväxthastighet [g nya celler/ (g cell·dygn)]

S = koncentrationen substrat [mg/l]

K_s = konstant för halva mättnadskoncentrationen av substrat [mg/l]



Figur 3. Principskiss för monodkinetik.

2.3.2 Nitrifikationens kinetik

Förutom temperatur och pH, påverkas nitrifierarnas tillväxthastighet kraftigt av koncentrationen löst ammonium och syre och beskrivs ofta av dessa två variabler med en dubbel Monodkinetik som i ekvation 7 (modifierad från Poduska & Stenstrom, 1980).

$$\mu_{Nit} = \mu_{Nit,max} \left[\frac{DO}{DO + K_{DO}} \right] \cdot \left[\frac{NH_4}{NH_4 + K_{NH4}} \right] - K_d \quad (7)$$

I uttrycket används följande variabler:

μ_{Nit} = nettotillväxthastighet hos nitrifierare [g nya celler/(g cell·dygn)]
 $\mu_{Nit,max}$ = maximal tillväxthastighet hos nitrifierare [g nya celler/(g cell·dygn)]
 K_{DO} = konstant för halva mättnadskoncentrationen av löst syre [mg/l]
 K_{NH4} = konstant för halva mättnadskoncentrationen av löst ammonium [mg/l]
DO = löst syre [mg/l]
NH₄ = löst ammonium [mg/l]
 K_d = avdödningskoefficient [g celler/(g cell·dygn)]

I litteraturen anges vitt skilda värden på konstanten för halva mättnadskoncentrationen, K_{DO} . Anledningen tros enligt Randall m.fl. (1992) vara att andra faktorer än löst syre spelat roll i de försök som gjorts. Ett rimligt värde på K_{DO} anses vara 0,5 mg/l enligt den sammanställning Poduska & Stenstrom. (1980) gjort över andra experiment. Samma sammanställning anger den maximala tillväxthastigheten $\mu_{Nit,max}$ till 0,5 g nya celler/(g cell·dygn). Detta värde använder även Randall m.fl. (1992). Avdödningsen av celler sker med en hastighet given av koefficienten K_d . I ekvation 8 visas hur K_{NH4} påverkas av temperaturen (Knowles m.fl., 1965). Enligt denna ges ett värde på 0,41 mg/l vid 20°C, något som bekräftas av Chudoba m.fl., (1985).

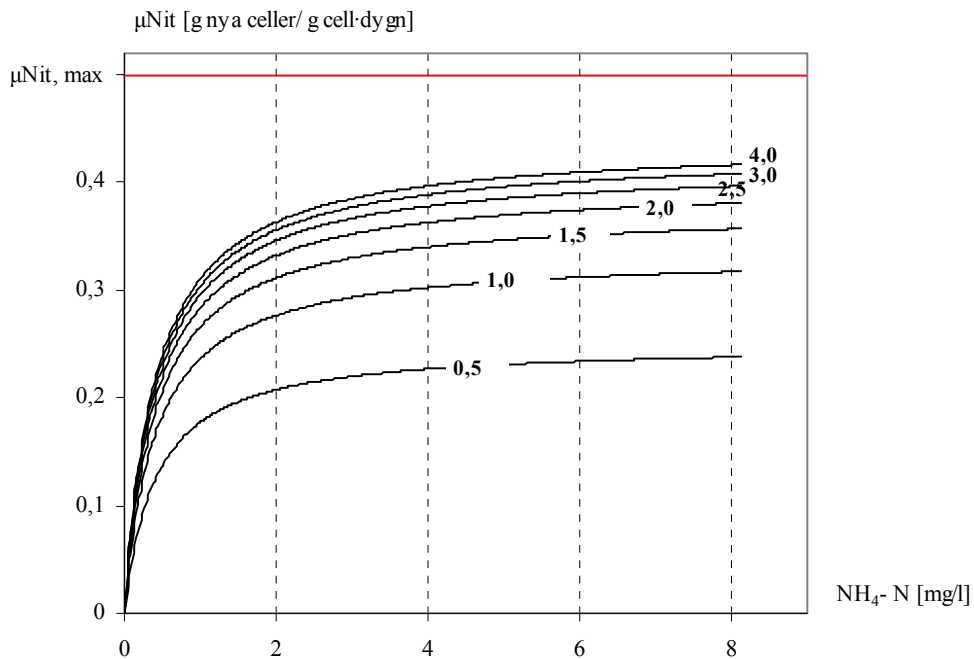
$$K_{NH4} = 10^{0,0517T - 1,148} \quad (8)$$

där

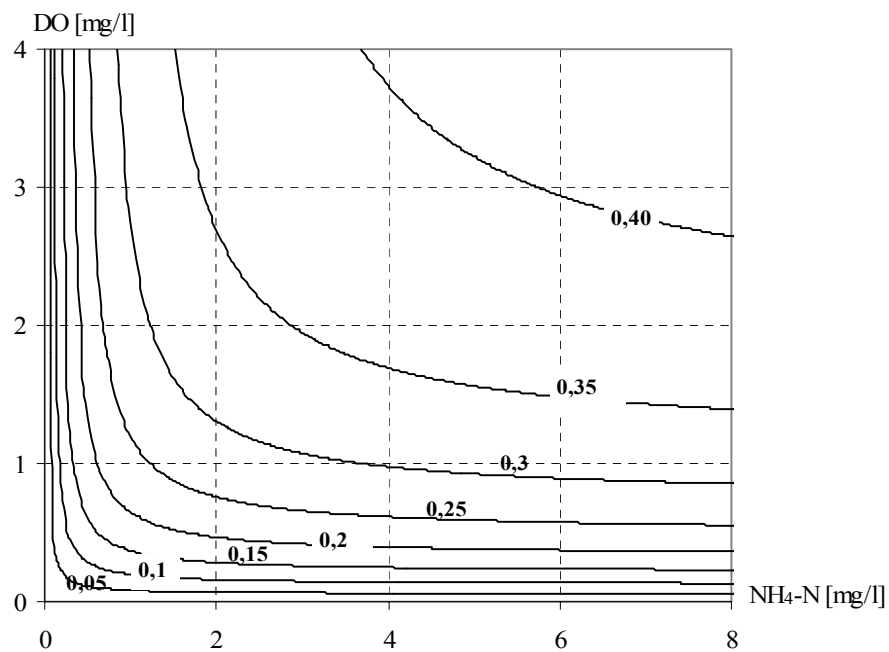
T = vattentemperatur [°C]

I figur 4 illustreras tillväxthastigheten, med de ovan givna parametrarna, som en funktion av löst ammonium i vattnet när syrekoncentrationen är konstant. Den uppvisade kinetiken tyder på att ammoniumkoncentrationer lägre än ca 2 mg/l kraftigt minskar tillväxthastigheten, oavsett vad syrekoncentrationen i vattnet är. Svoldal m.fl. (2003) rapporterar om hur 80 % av nitrifierarnas maximala tillväxthastighet är uppnådd redan vid en ammoniumkoncentration på 2 mg/l givet en viss syrekoncentration, ett påstående som bekräftar detta.

I figur 4 kan det även ses att syrekoncentrationer högre än ca 2 mg/l endast har en marginell inverkan på tillväxthastigheten oavsett vad ammoniumkoncentrationen är. Vanligen antas att nitrifierarnas tillväxthastighet begränsas av endast ett substrat i taget som i figur 4. Bader (1978) har undersökt möjligheten att ingen av de två substraten är begränsande, utan att istället en kombination avgör tillväxthastigheten. En sådan kombination ger en yta som visas i figur 5. Konturkurvorna i figuren visar hur syrekoncentrationen måste ändras för att behålla en viss tillväxthastighet då ammoniumkoncentrationen ändras, och vice versa.



Figur 4. Tillväxthastighet hos nitrifierare. Syrekoncentrationen (K_{syrekonc}) hålls konstant i varje kurva, enhet [mg/l]. $\mu_{\text{Nit,max}} = 0,5$ g nya celler/ (cell·dygn), $K_{\text{NH}_4} = 0,41$ mg/l, $K_{\text{DO}} = 0,5$ mg/l.



Figur 5. Konturkurvor över olika tillväxthastigheter hos nitrifierarna. Siffrorna i grafen anger tillväxthastigheten med enheten g nya celler/(g cell·dygn). $\mu_{\text{Nit,max}} = 0,5$ g nya celler/(g cell·dygn), $K_{\text{NH}_4} = 0,41$ mg/l, $K_{\text{DO}} = 0,5$ mg/l.

2.3.3 Denitrifikationens kinetik

Även tillväxten för denitrifierarna kan beskrivas med monodkinetik. Här gäller dock det motsatta för syrekoncentrationen som istället har en inhiberande inverkan på tillväxthastigheten. Den modell som ofta används tar hänsyn till tre faktorer; lättillgängligt organiskt kol, löst nitrat och syrekoncentration i vattnet (Randall m.fl., 1992). Ekvation 9 visar hur en högre syrekoncentration leder till lägre tillväxthastighet och därmed försämrade denitrifikation:

$$\mu_{Den} = \mu_{Den,max} \left[\frac{S}{S + K_S} \right] \cdot \left[\frac{K_{DO}}{K_{DO} + DO} \right] \cdot \left[\frac{NO_3}{NO_3 + K_{NO3}} \right] \quad (9)$$

där

μ_{Den} = tillväxthastighet hos denitrifierare [g nya celler/(g cell-dygn)]

$\mu_{Den,max}$ = maximal tillväxthastighet hos denitrifierare [g nya celler/(g cell-dygn)]

S = koncentration av lättillgängligt organiskt material [mg/l]

K_S = konstant för halva mättnadskoncentrationen av lättillgängligt organiskt substrat [mg/l]

K_{DO} = inhiberingskonstant för löst syre [mg/l]

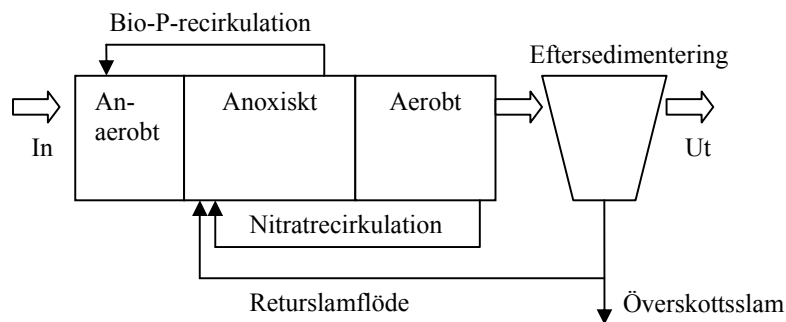
K_{NO_3} = konstant för halva mättnadskoncentrationen av löst nitrat [mg/l]

DO = löst syre [mg/l]

NO_3 = koncentration av löst nitrat [mg/l]

2.4 DET AKTIVA SLAMMET OCH INVERKAN AV SYRE

Den biologiska avloppsvattenreningen kretsar helt och hållet kring det *aktiva slam* mikroorganismerna utgör. Dessa tillförs avloppsreningsverket via ledningsnätet, och beroende på vilka förhållanden som råder (typ av substrat, syrehalter, temperatur mm.) kommer en viss artsammansättning selekteras i det aktiva slammet. Mikroorganismerna flyter inte omkring fritt i vattnet, utan klumpar ihop sig till *flockar*. Det är i dessa den biologiska aktiviteten, och därmed reningsprocesserna, sker. Suspenderade partiklar som är för lätta för att sedimentera absorberas till flockarna och kan då separeras från vattnet. Flockens förmåga att sedimentera är en nyckelfaktor i processen. En flock som lätt sedimenterar returneras med det returflöde av slam som går från eftersedimenteringen, och återvänder därmed till biobassängen. Systemet är därför självreglerande i den mening att biomassa som lätt sedimenterar gynnas och stannar kvar i systemet medan annan biomassa sköljs ut ur systemet. I figur 6 visas en principskiss över de flöden som finns i en aktivslamprocess, utformad enligt den så kallade UCT-processen (se avsnitt 3.1.1).



Figur 6. Principskiss över flödena i biosteget i aktivslamprocessen, utformad enligt UCT-processen.

Flockens förmåga att sedimentera påverkas kraftigt av två nyckelgrupper av mikroorganismer, *filament-* och *slembildande bakterier*. De sistnämnda bildar extracellulära polymerer vilka fungerar som klister och håller samman flocken. Filamentbakterierna är trådliknande organismer som i lagom mängd armerar flocken (Carlsson & Hallin, 2003). Om förhållandena inte är de rätta kan en av eller båda dessa grupper missgynnas, med misslyckad sedimentation som följd. Ett problem kopplat till syrehalten i vattnet är olika sorters *slamsvällning*. Om syrehalten är för låg kan en överproduktion av filamentbakterier uppstå, med såkallad *filamentös slamsvällning* som följd. Om syrehalten istället är för hög, och allt lättillgängligt kol oxideras tidigt i den luftade bassängen, kan heterotrofa mikroorganismer istället använda de extracellulära polymererna som substrat. Flockarna förlorar då sin sammanhållande förmåga och *mikroflockar* uppstår (Cloete & Muyima, 1997).

Beroende på storleken hos flockarna och respirationen kan olika syrekoncentrationer krävas för att upprätthålla ett väl fungerande bioslam. Koncentrationen av syre i flocken är lägre än i omkringliggande vatten, och minskar med djupet in i flocken (Randall m.fl., 1992). En stor flock, eller en kraftig respiration på grund av höga halter BOD, ger syrefattiga flockar vilket måste kompenseras av mer syre i omkringliggande vatten. Syrehalten i biobassängen är därför en viktig parameter i produktionen av ett väl fungerande bioslam.

2.5 SYREÖVERFÖRING TILL VATTEN, $K_L a$ -FUNKTION OCH ALFAVÄRDE

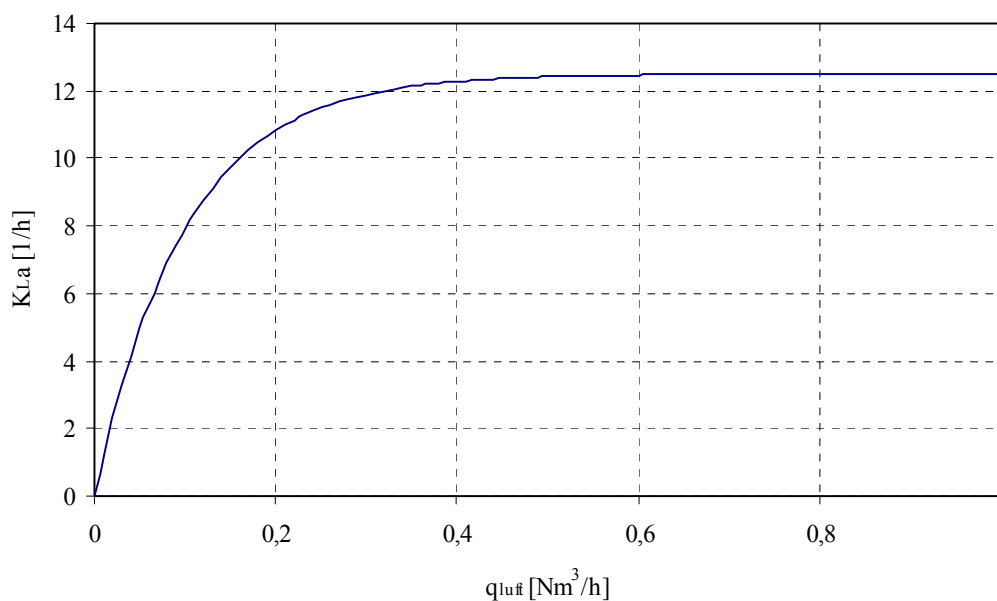
Hastigheten med vilken syre överförs till vatten beskrivs av den olinjära $K_L a$ -funktionen. Ofta antas vid modellering att förhållandet mellan syreöverföringshastighet och luftflöde är linjärt, något som inte stämmer i verkligheten. $K_L a$ -funktionens olinjära koppling till luftflödet kan t.ex. beskrivas med följande uttryck:

$$K_L a(q_{\text{luft}}) = k_1(1 - e^{-k_2 q_{\text{luft}}}) \quad (10)$$

där

$$\begin{aligned} q_{\text{luft}} &= \text{luftflöde per m}^3 \text{ tillförd luft [m}^3/\text{h]} \\ k_1 &= \text{konstant [1/h]} \\ k_2 &= \text{konstant [h/m}^3] \end{aligned}$$

Olsson (2003) tog fram värden till $K_L a$ -funktionen som även Sotomayor (2001) använder i sina simuleringar. Figur 7 visar $K_L a$ -funktionen med dessa värden där luftflödet är angivet som det totala luftflödet per kubikmeter luftad vattenvolym. Kurvan gäller därför för en kubikmeter vatten i den luftade zonen.



Figur 7. $K_L a$ -funktionens exponentiella utseende. Inte förrän vid låga luftflöden minskar $K_L a$ -funktionen nämnvärt. $k_1 = 12,5 \text{ h}^{-1}$, $k_2 = -10,08 \text{ h/m}^3$ (Olsson & Newell, 1999). Luftflödet gäller för en kubikmeter luftad vattenvolym.

Ekvation 11 beskriver hur mycket syrekonsentrationen ändras av en viss luftflödesändring där även den rådande syrekonsentrationen inverkar på syreöverföringen. För att hålla en viss konstant syrekonsentration i en luftad bassäng krävs att termen i vänsterledet är noll. Om inkommande syrekonsentration ($DO_{\text{in}}(t)$) är konstant och om samtidigt konsentrationen av löst syre i vattnet ligger nära mättnadsgraden (DO_{sat}), krävs en större syreöverföringshastighet (termen $K_L a(q_{\text{luft}}(t))$)

för att hålla koncentrationen konstant jämfört med när syrekoncentrationen ligger långt under mättnadsgraden. Eftersom höga syrekoncentrationer är kopplat till stora luftflöden innebär detta, tillsammans med $K_L a$ -funktionens olinjära struktur, att det krävs betydligt större luftflöden för att parera en ökning av syreförbrukningen (dvs. en belastningsökning) vid höga syrekoncentrationer jämfört med vid låga.

$$\frac{d(DO(t))}{dt} = K_L a(q_{luft}(t)) \cdot [DO_{sat} - DO(t)] + \frac{Q}{V} \cdot [DO_{in} - DO(t)] - R(t) \quad (11)$$

ovan gäller

$K_L a(q_{luft}(t))$ = syreöverföringshastighet som funktion av luftflöde [1/h]
 DO_{sat} = syremättnadskoncentration [mg/l]
 $DO(t)$ = syrekoncentration i vatten [mg/l]
 $DO_{in}(t)$ = syrekoncentration i inkommande vatten [mg/l]
 $R(t)$ = syreförbrukningshastighet pga. mikrobiell aktivitet [mg/l·h]
 $Q(t)$ = vattenflöde [m^3/h]
 V = luftad volym [m^3]
 $q_{luft}(t)$ = luftflöde [Nm^3/h]

Sahlman m.fl. (2004) utförde fullskaleförsök i ett avloppsreningsverk och fick ett 12 % lägre luftflöde per överförd mängd syre då syrekoncentrationen minskades från 2 till 1 mg/l. Detta resultat är en effekt av ekvation 11. Minskningen i $K_L a$ -funktionen på grund av att avståndet till mättnadsgraden ökade, medförde att betydligt lägre luftflöden (q_{luft}) behövdes. Försöket ökade på detta vis effektiviteten i överföringen genom att mer syre överfördes per m^3 luftflöde. Sådana exakta resultat kan dock inte tolkas som generella eftersom funktionen kraftigt påverkas av avloppsvattnets sammansättning, bassängutformning, typ av luftarsystem mm., och varierar därmed både mellan och inom avloppsreningsverk. Ett mått på hur effektiv överföringshastigheten är i avloppsvatten, ges av det så kallade α -värdet:

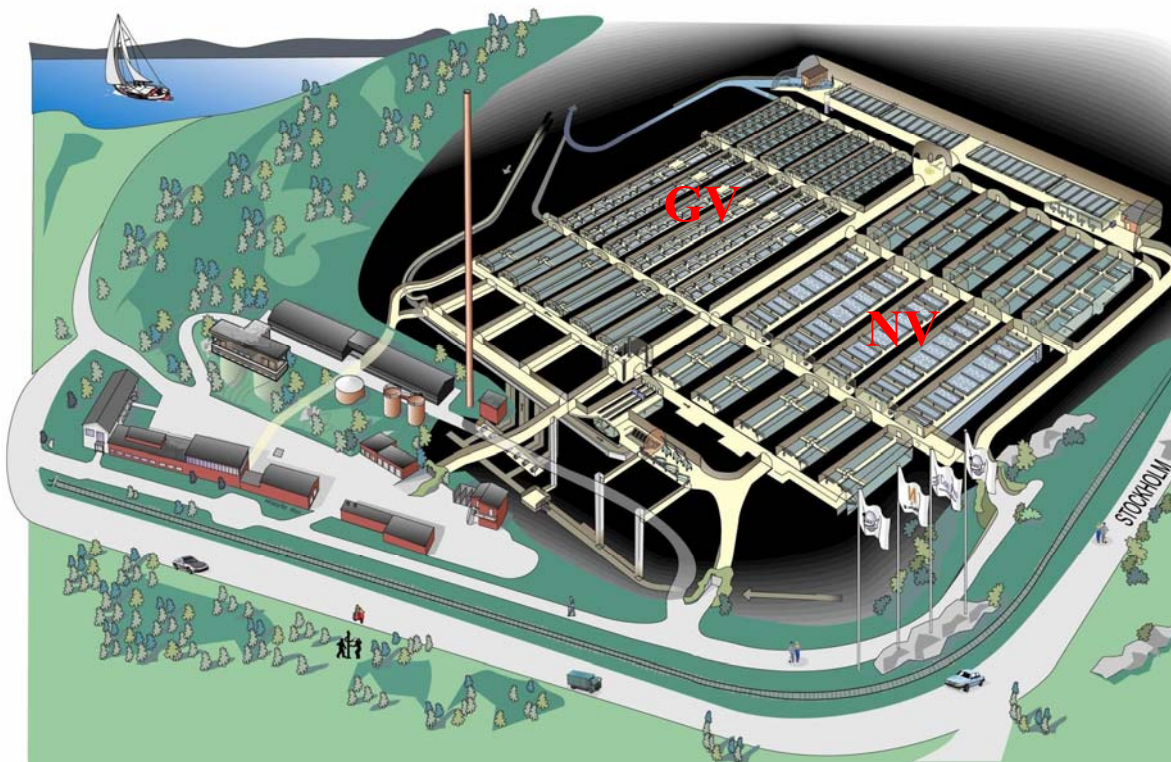
$$\alpha = \frac{K_L a_{smutsigt}}{K_L a_{rent}} \quad (12)$$

α -värdet är en skalningsfaktor som anger hur mycket syreöverföringshastigheten i smutsigt vatten avviker från den i rent vatten. Normalt ligger α under 1. En faktor som påverkar α -värdet negativt är förekomsten av ytaktiva ämnen i avloppsvattnet. Tensider är en sådan ämnesgrupp, och användandet av dessa har ökat de senaste åren på grund av nya sorters tvättmedel med lägre fosfathalter (Röttorp m.fl., 1999). Tensider består av en hydrofil och en hydrofob del, och sätter sig gärna i gränssytan mellan luft och vatten. Deras förekomst kan därför förhindra diffusionen av syre från en luftbubbla till vattnet. Även de fettsyror som bildas då tensiderna bryts ner kan i viss mån sänka α -värdet i vattnet. Tensider är dock lättnedbrytbara och fungerar som substrat till heterotrofa mikroorganismer. Deras förekomst är därför vanligen begränsad till början av en luftad bassäng.

3 KÄPPALAVERKET

Käppalaverket är beläget norr om Stockholm på Lidingö och anses vara ett av världens effektivaste avloppsreningsverk med biologisk rening. Verket byggdes mellan åren 1957-69 för att kunna omhänderta avloppsvatten från nio kommuner norr om Stockholm; Sigtuna, Vallentuna, Upplands-Bro, Upplands Väsby, Täby, Sollentuna, Danderyd, Solna och Lidingö. Dessa kommuner utgör Käppalaförbundet som driver Käppalaverket. Ytterligare två kommuner, Nacka och Järfälla, har sedan anslutits till verket, men har inte blivit medlemmar i Käppalaförbundet. Värmdö ansluter sig år 2009 och Nacka skall då bli fullvärdig medlem.

År 2001 stod en kraftig ombyggnation klar för att kunna hantera storstadsregionens ökade belastning och nya kväveringskrav. Med den stora tillbyggnad som då gjordes (se figur 8) är Käppalaverket dimensionerat för den förväntade belastningen år 2020 på 700 000 p e ⁽¹⁾. Nuvarande belastning är ca 520 000 p e och redovisas mer ingående i tabell 1 tillsammans med dimensioneringsdatan. Reningskraven på Käppalaverket tillsammans med 2005 års resultat visas i tabell 2.



Figur 8. Käppalaverket insprängt i berggrunden. NV betecknar den nybyggda delen av verket, GV den gamla.

⁽¹⁾ personekvivalenter, beräknas från det genomsnittliga BOD-utsläppet per person och dag. 1 p e beräknas som 70 g BOD₇/dygn.

Tabell 1. Belastning år 2005 samt den förväntade belastningen år 2020 för vilken verket är dimensionerat.

	Belastning 2005	Belastning 2020
Vattenflöde [m ³ /s]	1,5	2,5
BOD ₇ [10 ³ kg/dygn]	32	43
Kväve [10 ³ kg/dygn]	5,8	7
Fosfor [10 ³ kg/dygn]	0,9	1,4

Tabell 2. Käppalaverkets utsläpp år 2005. Med riktvärde menas att Käppalaförbundet är skyldigt att vidta åtgärder om detta inte hålls. Gränsvärden får inte överskridas.

	Kvartal 1	Kvartal 2	Kvartal 3	Kvartal 4	Årsmedel	Riktvärde	Gränsvärde
BOD ₇ [mg/l]	2	2	2	2	2	8 ^a	8 ^b
Totalkväve [mg/l]	8	9	9	8	9	10 ^c	
Totalfosfor [mg/l]	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3 ^b	0,3 ^c
Ammoniumkväve [mg/l]					< 0,5	3 ^d	

^a månadsmedelvärde, ^b kvartalsmedelvärde, ^c årsmedelvärde, ^d medelvärde juli- oktober.

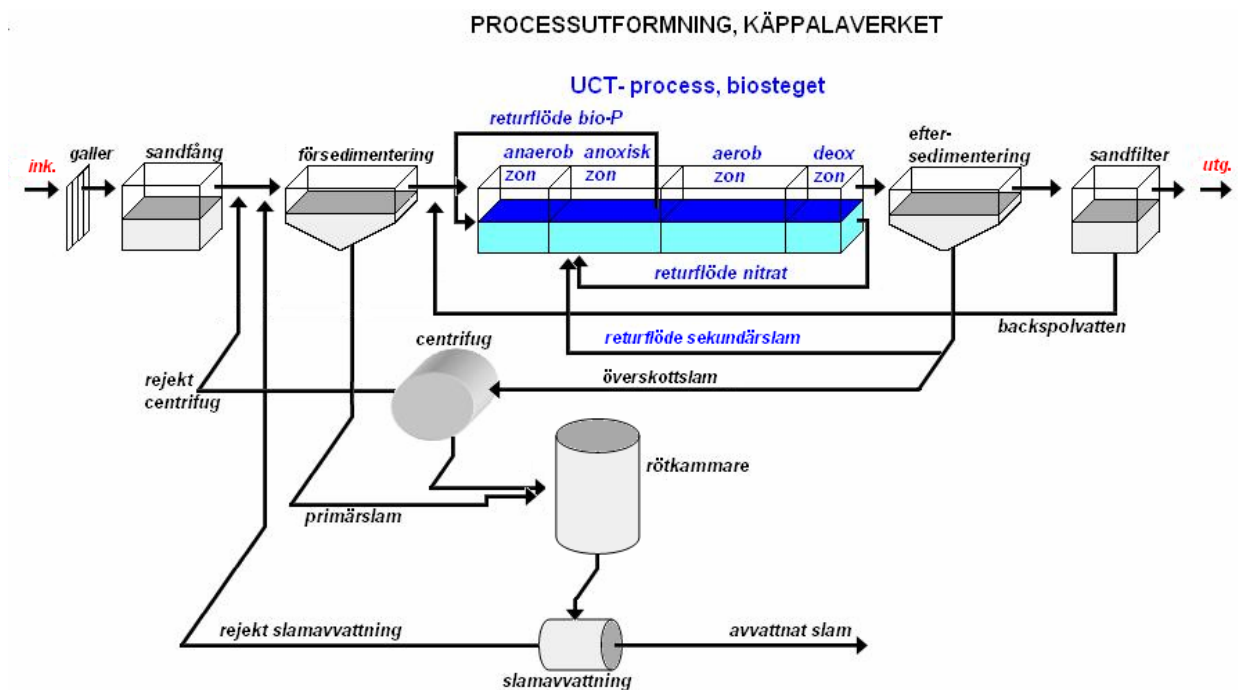
3.1 PROCESSUTFORMNING KÄPPALAVERKET

I figur 9 visas processutformningen för Käppalaverket. Ett 6 mil långt tunnelsystem med ett självfall på 1 ‰ leder tillsammans med två pumpstationer avloppsvattnet till ett svallschakt 18 meter under markytan där Käppalaverkets inloppspumpar lyfter vattnet till det första steget i reningsprocessen, silhallen. Toalettpapper och andra större partiklar avskiljs här med ett 3 mm MEVA-galler. Silrenset mals därefter i en dispergator och skickas till slambehandling. I silhallen avskiljs även den sand avloppsvattnet för med sig, och efter sandtvätt och en hygienisering kan denna återanvändas. Innan vattnet förs vidare till nästa reningssteg, försedimenteringen, delas flödet upp så att en tredjedel går till gamla delen av verket och två tredjedelar till nya. I försedimenteringen sjunker partiklar, stora nog att sedimentera, till botten där de samlas upp av bottenskrapor och skickas till slambehandlingen. Detta så kallade primärslam samlas tillsammans med silrens och bioslam upp i en rötchammare där en mesofil rötning sker (34-36°C) med metangas och stabiliserat slam som slutprodukter. Gasen förbränns och varmvattnet säljs som fjärrvärme eller används för uppvärmningen av verket.

Efter försedimenteringen når avloppsvattnet det biologiska reningssteget med biologisk kväve- och fosforavskiljning. I biosteget byggs det aktiva slammet upp där kväve, kol och fosfor ackumuleras i biomassan. Avskiljandet av bioslam från vattenfasen sker sedan i eftersedimenteringen där slammet sakta sedimenterar till botten av bassänger försedda med bottenskrapor. Även ytmonterade skrapor finns installerade för bortförsl av eventuellt flytslam. Bioslammet som bottenskraporna samlar upp returneras som returslam dels till början av de anoxiska zonerna men en del tas även ut som överskottsslam och pumpas till rötchammarna. Överskottsslammet centrifugeras innan rötning för att öka TS-halten. Detta slam leds inte direkt in

till samma röt-kammare som primärslammet. Primärslammet rötas först i en separat kammare innan de blandas i den andra röt-kammaren. Det slam som blir kvar efter rötningen avvattnas och används till jordförbättring eller som gödning. Vattnet från slamavvattningen returneras till försedimenteringen.

Slutligen samlas avloppsvattnet från både nya och gamla delen återigen till ett gemensamt flöde för en sista polering. Här görs en filtrering genom sandfilter där en biofilm vuxit till. Förutom denna filtrering görs även en extra fällning av fosfor med järnsulfat om nödvändigt. Med jämna mellanrum, eller när sandfiltren blir igensatta, backspolas de med vatten och luft. Backspolvattnet returneras till bioblocken.



Figur 9. Käppalaverkets processutformning. I gamla delen av verket används den så kallade UCT-processen, här markerad i blått. Nya delen utnyttjar inte bio- P-processen.

3.1.1 Processutformning biosteget

Utformningen av biosteget i ett modernt avloppssreningsverk med en aktivslamprocess är av mycket stor betydelse för reningsprocessen. Käppalaverkets processutformning av biosteget är en så kallad UCT-process (University of Cape Town). I gamla delen av verket avskiljs fosfor med bio-P-processen, medan fosforreningen i nya delen sker med s.k. simultanfällning. Vid simultanfällningen tillsätts järnsulfat i returslamflödet. I figur 9 är UCT-processen markerad blå.

3.1.2 UCT-processen

UCT-processen innefattar en så kallad fördenitrifikation. Här är den anoxiska zonen placerad innan den aeroba, och denitrifikationen sker innan nitrifikationen. Eftersom inkommande vatten innehåller mycket låga koncentrationer av nitrat måste stora volymer nitratrikt vatten från den

aeroba zonen returneras till den anoxiska zonen efter att ha avluftats i deoxzonen. I Käppalaverket är nitratreturflöden sex gånger inkommande flöde inte ovanliga. Fördelen med denna processlösning är att det organiska substratet i inkommande vatten kan utnyttjas av de heterotrofa denitrifierarna. Om istället den aeroba zonen ligger först, som i en s.k. efterdenitrifikation, finns en risk att allt organiskt material förbrukas innan den anoxiska zonen. För att tillgodose kolbehovet i denitrifikationen behövs då en extern kolkälla.

Första steget i den biologiska fosforeringen, den anaeroba zonen, är med denna lösning placerad först i biobassängerna. Tack vare detta kan bio-P-bakteriernas behov av flyktiga fettsyror (VFA) tillgodoses av inkommande vatten. Genom att leda returflödet av bioslam till början av den anoxiska zonen istället för den anaeroba undviks risken att störa bio-P-processen med nitratrik slam. Det nödvändiga returflödet av bio-P-bakterier till anaeroba zonen upprätthålls istället med ett flöde från slutet av anoxiska zonen där nitrathalten är som lägst.

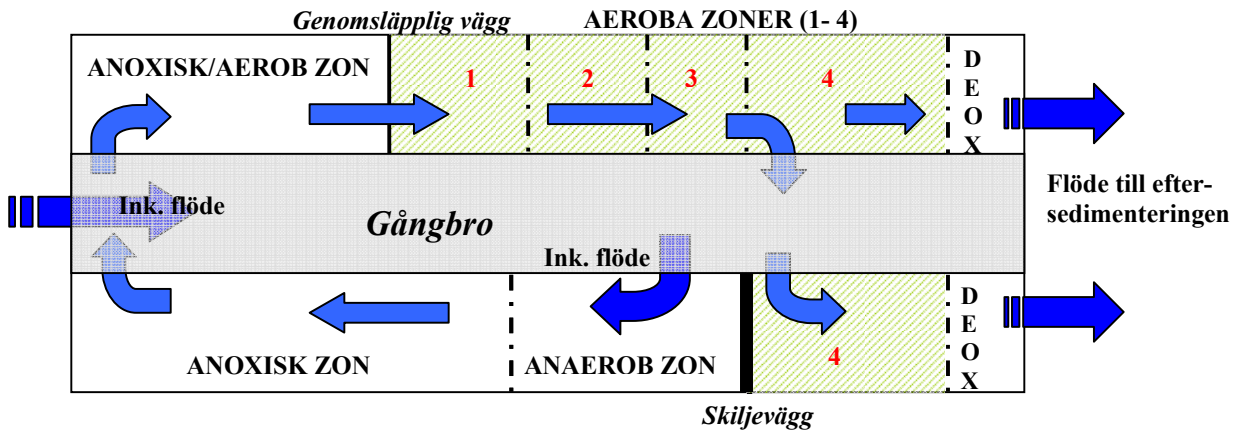
3.1.3 Luftarsystem i de aeroba zonerna

Den för nitrifikationen nödvändiga luftningen av slammet görs i Käppalaverket med bottenmonterade gummimembrandysor på sex meters djup i gamla delen och tio meters djup i nya. Luftarsystemet är ett så kallat finbubbligt system, vilket innebär att luften tillförs vattnet via små luftbubblor. I kontaktytan mellan luftbubblorna och vattnet sker en diffusion av syre från bubblan till vattnet pga. en koncentrationsgradient. Desto större kontaktytan är, desto mer syre överförs. Små luftbubblor är därför mer effektiva än stora eftersom ytan relativt volymen som är i kontakt med vattnet är större. De djupare bassängerna i nya delen av verket har en nästintill dubbelt så effektiv syreöverföring pga. det högre trycket. Tack vare detta åtgår det lika mycket luft trots att två tredjedelar av inkommande flöde går till nya delen.

Tre blåsmaskiner tillgodoser luftbehovet till gamla delen, och fyra till nya. Dessa styrs av trycktransmittar monterade i den gemensamma manifolder som leder luften till biobassängerna. Eftersom det inte finns några omrörare i de aeroba zonerna är det minsta tillåtna luftflödet per dysa i gamla delen satt till $0,75 \text{ Nm}^3/\text{h}$ ⁽²⁾ och $1,2 \text{ Nm}^3/\text{h}$ i nya delen för att motverka sedimentation av slammet. I gamla delen av verket är varje aerob bassängdel indelad i 5 till 6 zoner där en av zonerna har omrörare och därmed även kan drivas anoxiskt. Under sommaren och hösten är endast 4 till 5 zoner aeroba eftersom vattnet är varmare och nitrifikationshastigheten högre. I figur 10 visas zonindelningen i gamla delen av verket för de bioblock som har 5 luftade zoner.

⁽²⁾ luftflöde normaliserat mot 1 atm och 20°C.

I nya delen av verket har alla block 5 luftade zoner där endast 3 eller 4 är aeroba under sommar och höst. Där har både zon 1 och 4 omrörare och kan drivas anoxiskt.

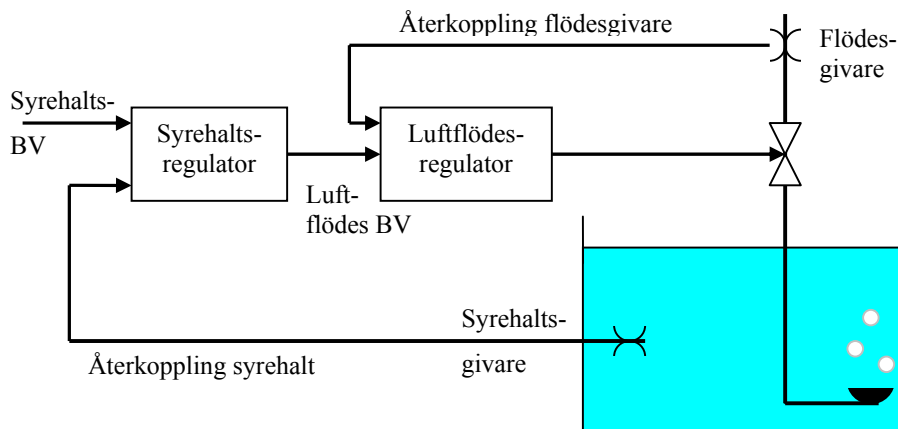


Figur 10. Principskiss över bioblock med 5 luftade zoner. De rent aeroba zonerna föregås av en anoxisk/aerob zoner beroende på driftval.

3.2 REGLERING AV SYREHALTER

3.2.1 Kaskadreglering av luftflödet

Luftflödet in till bioblocken styrs med en s.k. kaskadreglering och visas i figur 11. En syrehaltsregulator fungerar som överordnad regulator och sätter börvärdet till en underordnad luftflödesregulator. Från en luftflödesgivare går en återkoppling till den underordnade regulatorn för att snabbare motverka störningar i luftflödet. Med strategin kan även eventuella olinjäriteter i reglerventilen motverkas innan de ger utslag i syrekoncentrationen. Syrebörvärdet till syrehaltsregulatorn sätts av processoperatören. I varje bioblock sitter två syregivare, en i första och en i sista aeroba zonen, och det är här kaskadregleringen används.



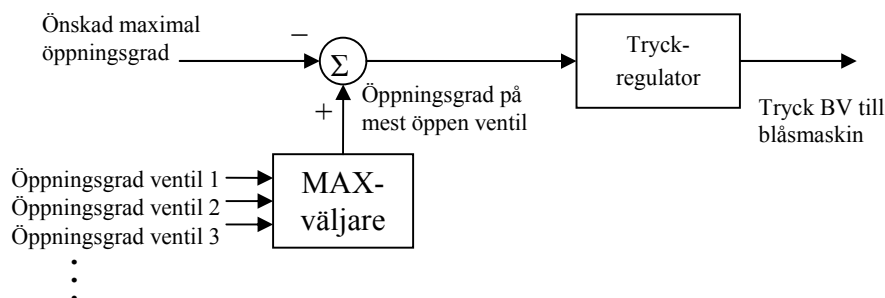
Figur 11. Kaskadreglering av syrehalten i en aerob zon. Tack vare en återkoppling från en flödesgivare motverkas störningar i luftflödet och olinjäriteter hos reglerventilen.

3.2.2. Optimering av tryckförluster

Hur mycket luft blåsmaskinerna på Käppalaverket ger styrs med trycket i rörsystemet. Lufttrycket varierar därför något kring ett värde motsvarande vattendjupet i bassängerna mätt i meter vattenpelare (mvp). Tack vare ett variabelt lufttryck kan en optimal tryckreglering av luftflödet användas. Alla reglerventilers öppningsgrad scannas kontinuerligt av styrsystemet varefter den mest öppna ventilen väljs till att vara nästan helt öppen. I figur 12 visas principen mer ingående.

När en maxväljare hittat den mest öppna reglerventilen ges dess öppningsgrad till tryckregulatorn. Denna höjer tryckbörvärdet om den mest öppna reglerventilen är mer öppen än den önskade maximala öppningsgraden vilket i sin tur leder till att mer luft strömmar in i zonen. Kaskadregleringen av luftflödet (kap. 3.2.1) minskar då ventilens öppningsgrad för att minska luftflödet. Om öppningsgraden hos den mest öppna reglerventilen istället är mindre än det önskade läget, minskar tryckregulatorn tryckbörvärdet vilket leder till att luftflödet minskar och kaskadregleringen av reglerventilerna öppnar ventilen ytterligare. Det önskade värdet på den maximala öppningsgraden ligger strax under 100 % för att reglering i positiv riktning ska kunna ske.

Om ett fast tryckbörvärde istället används behövs ett högt tryck för att säkerställa att tillräcklig luftmängd alltid uppnås. Luftflödesventiler med liten öppningsgrad skulle då få ett tryckbortfall som innebär en energiförlust (Carlsson & Hallin, 2003).



Figur 12. Överordnad tryckreglering av blåsmaskinerna. Den mest öppna luftventilen hålls nästan helt öppen. Strategin minimerar energiförluster i tryckbortfall över ventilerna.

3.2.3. Trappning av luftflödesandelar

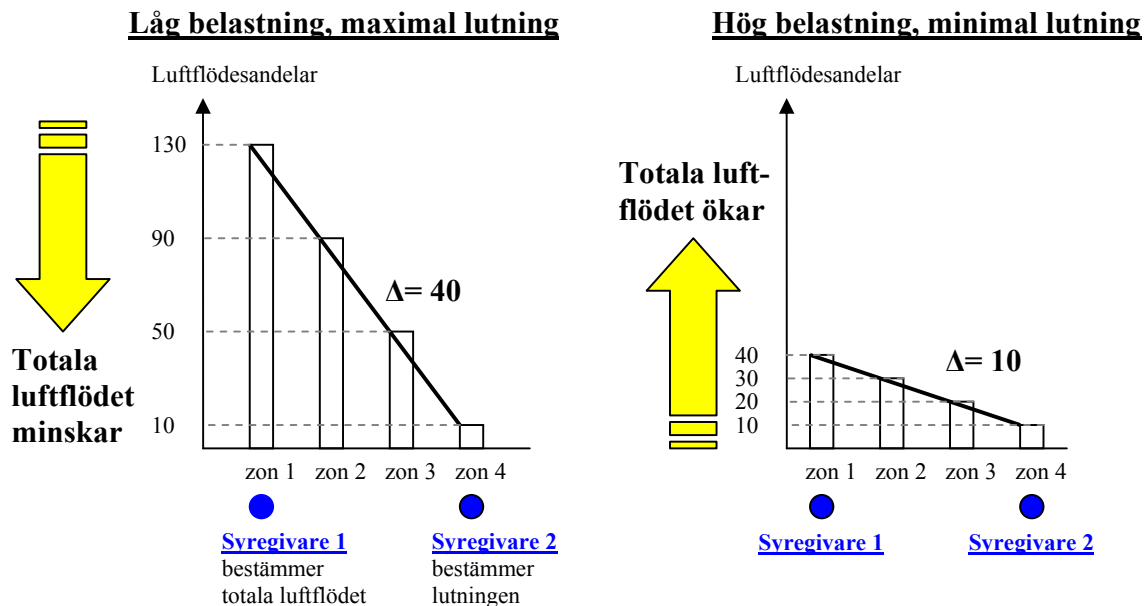
Att belastningen av organiskt material och ammoniumkväve är som störst i början av den luftade delen av bioblocket har tagits med i dimensioneringen av de aeroba zonerna. Antalet luftardysor är större i de första zonerna, och kan därför ge ett betydligt större luftflöde. Tabell 3 visar antalet dysor, samt maxflöden i respektive zon i gamla delen av verket.

Tabell 3. Antal dysor per kvadratmeter och maximala luftflöden i samtliga luftade zoner i gamla delen av verket. Beteckningen BB står för ”bioblock”. Samtliga block är dimensionerade för en högre belastning i början av den luftade bassängdelen

Bioblock	Zon 1		Zon 2		Zon 3		Zon 4		Zon 5		Zon 6	
	Dysor/ m ²	Maxflöde [Nm ³ /h]	Dysor/ m ²	Maxflöde [Nm ³ /h]	Dysor/ m ²	Maxflöde [Nm ³ /h]	Dysor/ m ²	Maxflöde [Nm ³ /h]	Dysor/ m ²	Maxflöde [Nm ³ /h]	Dysor/ m ²	Maxflöde [Nm ³ /h]
BB01	3	2100	2,3	2900	2	1500	1	700	1,5	1300		
BB02	3,1	1600	2,5	2300	2	1800	1,7	1000	1,5	1100		
BB03	3,2	1300	2,8	1800	2,3	1400	1,9	1000	1,7	1000	1,5	1000
BB04	3,6	1400	2,8	1800	2,3	1600	2	1100	0,9	1000	1,7	1100
BB05	3,2	1300	2,8	1700	2,3	1400	1,9	1000	1,7	1000	1,7	1000
BB06	3,1	1600	2,5	2300	2	1800	1,7	1000	1,5	1100		

Även det reglertekniska har dimensionerats med denna belastningsskillnad i åtanke. Syrestyrningsstrategin har därför strukturen av en trappa där mest luft går in i början av bassängen och minst i slutet för att kunna hålla en jämn syrekonzentration i den luftade bassängdelen. Det totala luftflödet till den aeroba delen bestäms av den första av de två syregivarna i den luftade delen. Den andra syregivaren, placerad i slutet av den sista aeroba zonen bestämmer lutningen på trappan, och därmed hur stor *andel* av det totala luftflödet de olika zonerna skall få. Om syregivaren i sista zonen avviker från sitt syrebörvärde kommer lutningen på trappan att ändras, vilket också påverkar syrehalten i första zonen. Den första syregivaren kallar då på mer eller mindre luft totalt sett till hela aeroba delen.

I figur 13 illustreras principen för de två extremfall som kan gälla under hög respektive låg belastning av syretärande ämnen. Om syregivaren i zon 4 avviker kraftigt från syrebörvärdet, trots att maximalt eller minimalt luftflöde till zonen gäller, kommer trappningen av luftflöden att ökas till max, eller minskas till min. Vid mycket låg belastning ställer systemet in maximal lutning vilket ökar andelen luft och därmed även syrekonzentrationen i första luftade zonen. För att motverka denna koncentrationsökning kallar därför syregivaren i zonen på mindre luft totalt sett in till blocket. Det motsatta gäller vid mycket hög belastning där syregivaren i zon 4 istället minskar lutningen till minimum. Den minskade andelen luft in till zon 1 gör att syrekonzentrationen sjunker, och syregivare 1 blir därmed tvungen att kalla på mer luft totalt sett in till blocket för att kompensera.



Procentuell fördelning av luftflöde vid maximal lutning, totalt 280 luftflödesandelar

zon 1:	$130/280 \approx 46 \%$
zon 2:	$90/280 \approx 32 \%$
zon 3:	$50/280 \approx 18 \%$
zon 4:	$10/280 \approx 4 \%$

Procentuell fördelning av luftflöde vid minimal lutning, totalt 100 luftflödesandelar

zon 1:	$40/100 = 40 \%$
zon 2:	$30/100 = 30 \%$
zon 3:	$20/100 = 20 \%$
zon 4:	$10/100 = 10 \%$

Figur 13. Maximal och minimal lutning på luftflödesandelar. Vid låg belastning ökas trappningen till max vilket leder till att syregivare 1 minskar det totala luftflödet. Vid hög belastning ger en minimal trappning att luftflödet istället ökar (modifierad från Borglund, 2005).

3.3 BRISTER I SYRESTYRNINGEN

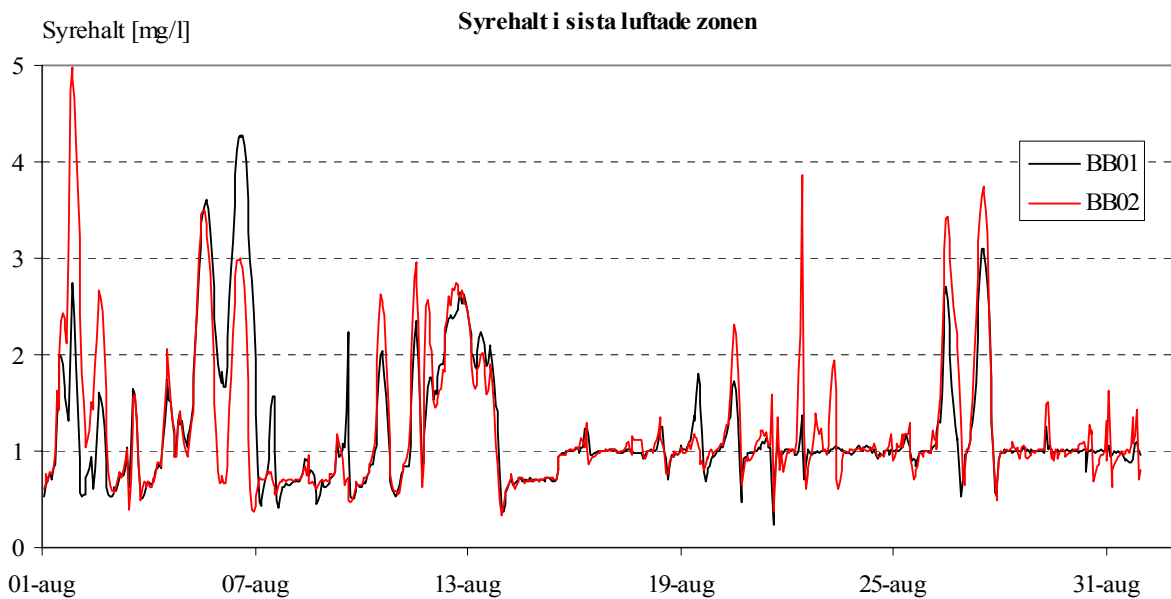
Syrestyrningen på Käppalaverket fungerar väl ur reningssynpunkt. Kväveavskiljningsgraden ligger över 80 % vilket är en hög siffra för ett avloppsreningsverk med fördenitrifikation utan tillsats av extern kolkälla. Ur energisynpunkt finns det däremot utrymme för förbättring.

3.3.1 Syretoppar vid låg belastning

Under perioder med höga vattentemperaturer och slamhalter i kombination med låg belastning (främst helger under sommar och höst) har situationer uppstått med den aktuella syrestyrningsstrategin där merparten av det organiska kolet och ammoniumet oxiderats redan i den första luftade zonen. I de efterliggande zonerna, som då inte tillförs några syretärande ämnen, stiger syrekonzentrationen. Den sista luftade zonen minskar då sitt luftflöde till det minsta tillåtna

för omröring, medan zon 2 och zon 3 är begränsade av trappningen och ofta hålls långt över minflödet. Syrehalten stiger därmed kraftigt och kan i den sista luftade zonen ligga flera hundra procent över börvärdet. Problemet är tydligast i gamla delen av verket eftersom nya delen har en extra anoxisk zon innan den sista aeroba som effektivt sänker syrehalten.

I figur 14 visas sådana förhöjda syrekonzentrationer i den sista luftade zonen i bioblock 1 och 2 (BB01 och BB02) i gamla delen av verket. Börvärdet i sista zonen var i båda bioblocken 0,7 mg/l under perioden 2006-08-01 till 2006-08-15 och 1,0 mg/l från 2006-08-15 till 2006-08-31. Syretopparna är avsevärt högre än den önskade syrekonzentrationen.



Figur 14. Syrehalten i den sista luftade zonen i bioblock 1 och 2 i gamla delen av verket under augusti månad. Kraftiga syretoppar uppkommer ofta och syrehalten ligger långt över önskat börvärde.

De förhöjda syrehalterna i slutet av de luftade bassängerna medför inte bara en onödig kostnad i elenergi på grund av onödigt höga luftflöden, utan kan även skada den biologiska reningsprocessen. Eftersom returflödet av nitratrikt vatten går från slutet av den luftade delen tillbaka till anoxiska zonen riskeras att syrerikt vatten returneras och hämmar denitrifikationsprocessen. Luftningen av slammet innebär också att organiskt material oxideras i onödan och stabiliserar slammet. En sådan stabilisering gör att mängden tillgängligt organiskt material minskar, vilket missgynnar denitrifikationen.

3.3.2 Tidigare försök att motverka syretoppar

Våren 2005 genomfördes försök att motverka syretopparna i bioblocken genom att frångå den linjära trappningen av luftflödesandelar. I BB02, BB03 och BB04 minskades luftflödesandelarna in till den näst sista zonen i hopp om att syrehalten i sista zonen skulle hållas nere vid låg belastning. Trappstegshöjden (Δ i figur 13) halverades till $\Delta = 20$ mellan zon 3 och 4. Syretopparna uppkom ändå, och redan i zon 2 var syrekonzentrationen mycket hög. Den största delen

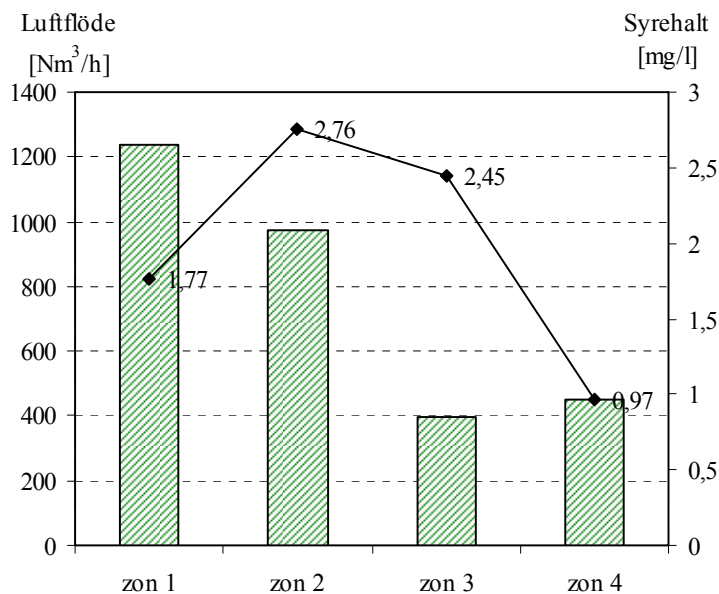
ammonium oxiderades troligtvis redan innan zon 3, eller så var inte sänkningen tillräckligt stor för att ge någon nämnvärd effekt. Ytterligare ett försök utfördes där två extra syregivare (Contronic ADO 4100) installerades i BB01 så att varje luftad zon kunde styra sitt luftflöde mot ett av processoperatören förinställt börvärde. På detta vis hoppades man att luftflödet skulle strypas i varje zon när belastningen var låg, och syretopparna motverkas. Syrebörvärdena hade en avtagande trend, med högst värde i zon 1 och lägst i zon 4, och gav därför fortfarande stora luftflöden i de första zonerna, och små i de sista. Försöket gav viss effekt men inte tillräcklig, och syretoppar uppstod ändå. Därför minskade inte heller de totala luftflödena.

3.3.3 Ineffektiv syreöverföring

Med den aktuella syrestyrningsstrategin på Käppalaverket hålls höga luftflöden i de första aeroba zonerna för att sedan successivt minskas till de sista, oavsett vilka förhållandena är. Enligt teorin för K_{La} -funktionen och syreöverföringen beskriven i ekvation 10 är denna struktur inte fördelaktig ur energisynpunkt. Massan överförd syre per tillsatt volym luft minskar ju högre luftflöden och syrehalter som hålls. Trappningen av luftflödesandelar ger därför en mycket lägre effektivitet i de första luftade zonerna jämfört med de sista.

3.3.4 Misslyckad trappning vid normalbelastning

Även vid normalbelastning har det visat sig att trappningen av luftflödesandelar inte alltid uppfyller sitt syfte med att hålla en jämn syrekonzentration i bassängen. Ofta är syrekonzentrationen högre i mitten av bassängen, där det inte finns syregivare installerade, trots att belastningen är hög. Luftflödet i sista zonen kan ligga långt över det minsta tillåtna, vilket tyder på att syretärande ämnen finns kvar i vattnet, och ändå är syrekonzentrationen i framförliggande zoner betydligt högre än börvärdet i första zonen. I figur 15 visas syrekonzentrationen i BB02 vid ett sådant tillfälle (2006-12-08) där luftflödena i zon 2 och 3 ger höga syrekonzentrationer trots att sista zonen har ett luftflöde över minimum ($100 \text{ Nm}^3/\text{h}$) och håller koncentrationen vid önskat börvärde. Börvärdena i zon 1 och 4 var 1,8 respektive 1,0 mg/l. Syrehalterna indikerar att onödigt mycket luft ges till zon 2 och 3 även vid normalbelastning. Anledningen till detta kan vara att syrekonzentrationen inte är begränsande. De kraftiga luftflödena i den första luftade zonen tar ner ammoniumkonzentrationen till så låga nivåer att den blir begränsande för nitrifierarna som därmed inte kan tillgodose sig allt tillfört syre, och syrekonzentrationen stiger. I slutet av bassängen där luftflödena är mindre stämmer koncentrationen av ammonium bättre överrens med syrekonzentrationen.



Figur 15. Syrehalter och luftflöden i BB02 vid en stickprovsundersökning. Syrebörvärdet till zon 1 och 4 var 1,8 mg/l respektive 1,0 mg/l vid tidpunkten för stickprovet och normal trappning av luftflödesandelar användes.

4 SYRESTYRNINGSFÖRSÖK VID ANDRA AVLOPPSRENINGSVERK

Problemen på Käppalaverket är inte ovanliga. På de flesta avloppsreningsverk varierar belastningen kraftigt under olika årstider, och för att kunna hålla reningskraven under normal belastning är många avloppsreningsverk överdimensionerade vid låg belastning. Det finns ett stort antal försök både i lab- och fullskala med minskad elenergiförbrukning för luftning som syfte. Konceptet kallas ofta OAV-control (Optimum Aerobic Volume control) och handlar om att utnyttja de luftade zonerna maximalt. Många försök liknar varandra i grunden, men nedan redovisas kortfattat tre olika angreppssätt.

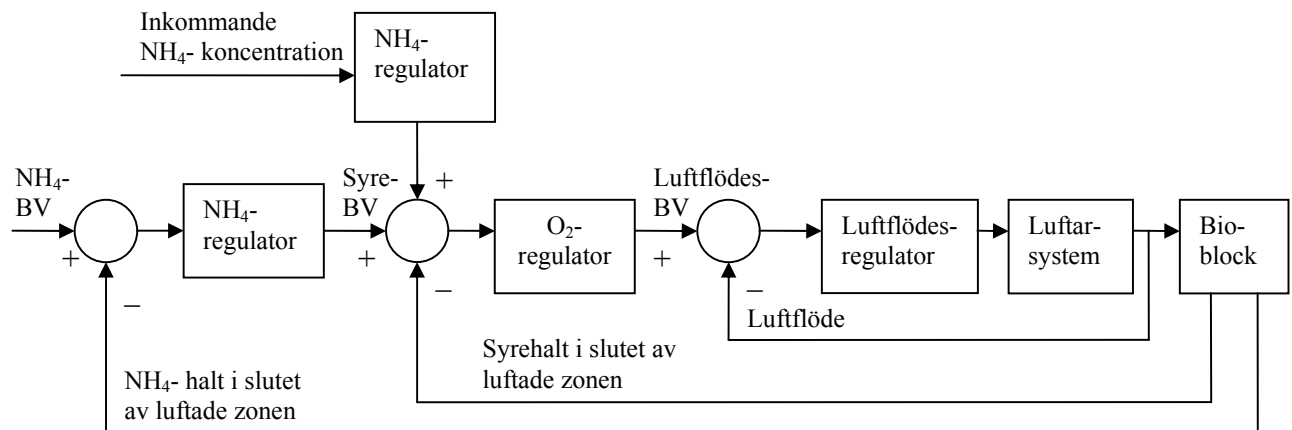
Berlin-Waßmannsdorf fullskaleförsök

På avloppsreningsverket Berlin- Waßmannsdorf minskade Sahlman m.fl. (2004) som mest elenergikostnaden för blåsmaskinerna i ett fullskaleförsök med 15 % genom att testa olika strukturer på syrebörvärdena i de aeroba zonerna. Strukturerna var; 2,0/2,0/2,0; 1,5/1,5/1,0; 1,2/1,2/1,5 och 0,8/1,0/1,2 mg/l. I utvärderingen av försöket användes off-gas-metoden för att avgöra hur effektiviteten påverkades i respektive zon. Stora besparingar i totala luftflöden erhöles tack vare att belastningen försköts till aeroba zoner med lägre luftflöden. I försöket föreslås en metod, som dock inte testades, där effektiviteten i syreöverföringshastigheten bestäms i varje luftad zon som en funktion av luftflödet. Därefter beräknas totala syrebehovet till bioblocket från inkommande belastning av ammonium. Det totala luftflödet fördelas sedan till de olika zonerna så att de zoner som har hög effektivitet får en stor andel, och de med låg effektivitet en liten andel. Med strategin avses att utnyttja zonerna på ett så energieffektivt sätt som möjligt.

Metoden framstår som avancerad och kräver en hel del mätningar med den ganska opålitliga off-gas-metoden. Vanliga återkopplings- och/eller framkopplingsstrategier är lättare att använda i praktiken.

Domzale- Kamnik pilotanläggning

Vrecko m.fl. (2006) har utvärderat en annan strategi i en pilotanläggning i Domzale-Kamnik avloppsreningsverk. Här används tre olika strategier som successivt byggs på med syfte att minska totala luftflödet och med bibehållen reningsgrad. Den första strategin bygger på en återkoppling från syrehalten i sista luftade zonen där totala luftflödet till övriga zoner styrs via en kaskadreglering med en luftflödesregulator. Därefter byggs strategin ut med en återkoppling från utgående ammoniumkoncentration för att slutligen även få en framkoppling av inkommande ammoniumkoncentration. I figur 16 visas strategin. Fördelen är enligt författarna att med en framkoppling behöver man inte vänta på att en belastningsskillnad skall ge utslag i slutet av bioblocket. Istället kan luftflödena korrigeras redan innan en förändring når bioblocken. Försöket gav en luftflödesbesparing på hela 45 %. Man bör dock beakta att försöket utfördes i pilotskala.

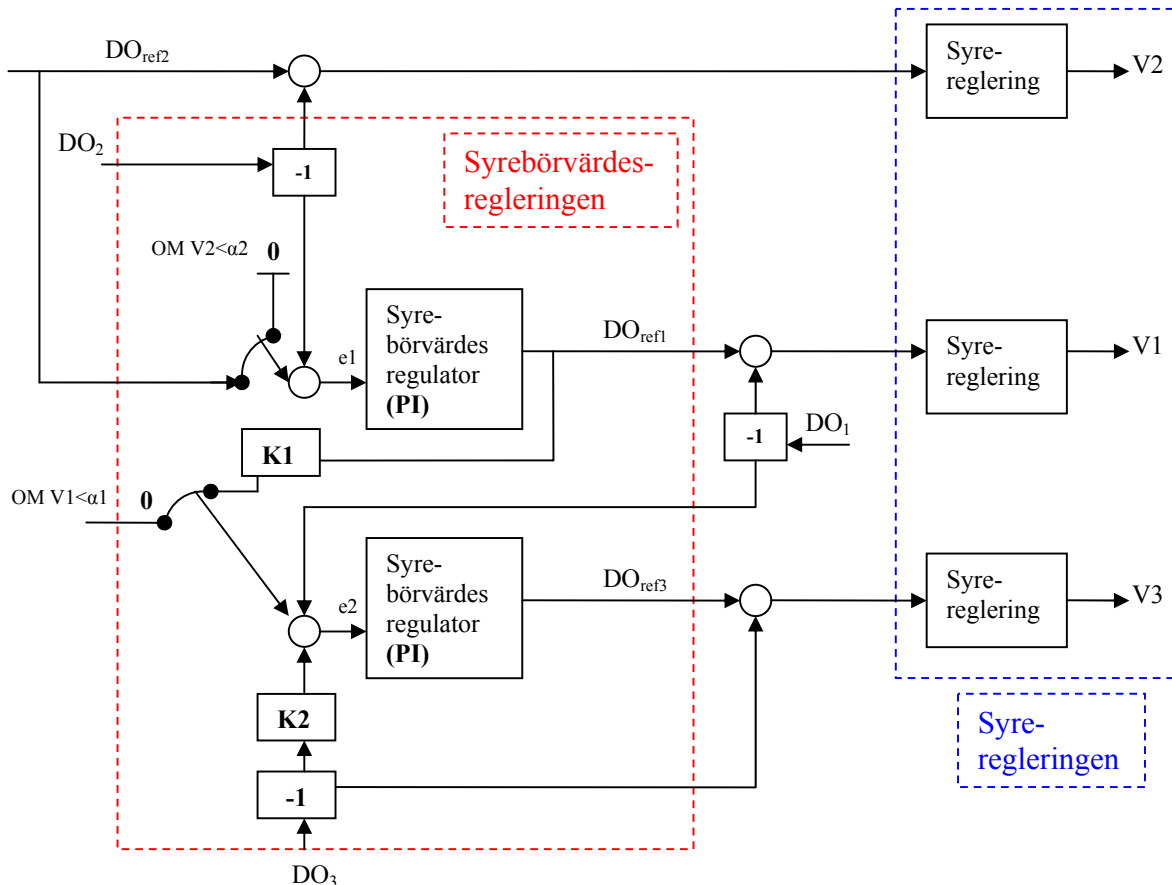


Figur 16. En framkoppling av inkommande ammoniumkoncentration korrigerar snabbare för förändringar i belastning (Modifierad från Vrecko m.fl., 2006).

Hammarby Sjöstad pilotanläggning

Ytterligare ett exempel på OAV-kontroll är försöket som Björleinius m.fl. (2006) har utfört i pilotanläggningen i Hammarby Sjöstad. Här användes en överordnad reglering helt baserad på syrehalter i de aeroba zonerna. Strategin förbättrade reningsgraden utan att öka luftförbrukningen. Strategin ändrar den luftade volymen efter belastningen genom att slå av eller på luftningen till zonerna, och grundar sig på det faktum att syrehalten i en aerob bassäng speglar den aktuella belastningen. Vid låg belastning stänger strategin av luftningen till en eller flera zoner, och vid hög belastning slås den på igen. I figur 17 visas blockschemat för strategin. I försöket styrdes 3 zoner med individuella syrebövräden; DO_{ref1} , DO_{ref2} och DO_{ref3} . Syrehalten i zonerna betecknas med DO_1 , DO_2 och DO_3 . Den mellersta zonen bövräde (DO_{ref2}) sattes manuellt. Öppningsgraden på luftflödesventilerna till respektive zon ges av parametrarna V_1 , V_2 och V_3 . Om V_2 överskrider ett förinställt värde (α_2) slår en *switch* om i regleringen så att syrebövrädesregulatorn i zon 1 får reglerfelet $DO_{ref2} - DO_2$. På detta vis ökar syrebövrädet till zonen (DO_{ref1}) i proportion till hur

svårt zon 2 har att hålla sitt börvärde. Om öppningsgraden på luftflödesventilen V2 istället är mindre det förinställda värdet α_2 slår switchen åter igen om och sätter reglerfelet till $-DO_2$. Detta gör att luftflödesventilen V1 stängs. Samma resonemang gäller för den sista zonen, där öppningsgraden hos zon 1 avgör om och hur mycket zon 3 skall aktiveras. I ekvation 13 visas hur reglerfelen till syrebörvärdesregulator 1 och 3 beräknas.



Figur 17. Syrebörvärdesregleringen där först zon 1 och sedan zon 3 kan slås på då öppningsgraderna på ventilerna V2 eller V1 överskrider α_2 respektive α_1 (Modifierad från Björleinius m.fl., 2006).

$$e1 = \begin{cases} -DO_2 & OM V2 < \alpha_2 \\ DO_{ref2} - DO_2 & OM V2 \geq \alpha_2 \end{cases} \quad (13)$$

$$e2 = \begin{cases} -(DO_1 + K2 \cdot DO_3) & OM V1 < \alpha_1 \\ K1 \cdot DO_{ref1} - (DO_1 + K2 \cdot DO_3) & OM V1 \geq \alpha_1 \end{cases}$$

ovan gäller

$e1, e2$ = reglerfelet till syrebörvärdesregulator till zon 1 och zon 2
 DO_1, DO_3 = syrehalten i zon 1 och zon 3

DO_{ref1}, DO_{ref2} = börvärdena till syrebövrädesregulatorerna i zon 1 och zon 2
 $V1, V2$ = öppningsgrad hos luftflödesventiler i zon 1 och 2
 $\alpha1, \alpha2$ = konstanter i switcharna till syrebövrädesregleringen i zon 1 och zon 3

En fördel med försöket är att endast syregivare används i styrningen. Men samtidigt kan det bli kostsamt att i fullskala ha syregivare installerade i samtliga zoner som skall regleras. Något som komplicerar användandet av strategin är valet av parametrarna $K1$ och $K2$, men det finns tumregler angivna i rapporten från försöket.

5 FÖRSÖK MED MODIFIERAD SYRESTYRNING PÅ KÄPPALAVERKET

5.1 SYFTE OCH MÅL

I den äldre delen av verket har tre olika styrstrategier testats fr.o.m. vecka 37 t.o.m. vecka 50 hösten 2006 med syftet att minska luftförbrukningen, och därmed elenergiförbrukningen, utan att försämra reningsgraden. De två huvudsakliga målen för strategierna har varit att 1) motverka de syretoppar som uppkommit under perioder med låg belastning, något som skulle minska luftförbrukningen och förbättra kvävereningseffektiviteten, och 2) minska den totala elenergiförbrukningen oavsett belastning. Tre strategier har testats, och därefter jämförts i renings- och kostnadseffektivitet. Eftersom problemen är tydligast i gamla delen av verket utfördes försöken där.

5.2 FÖRSÖKSBLOCKEN

I BB01 sitter fortfarande två extra syregivare installerade från de försök som utfördes våren 2005. Varje luftad zon har därför en syregivare installerad vilket underlättar utförandet och utvärderingen av ett försök. I slutet av ES01 (eftersedimenteringsbassäng till BB01, se Appendix I) sitter en extra ammoniummätare vilket gör att nitrifikationen lättare kan övervakas. BB01 har tack vare detta valts till försöksblock. BB02 har samma antal luftade zoner och stämmer volymmässigt bäst överrens med BB01 och har därför fått fungera som referensblock. I tabell 4 visas volymen hos de olika bassängdelarna i gamla delen av verket. I referensblocket BB02 har syrebövräden, returflöden och slamhalter etc. styrts som övriga block under försökens gång.

Tabell 4. Volymen på de olika sektionerna i gamla delen av verkets bioblock vid normaldrift. BB02 stämmer bäst överrens med BB01 volymmässigt och har därför valts till referensblock.

Bioblock	Anaerob volym [m ³]	Anoxisk volym [m ³]	Aerob volym [m ³]	Deox volym [m ³]
BB01	657	3654	2996	794
BB02	657	3434	3216	794
BB03	657	3230	3420	794
BB04	657	3230	3420	794
BB05	657	3230	3420	794
BB06	657	3434	3216	794

Belastningen in till BB01 respektive BB02 har följts upp med veckosamlingsprover, liksom utgående vattenkvalité ut från respektive eftersedimentering. Veckosamlingsproverna har insamlats genom provtagning var tjugonde minut och konservering har gjorts med 2,5M H₂SO₄. Mängden tillsatt syra bestämdes genom att hålla pH-värdet inom intervallet pH 2-3. Två provtagare av typen Xian 1000 har stått utplacerade mellan försedimenteringen och bioblocken (FS01 och FS02 i Appendix I). I slutet av eftersedimenteringen (ES01 och ES02 i Appendix I) har istället två provtagare av typen Contronic PSW-84 använts.

5.3 UTVÄRDERINGSMETODER

För att kunna jämföra luftflödena mellan BB01 och BB02 har hänsyn tagits till det faktum att blocken kan ha olika syrebehov. Dels skiljer sig blocken åt volymmässigt, men även belastningsskillnader kan förekomma som påverkar syreförbrukningen genom olika respirations- och nitrifikationshastigheter. För att kunna utvärdera försöken har luftflödena normerats mot dessa skillnader.

5.3.1 Beräkning av syreförbrukning

Belastningsskillnader mellan försöksblock och referensblock och dess inverkan på syreförbrukningen har inkluderats i utvärderingen. Detta med hjälp av följande massbalans som beskriver syreförbrukningens hastighet OUR (Oxygen Uptake Rate) beroende på belastningen (Hulsbeek m.fl., 2002):

$$OUR = COD_{in} - COD_{ut} + 4,56 \cdot N_n - 2,86 \cdot N_d - 1,42 \cdot (Q_{slam} \cdot C_{VSS}) \quad (14)$$

där

OUR= syreförbrukningshastighet i bioblocket [kg O₂/vecka]
 COD_{in}= COD inkommande vatten till bioblocket [kg O₂/vecka]
 COD_{ut}= COD utgående vatten från bioblocket [kg O₂/vecka]
 N_n= massan kväve som nitrifierats [kg N/vecka]
 4,56= stökiometrisk omräkningsfaktor för syreförbrukning vid nitrifikation [kg O₂/ kg N]
 N_d= massan kväve som denitrifierats [kg N/vecka]
 2,86= stökiometrisk omräkningsfaktor för det kol som förbrukas vid

denitrifikation [kg O₂/ kg N]

Q_{slam}= flödet av överskottsslam [m³/vecka]

C_{VSS}= koncentrationen av organiskt material (VSS) i överskottsslam [kg VSS/m³]

1,42= stökiometrisk omräkningsfaktor för syreförbrukning vid nedbrytande av VSS [kg O₂/kg VSS]

Massbalansen grundar sig på ett steady-state antagande och gäller över tiden det tar för allt slam i systemet att bytas ut. Den endogena respirationen (dvs. den respiration som sker vid nedbrytande av döda celler och predation) ligger därför inbakat i uttrycket. Indata har varit resultaten från veckosamlingsproverna och massbalansen har därför valts till att ha enheten kg O₂/vecka.

Veckosamlingsproverna analyseras bl.a. med avseende på nitrat, ammonium och Kjeldahlkväve, varefter termerna N_n och N_d kan beräknas enligt:

$$N_d = N_{in} - N_{ut} - N_S \quad (15)$$

$$N_n = N_{K,in} - N_{K,ut} - N_S \quad (16)$$

där

N_{in} = totalkväve i inkommande vatten [kg/vecka]

N_{ut} = totalkväve i utgående vatten [kg/vecka]

N_S = totalkväve i överskottsslam [kg/vecka]

N_{K,in} = Kjeldahlkväve i inkommande vatten [kg/vecka]

N_{K,ut} = Kjeldahlkväve i utgående vatten [kg/vecka]

I ekvation 15 och 16 används N_S, totalkväve i överskottsslammet, en parameter som det inte tagits veckosamlingsprover på. Istället har stickprover använts för att korrelera N_S till halten organiskt material (VSS) i överskottsslammet. En stor del av kvävet är nämligen bundet till den organiska delen i slammet, vilket gör att kvävehalten i överskottsslammet följer koncentrationen av VSS. Genom att senare endast mäta halten VSS har N_S beräknats. Förhållandet mellan massan N_S och VSS ges av:

$$N_S = 0,0955 \cdot Q_{slam} \cdot C_{VSS} \quad (17)$$

där

N_S = massan totalkväve i överskottsslam [kg/vecka]

Q_{slam} = flödet av överskottsslam [m³/vecka]

C_{VSS} = koncentrationen av VSS i överskottsslam [kg/m³]

5.3.2 Endogen respiration, avvikelser från massbalansen

Bioblocken i den gamla delen av verket har ett gemensamt returslamsystem vilket gör att det slam som finns i en bassäng inte enbart är bildat från de förutsättningar som finns i det aktuella blocket. Slamhalten kan därför skilja sig från den teoretiska slamhalten som ligger dold i det antagande som massbalansen i ekvation 14 gör. Den del av den teoretiska syreförbrukningshastigheten i ekvation 14 som beror på endogen respiration kan därför skilja sig från den verkliga eftersom den är starkt kopplad till halten VSS i slammet. För att ta hänsyn till detta har tester gjorts för att bestämma den endogena syreförbrukningshastigheten som en funktion av halten VSS.

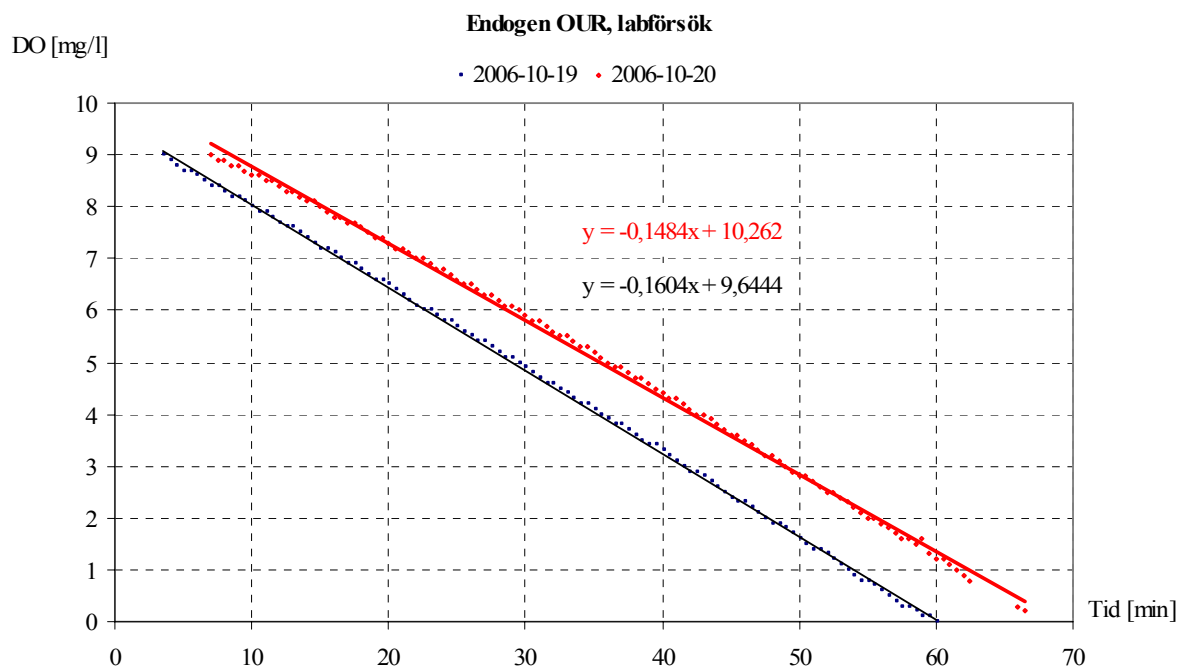
Eftersom slamhalten i BB01 och BB02 loggas i styrsystemet, och kontinuerliga stickprover ger glödresten (GR), har massan VSS i blocken beräknats enligt ekvation 18. Därefter har eventuella skillnader i endogen syreförbrukningshastighet beroende på olika slamhalter i blocken beräknats.

$$VSS = SS \cdot (1 - GR) \quad (18)$$

där

VSS= organiskt material [mg/l]
 SS= suspenderad substans [mg/l]
 GR= glödrest [%]

För att få kopplingen mellan massan VSS och endogen respiration gjordes två OUR-försök. Försöken gjordes enligt Standard Methods (SM 2710 B) och redovisas i Appendix II. Resultaten från försöken redovisas i figur 18. Lutningen på kurvorna ger endogen syreförbrukningshastighet (OUR) med enheten mg O₂/(l·min). I tabell 5 visas resultatet av försöken tillsammans med ett tidigare OUR-försök vid Käppalaverket 1990-10-12.



Figur 18. Endogen OUR-mätning på luftat bioslam.

Tabell 5. Endogen syreförbrukningshastighet i mg O₂/(mg VSS·h).

Försöksdatum	2006-10-19	2006-10-20	1990-10-12	1990-10-12
SS-halt [g/l]	2,23	2,2	2,84	3,18
GR [%]	28,7	28,3	33	32
VSS [g/l]	1,59	1,58	1,9	2,16
k [mg O ₂ /(l·min)]	-0,149	-0,160	-	-
k [mg O ₂ /(g VSS h)]	6,05	5,64	7,77	7,53
k , medelvärde [mg O ₂ /(g VSS h)]	5,85		7,65	

5.3.3 Teoretiska luftflöden

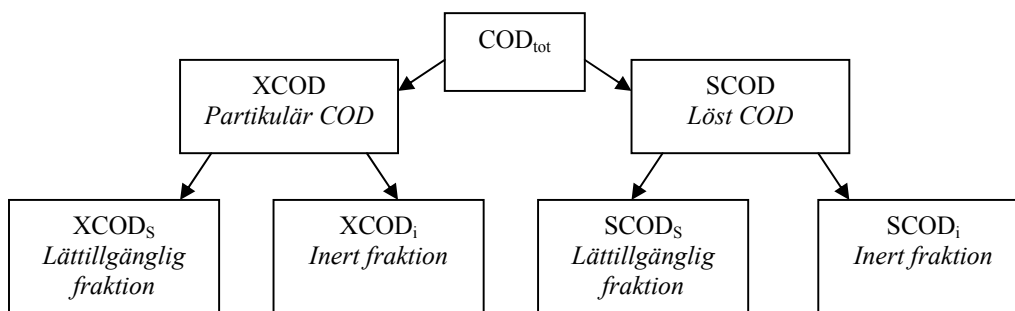
Massbalansen i ekvation 14 ger, efter att ha korrigerats för avvikelser från teoretisk slamhalt, den förväntade syreförbrukningshastigheten i bassängerna vid aktuell belastning och slamhalt. För att få kopplingen till vilka luftflöden en viss syreförbrukningshastighet kräver har leverantören av luftardysorna, ITT Flygt AB, tillhandahållit teoretiska värden på det förväntade luftflödet som en viss syreförbrukningshastighet ger. Denna koppling tar hänsyn till antalet luftardysor och luftad bassängvolym. I tabell 6 visas de data som använts. Med hjälp av dessa data har, från den förväntade syreförbrukningshastigheten, teoretiska luftflöden beräknats. Dessa flöden tar då hänsyn till belastning, skillnader i slamhalt och blockens olika utformning. De verkliga luftflödena, som loggas i styrsystemet, har därefter skalats mot dessa förväntade luftflöden för att korrigera för skillnaderna mellan blocken. Den luftflödesskillnad som kvarstår kan därefter tillskrivas blockens syrestyrningsstrategier.

Tabell 6. Luftflöde per kg syrebehov i BB01 och BB02 (ITT Flygt AB).

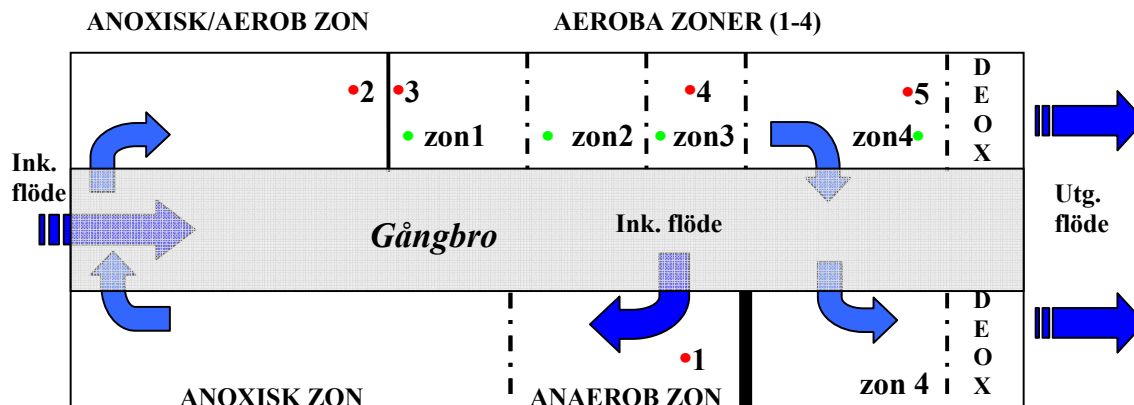
	BB01		BB02	
	medel vinter	medel sommar	medel vinter	medel sommar
Syreförbrukning [kg O ₂ /h]	166	170	164,5	170
Teoretiskt luftflöde [Nm ³ /h]	1559	1732	1562	1692
Luftflöde per kg O ₂ [Nm ³ /kg O ₂]	9,39	10,19	9,50	9,95

5.3.4 SCOD- och kväveprofil

Eftersom försöken ändrar luftflödesfördelning och syrehalter i de luftade zonerna har stickprover gjorts för att se hur profilen av ammonium och löst organiskt material (SCOD) påverkas av de ändrade syrekoncentrationerna. I figur 19 visas fraktioneringen av COD, och det undersökta SCOD. Provtagningspunkterna som visas i figur 20 har valts strategiskt för att kunna följa eventuella förskjutningar i oxidationen. Två olika profiler har tagits, en med syfte att se profilen i hela bioblocket (punkt 1- 5) och en enbart i aeroba delen.



Figur 19. Uppdelningen av COD i olika fraktioner. SCOD är det lösta kol som analyserats i profilerna (modifierad från Borglund, 2006).



Figur 20. De röda punkterna (1- 5) markerar provtagningspunkterna vid analys av COD- och kväveprofiler i hela blocket, och de gröna i varje aerob zon.

5.4 FÖRSÖK 1: INDIVIDUELL SYRESTYRNING UTAN TRAPPNING

5.4.1 Bakgrund och syfte

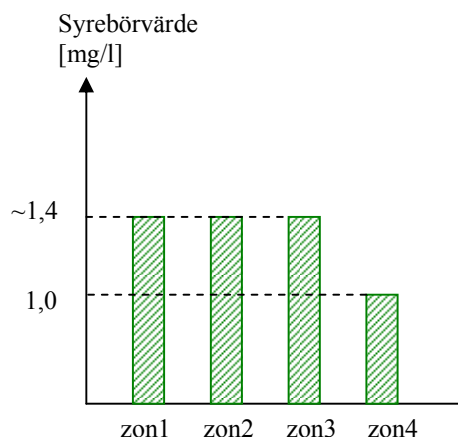
I de tidigare utförda försöken våren 2005 (se avsnitt 3.3.2) visade sig en individuell syrestyrning med syregivare i varje luftad zon inte vara tillräcklig för att motverka syretopparna. Att de mellersta zonerna (zon 2 och 3) inte längre var begränsade av trappningen utan kunde styra sina luftflöden individuellt hjälpte inte. Alla syretärande ämnen hann oxideras redan i de första luftade zonerna, och trots att minflöden hölls i de sista zonerna så steg syrekonzentrationen. Syftet med detta försök var att modifiera den tidigare utvärderade individuella syrestyrningen genom att frångå de höga koncentrationerna i de första zonerna så att detta inte sker, men även att minska den totala luftförbrukningen under förhållanden med normalbelastning.

5.4.2 Metod och teori

Med den individuella syrestyrningen säkerställs att syrehalten hålls på de önskade nivåerna så att ingen zon blåser in mer luft än vad som är nödvändigt för dess aktuella syrebehov. Här i ligger därför direkt en besparing. De problem som trappningen uppvisat vid normalbelastning (se stycke 3.3.4) försvinner därmed, och även syretopparna motverkas till viss del. Ett problem kvarstår dock. Vid låg belastning kan all ammonium oxideras redan innan vattnet nått den sista zonen (vilket hände vid försöken 2005) och eftersom minluftflödet fortfarande inte får underskridas kan syretopparna ändå uppstå. Genom att frångå strukturen med högre syrebörvärden i de första zonerna och samtidigt minska dem mer än vad som gjorts tidigare kan detta motverkas.

Förutom att alla zoner hade individuell styrning av luftflödet hade zon 1, 2 och 3 samma syrebörvärde (se figur 21). Dessa sänktes sedan successivt under försökets gång, men styrdes samtidigt beroende på belastningen. De låga syrebörvärdena i de första aeroba zonerna förskjuter oxidationen av både organiskt material och ammonium mot den sista zonen som därmed aldrig tvingas sänka luftflödet till minimum. Den ursprungliga idén med trappningen var just detta, att syrehalten skulle hållas på en jämn nivå fram till sista zonen.

Den individuella syrestyrningen fanns redan inlagd i styrsystemet och behövde bara aktiveras. PI-regulatorerna i kaskadregleringen av luftflöden till varje zon var redan väl trimmade och inga justeringar behövdes göras.



Figur 21. Strukturen på syreböörvärdena i försöksblocket BB01. Samtliga zoners luftflöden styrs oberoende av varandra.

5.4.3 Resultat och diskussion

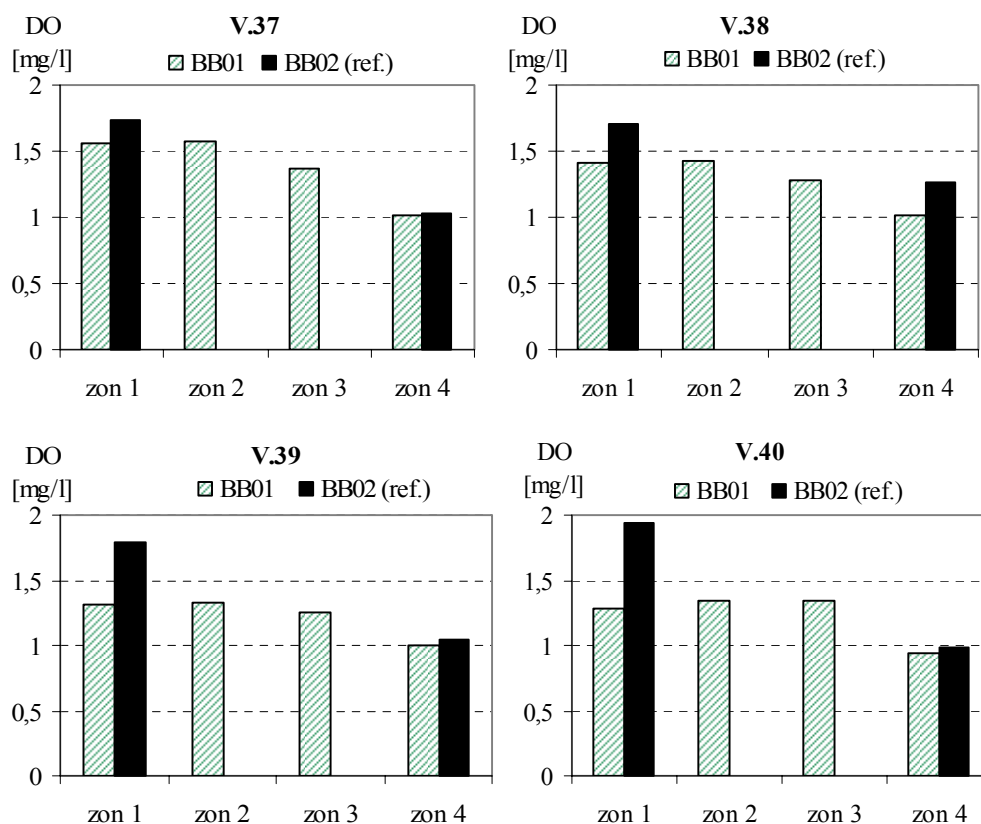
Syreböörvärdena

Syreböörvärdena pressades under försökets gång ner så långt som möjligt utan att utgående ammoniumhalt ökade. I tabell 7 visas de satta böörvärdena i BB01 och BB02, och i figur 22 de resulterande syrekonzentrationerna som veckomedelvärden i respektive zon. Eftersom det inte fanns några syregivare installerade i zonerna 2 och 3 i BB02 visas där bara zon 1 och 4. Fööröket utvärderades V.37 till V.40.

Tabell 7. Syreböörvärdena under fööröök 1 i BB01 och BB02 (referensblock).

	BB01 [mg/l]				BB02 [mg/l]	
	zon1	zon2	zon3	zon4	zon1	zon4
V.37	1,5	1,5	1,5	1,0	1,7	1,0
V.38	1,4	1,4	1,4	1,0	1,7	1,0
V.39	1,3	1,3	1,3	1,0	1,7	1,0
V.40	1,3	1,3	1,3	1,0	2,0	1,0

V.38 och V.39 minskades böörvärdena eftersom utgående ammoniumkonzentration fortfarande var mycket låg (kring 0,1 mg/l). Inte föörän strukturen 1,3/1,3/1,3/1,0 användes började ammoniumkonzentrationen öka. Detta kan ha påverkats av att inkommande belastning då hade ökat. I figur 22 syns hur zon 3 i BB01 hade svårare att hålla böörvärdet under V.37 t o m V.39 jämfört med övriga zoner. Detta beror på att strategin föörskjutit belastningen till denna zon, som är dimensionerad för betydligt mindre luftflöden än zon 1 och zon 2.

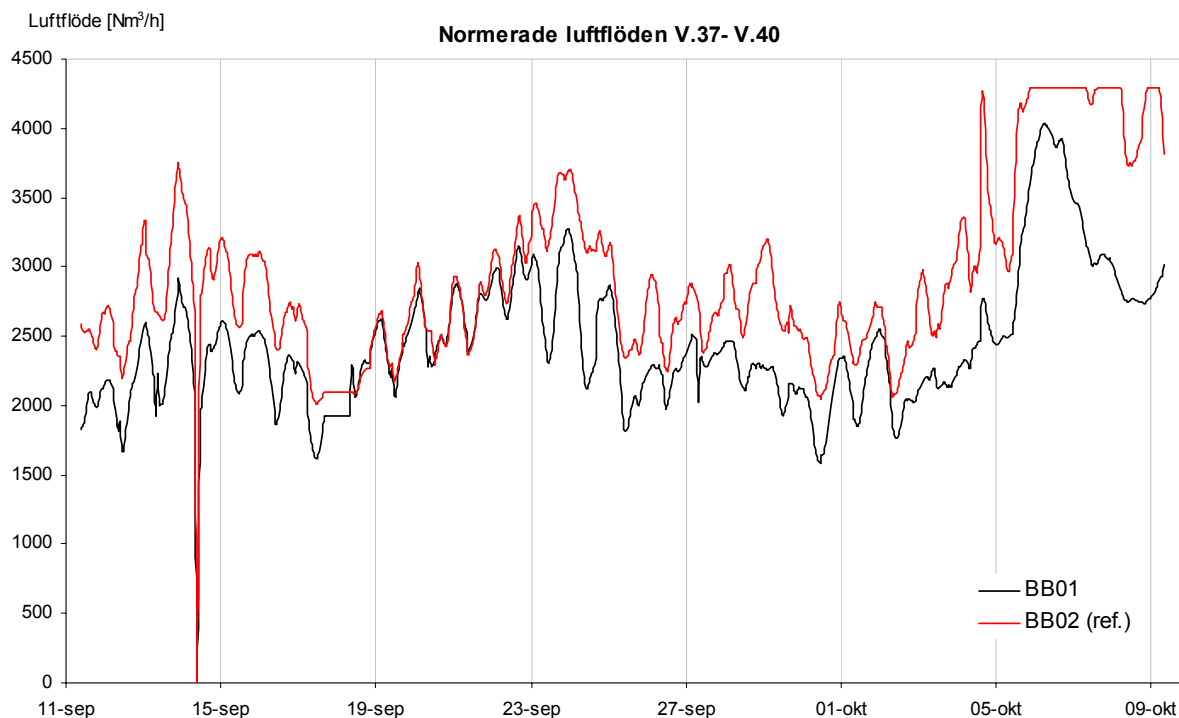


Figur 22. Syrekoncentrationerna i BB01 och BB02 under försöksperioden.

Total luftförbrukning

I figur 6 visas syreöverföringshastigheten som en $K_L a$ -funktion, och som tidigare nämnts är dessa specifika för varje verk och avloppsvatten. De använda värdena är dock samma som vanligen används vid olinjär modellering av $K_L a$ -funktionen och användes för att göra kvalificerade gissningar innan försökets start av hur mycket denna skulle påverka effektiviteten i syreöverföringen. I BB01 är månadsmedelvärdet för q_{luft} under augusti $1,7 \text{ Nm}^3/\text{h}$ per m^3 luftad volym i första luftade zonen. Enligt figur 6 är detta ett mycket högt värde, och en minskning av luftflödet i zonen skulle bara minska syreöverföringshastigheten lite. Denna minskning i syreöverföringshastighet kan senare kompenseras av en betydligt mindre ökning av luftflödet i de senare zonerna, där luftflödet är mindre och effektiviteten högre. Från detta resonemang ansågs det därför rimligt att en ökad effektivitet i syreöverföring på grund av $K_L a$ -funktionens struktur skulle kunna uppnås.

Försöket styrde kraftigt ner det totala luftflödet i BB01 jämfört med BB02. I figur 23 visas bioblockens totala luftflöden under försöksperioden. Luftflödena är normerade (se stycke 4.3) och direkt jämförbara. I tabell 8 visas de normerade totala luftflödena till BB01 och BB02 samt den procentuella minskningen som veckomedelvärden.

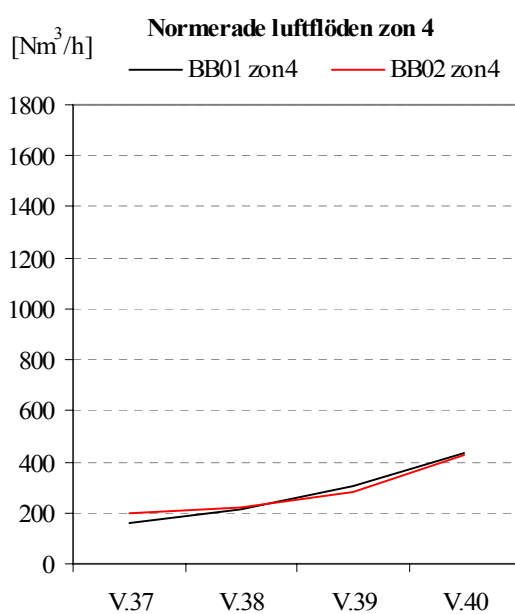
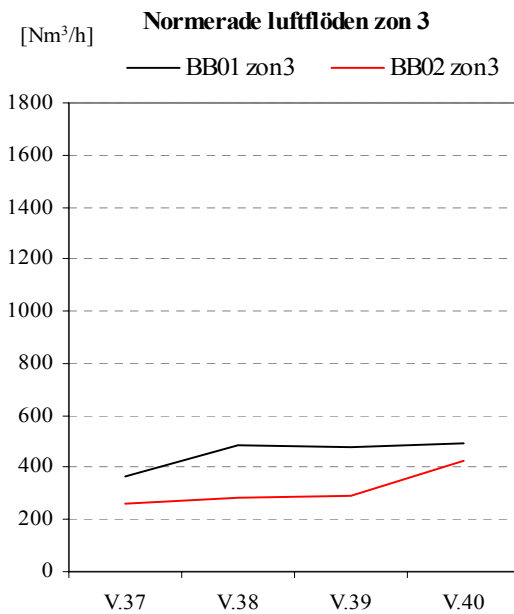
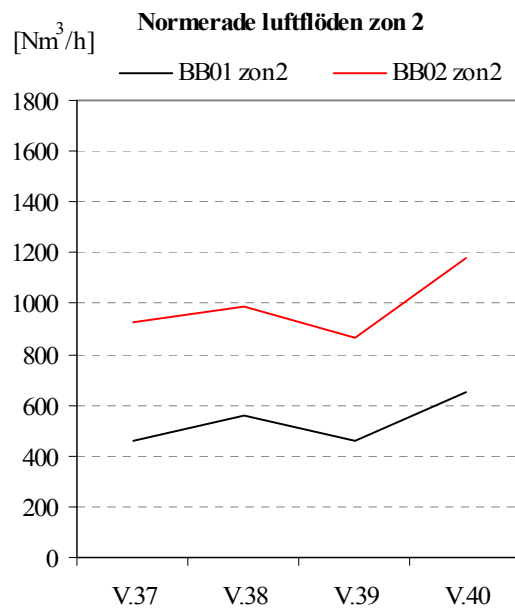
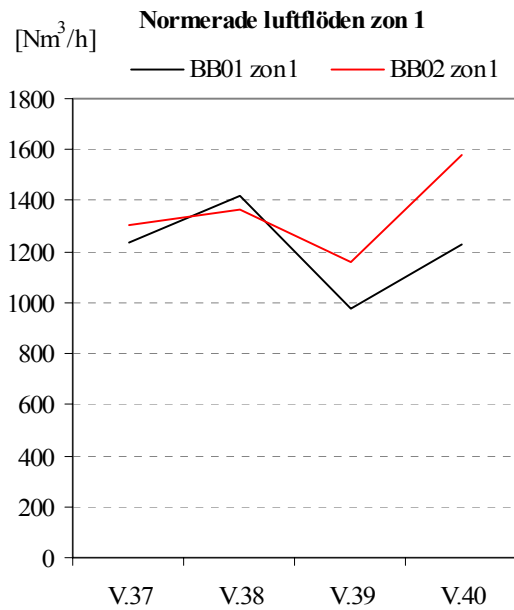


Figur 23. Normerade luftflöden under försöksperioden V.37 t.o.m. V.40 i försöksblock och referensblock.

Tabell 8. Veckovisa medelvärden över normerade totala luftflöden i BB01 och BB02 samt procentuell skillnad under försök 1.

Vecka	BB01 [Nm ³ /h]	BB02 [Nm ³ /h]	Procentuell Minskning i BB01
V.37	2197	2686	18
V.38	2665	2857	7
V.39	2203	2592	15
V.40	2805	3616	22

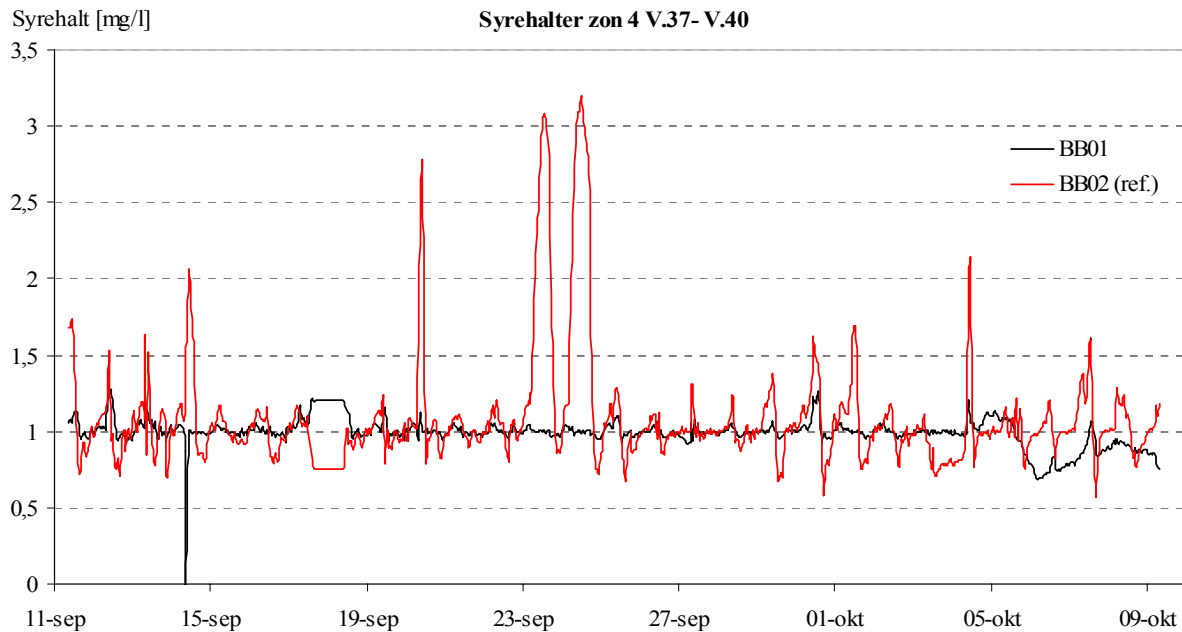
Luftflödesfördelningen i varje luftad zon visas som veckomedelvärden i figur 24. Där syns hur BB01 har lägre luftflöden i de första zonerna, och högre luftflöden i de senare zonerna jämfört med BB02. Denna förflyttning av luftflödet nedåt i bassängen är i linje med vad som förväntades, och är den huvudsakliga anledningen till besparingen av luft. Enligt teorin för $K_L a$ -funktionen har en mer effektiv syreöverföring uppnåtts på grund av det kraftigt minskade luftflödet i zon 1 och 2. I zon 3 har istället en ökning av luftflödet skett, men denna ökning är betydligt mindre eftersom $K_L a$ -funktionen ger en mer effektiv överföring för låga luftflöden. Nettoeffekten är att lika mycket syre har tillförts vattnet fast med ett minskat luftflöde. Skillnaden i luftflödena är som störst V.40 vilket beror på att skillnaden i syrebörvärden då var störst. Samtidigt hade belastningen ökat så procentuellt sett var besparingen inte störst denna vecka. Den zon där störst minskning i luftflödet uppnåddes var zon 2 eftersom trappningen är som mest ineffektiv där. Om denna zon styrdes individuellt skulle mycket höga syrebörvärden krävas för att hålla dessa luftflöden.



Figur 24. Normerade luftflöden i varje zon under försöksperioden i BB01 och BB02 (referensblock). Den kraftiga minskningen av luftflödet i främst zon 2 men även i zon 1 kompenseras av en mycket mindre ökning i zon 3.

Syretoppar

Syretopparna i den sista luftade zonen förhindrades effektivt vilket visas i figur 25 där syrehalten i zon 4 i BB01 och BB02 jämförs under försöksperioden. Belastningen har förskjutits så att ammonium finns kvar i högre utsträckning i slutet av den luftade bassängen. V.40 var belastningen hög (se Appendix III) vilket visade sig i låga syrehalter i sista luftade zonen.



Figur 25. Syrehalter i zon 4 i BB01 och BB02 under försöksperioden.

Reningsgrad

Ett viktigt kriterium för att strategin skall anses lyckad är att inte reningsgraden försämrats. Eftersom denitrifikationen gynnas av låga syrekoncentrationer finns ingen risk att försöket påverkade den negativt. Nitrifikationen påverkas däremot negativt enligt en monodkinetik när syrekoncentrationen sänks (ekvation 6). I figur 5 visas strukturen på nitrifierarnas tillväxthastighet, den parameter som avgör hur stor nitrifikationen är. Precis som med $K_L a$ -funktionen är denna parameter individuell för varje avloppsvatten men strukturen gäller alltid. Stickprover gjordes i BB01 och BB02 för att undersöka ammoniumkoncentrationen i den första luftade zonen. Denna visade sig ligga kring 5 mg/l, ett värde som enligt figur 5 tillåter syrekoncentrationer en bra bit under 2 mg/l med en bibehållet hög tillväxthastighet. Med detta som bakgrund, tillsammans med att Käppalaverket har överdimensionerade luftade volymer, ansågs försöket vara tryggt att utföra utan att riskera en kraftigt försämrad nitrifikation.

Om anledningen till att luftflödena minskade berodde på att nitrifikationen hade försämrats, och därmed mindre syre förbrukats, skulle det ha avspeglats i reningsgraden i BB01. I tabell 9 ser man hur reningsgraden av COD, totalkväve och ammonium är lika hög som i BB02, vilket bevisar att minskningen i luftflödena beror på en högre effektivitet i överföringen.

Tabell 9. Reningsgrad av COD, totalkväve och ammonium under försöksperioden.

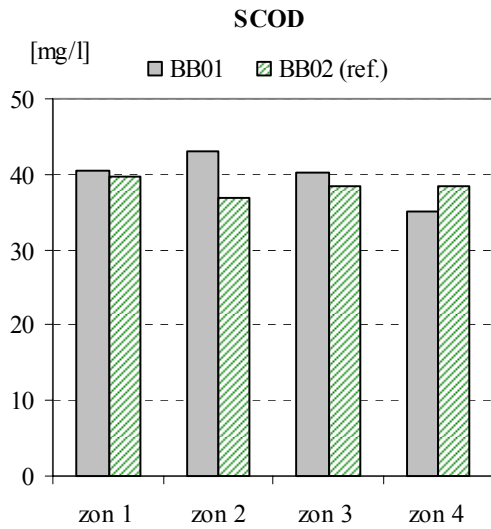
	BB01			BB02 (ref.)		
	COD [%]	Tot-N [%]	NH ₄ -N [%]	COD [%]	Tot-N [%]	NH ₄ -N [%]
V.37	87	83	99	86	82	95
V.38	85	82	98	88	82	99
V.39	85	81	98	85	82	99
V.40	84	79	93	83	81	98
V.41	87	82	95	88	83	99

SCOD- och kväveprofil

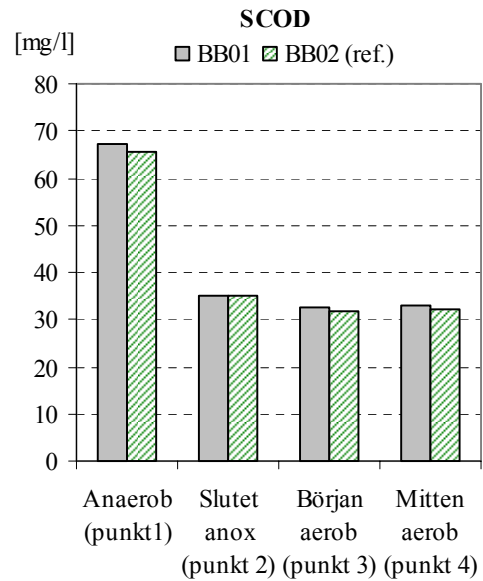
Strategin att skjuta belastningen av syretärande ämnen mot senare zoner fick luftflödena att minska i början och öka i slutet. Denna förskjutning kan påverka nitrifikationshastigheten och oxidationen av lättillgängligt löst organiskt material, SCOD_S, i de aeroba zonerna. Om oxidationen av SCOD_S minskar finns en risk att ytaktiva ämnen som tensider finns kvar i större utsträckning i de sista luftade zonerna, något som skulle kunna påverka syreöverföringen negativt.

Innan försöket startades gjordes en analys av profilen i aeroba zonen (se figur 20) för att undersöka hur halten SCOD ändras. I figur 26 visas resultatet. Eftersom koncentrationen av SCOD är konstant i hela luftade zonen, innebär det att det lättillgängliga lösta kolet, SCOD_S, har oxiderats redan i första luftade zonen, eller till och med i den anoxiska zonen. Den SCOD som är kvar tillhör den inerta fraktionen (SCOD_I) och påverkas därför inte av syrekoncentrationen i de kvarvarande zonerna.

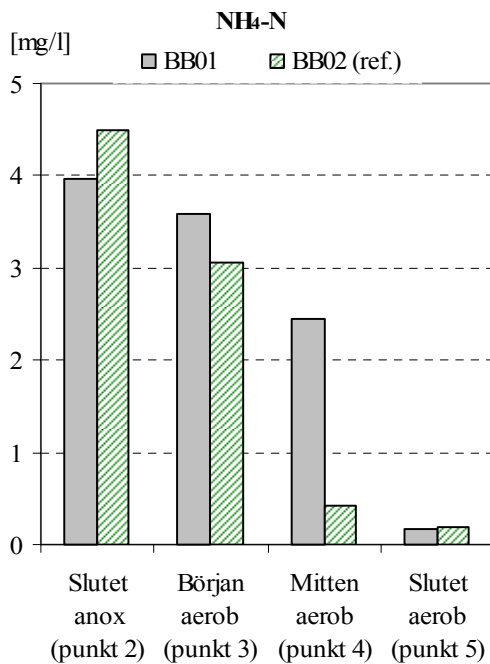
I figur 27 visas profilen för ett stickprov på SCOD i BB01 och BB02 under försöksperioden. Provtagningen är nu gjord i punkterna 1 till 4 (enligt figur 20) eftersom koncentrationen är konstant redan tidigt i bassängen, och det därmed vore onödigt att ta prover i de sista luftade zonerna. Resultatet visar hur oxidationen av SCOD_S inte försämrades i BB01 trots de sänkta luftflödena. Nästan all oxidation sker fortfarande i den anoxiska zonen. Oron för att tensider skulle finnas kvar längre ner i bassängen och påverka α -värdet var därför obefogad eftersom tensider tillhör denna fraktion. Ammoniumoxidation i BB01 har däremot förskjutits nedåt i bassängen och koncentrationen är därför högre i mitten av den aeroba bassängen vilket visas i figur 28. Denna senare ammoniumoxidation visar sig även i nitrathalten som stigit långsammare än i BB02.



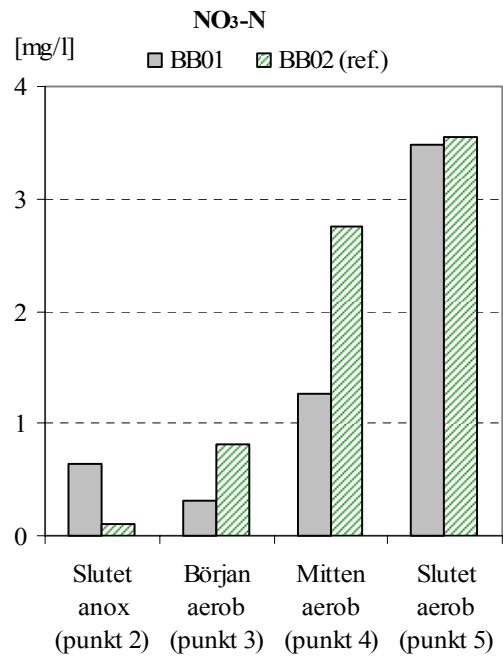
Figur 26. Provtagning i den aeroba delen innan försökets start. Båda blocken styrs med den ordinarie trappningsstrategin.



Figur 27. Provtagning i hela bioblocket under försöksperioden för försök 1. Inga skillnader syns mellan blocken.

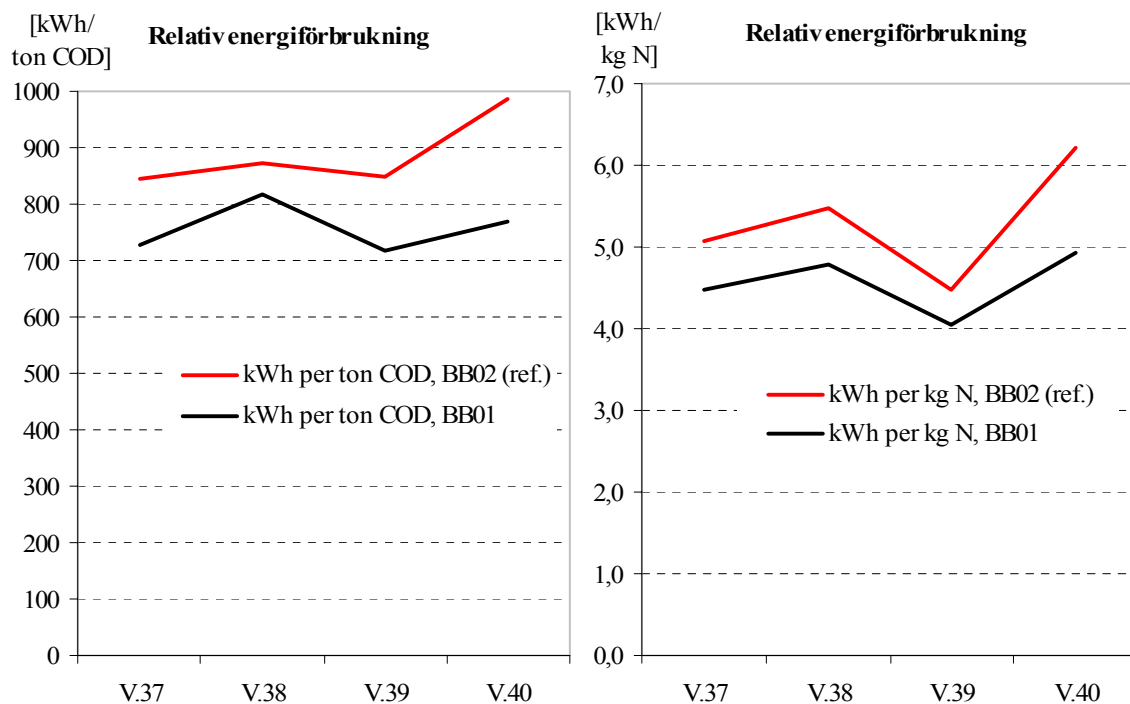


Figur 28. Ammonium och nitratprofil i hela bioblocket i BB01 och BB02 under försöksperioden för försök 1.



Besparingar

De totala luftflödena minskades med 16 procent totalt sett under försöket. Denna strategi har klart medfört en besparing i elenergi. I figur 29 visas skillnaden i elenergiförbrukning per kg renad kväve och ton COD. Elförbrukningen per kubikmeter tillförd luft från blåsmaskinerna är 0,026 kWh/m³ vilket med 2005 års genomsnittliga elpris på 64 öre/kWh ger de besparingar som visas i tabell 10. Här redovisas också vad besparingen uppskattas till om strategin används i de övriga blocken i gamla delen av verket, uträknat m h a den genomsnittliga luftförbrukningen i samtliga block i gamla delen av verket under ett år.



Figur 29. Relativ energiförbrukning mot avskiljd kväve och COD.

Tabell 10. Besparing på grund av minskad luftförbrukning.

	V.37-V.40	1 år
Besparing BB01 [SEK]	5257	68 341
Besparing BB01-BB06 [SEK]	31 542	487 997

Skadliga kväveoxider

Eftersom syrehalten sänktes i stora delar av bassängen under försöket, och kopplingen mellan syrekonzentration och produktion av skadliga kväveoxider inte är helt klarlagd, finns en risk att utsläppen av dessa ökades.

Slammets egenskaper

De låga syrehalterna medför en ökad risk för tillväxt av filamentbakterier och slamsvällning. Under försöksperioden sågs dock inga tecken på sådana problem. Visserligen utvärderades försöket under en relativt kort period, och en längre utvärderingstid skulle möjligen ha behövts för att säkerställa att slammets egenskaper inte försämrades. Dessutom har BB01 inte ett separat returslamssystem, så mindre förändringar kan ha dolts på grund av returslammet från de andra bassängerna.

4.4.4 Slutsatser

Försöket med individuell syrestyrning uppnådde sitt mål, energi sparades och reningsgraden var oförändrad. På grund av förskjutningen av belastningen nedåt i den luftade bassängen motverkades syretopparna effektivt. Syrehalten minskades i första luftade zonen med 22 % och luftflödena med ca 16 % vilket skulle ge en besparing på ca 490 000 SEK på ett år i hela gamla delen av verket.

Att införa strategin i samtliga block skulle sannolikt ge liknande besparingar. Man bör dock beakta att detta skulle medföra en merkostnad i form av nya syregivare och underhållet av dessa. I tabell 11 visas beräknade kostnader från år 2004 för att installera syregivare av typen Lange. Om strategin implementeras i övriga block i gamla delen av verket skulle det innebära en inköpskostnad på ca 250 000 SEK. Därefter tillkommer 57 000 SEK/år i underhållskostnad, samt 900 SEK varje gång en givare måste bytas ut. Det var 2,5 år sedan givarna installerades och hittills har dock ingen behövt bytas. Att använda strategin i hela gamla delen av verket skulle därför betala sig redan första året.

Tabell 11. Olika kostnader för att installera nya syregivare i hela gamla delen av verket. Siffrorna grundar sig på 2004 års priser.

	Inköp [SEK]	Förebyggande underhåll [SEK/år]	Givarbyte [SEK]
En givare	25 000	5700	900
Hela gamla verket	250 000	57 000	9000

Det största argumentet för att inte använda strategin är risken för lustgasbildning, samt att den inte är ordentligt utvärderad för förhållanden då belastningen på verket är kraftig. Det är möjligt att en för stor del av belastningen då läggs på de klenare dimensionerade zonerna så att dessa inte klarar av att hålla en hög reningsgrad. Det finns också en risk att slammet försämrades av de sänkta syrehalterna, men att det doldes av det gemensamma returslamflödet.

5.5 FÖRSÖK 2: ÅTERKOPPLINGSSTRATEGI

5.5.1 Bakgrund och syfte

Eftersom syrebörvärdena till bioblocken styrs på daglig basis av en processoperatör följer dessa i viss mån belastningen på verket. Belastningen varierar dock vanligtvis över dygnet, och en automatisk styrning av börvärdena skulle därför öka överrensstämmelsen och minska risken för onödigt höga syrehalter. Uppkomsten av syretoppar motverkas av en sådan styrning och i försök 2 har därför en automatisk styrning av syrebörvärdena testats med syfte att följa belastningen mer precist. Eftersom det är av intresse att använda strategierna på övriga block i gamla delen av verket har den linjära trappningen av luftflödesandelar behållits i strategin. Till skillnad mot försök 1 krävs därför inga investeringskostnader om strategin skulle implementeras på övriga block eftersom det är en helt reglerteknisk lösning.

5.5.2 Metod och teori

När processoperatören ändrar syrebörvärdena är den tyngsta styrande faktorn ammoniumhalten i utgående vatten. En hög ammoniumhalt indikerar att för lite luft ges och att syrebörvärdena bör höjas, en låg ammoniumhalt det motsatta. Genom att utnyttja den installerade ammoniummätaren i ES01 (eftersedimenteringsbassäng till BB01, se Appendix I) har en automatisk återkoppling använts till styrningen av syrebörvärdena. Styrsystemet läser kontinuerligt av utgående ammoniumkoncentration och styr via en regulator syrebörvärdet i zon 1 så att ammoniumkoncentrationen går mot ett satt börvärde. Med denna strategi anpassas syrebörvärdet i zon 1 efter den aktuella belastningen av ammonium, vilket leder till att elenergi sparas och att syretopparna motverkas under perioder med låg belastning. Strategin med enbart en ammoniumåterkoppling har dock brister och syretopparna kan ändå uppstå. Ibland uppkommer topparna mycket snabbt och eftersom vattnet måste färdas genom hela eftersedimenteringen innan det når ammoniummätaren kommer denna inte hinna styra ner syrebörvärdet tillräckligt fort. För att motverka detta har ytterligare en återkoppling gjorts. Syrehalten i den sista luftade zonen speglar koncentrationen av ammonium och organiskt material i vattnet, där höga koncentrationer leder till låga syrehalter och vice versa. I denna extra återkoppling styrs därför syrebörvärdet i zon 1 av en regulator så att syrehalten i zon 4 håller sitt börvärde. I figur 30 visas blockschemat för strategin. Regulatorerna i styrsystemet är av typen PI och beskrivs av:

$$u(t) = K \cdot \left(e(t) + \frac{1}{T_i} \int e(t) dt \right) \quad (19)$$

där

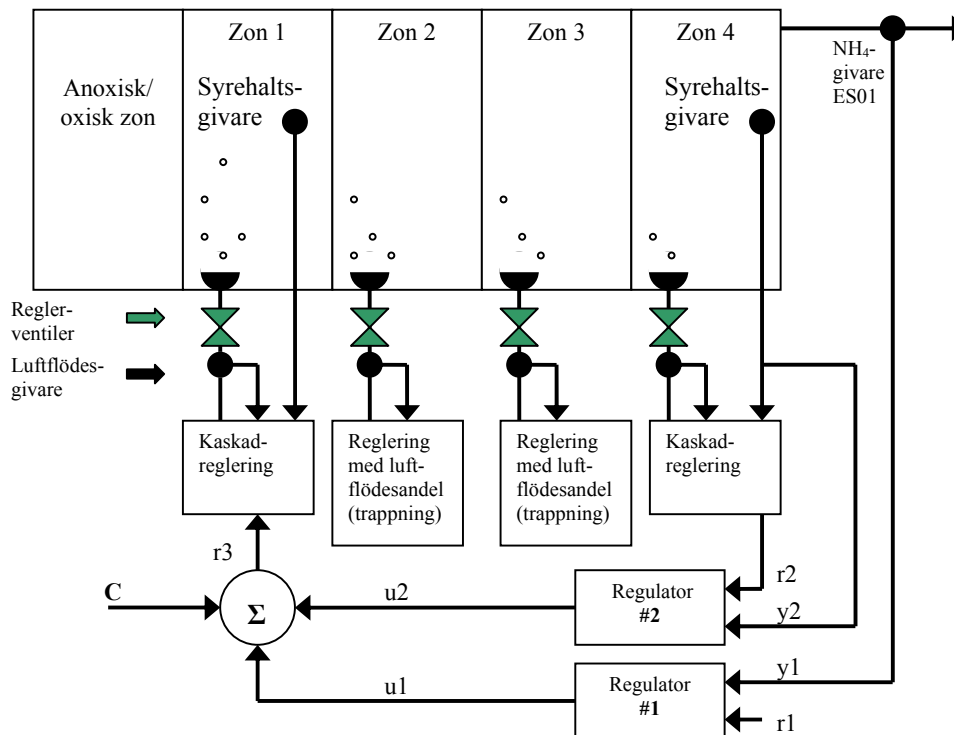
$u(t)$ = regulatorns styrsignal vid tiden t

$e(t)$ = reglerfelet vid tiden t

K = förstärkningen

T_i = integrationstiden

Reglerfelet $e(t)$ definieras som börvärde minus utsignal från processen som regleras, $r(t) - y(t)$.



Figur 30. Blockschema för syrestyrningsförsök 2. Två återkopplingar, en från utgående ammoniummätare, och en från syrehalten i zon 4 sätter börvärdet r_3 till kaskadregleringen i zon 1.

Parametrar

Regulator 1 styr utgående ammoniumhalt i ES01 mot sitt börvärde r_1 med styrsignalen u_1 . Valet av börvärde till regulator 1 är avgörande för uppkomsten av syretoppar. Under helgerna när syretopparna är som vanligast visar ammoniummätaren så låga koncentrationer som 0,1 mg/l. Att använda detta värde skulle inte motverka syretopparna eftersom regulatorn då låter bli att sänka sin styrsignal u_1 ytterligare. För att motverka syretopparna sattes börvärdet r_1 därför till 0,2 mg/l så att syreförbrukande ämnen alltid finns kvar i sista luftade zonen.

Regulator 2 styr syrekoncentrationen i sista zonen mot börvärdet r_2 (som även är börvärde till kaskadregleringen i zon 4) med styrsignalen u_2 . Under försöksperioden var r_2 satt till 1,0 mg/l. En konstant C (offset) adderas till regulatorernas styrsignaler, u_1 och u_2 , och summan utgör börvärdet r_3 till kaskadregleringen i zon 1:

$$r_3 = C + u_1 + u_2 \quad (20)$$

där

r_3 = syrebörvärdet i zon 1 [mg/l]

C = konstant [mg/l]

u_1 = styrsignal från regulator 1 [mg/l]

u_2 = styrsignal från regulator 2 [mg/l]

5.5.3 Trimning av regulatorerna

Innan försöket startades genomfördes en tuning av PI-regulatorernas parametrar. Till en början var det tänkt att genomföra ett stegsvarsförsök, och därefter ställa in parametrarna med någon tumregel, som t.ex. lambda-metoden (Carlsson & Hallin, 2003). Men eftersom utgående ammoniumkoncentration fluktuerade kraftigt vid den tänkta tidpunkten och korrelerade dåligt till syrebörvärdena kunde inte metoden användas.

Vattnets uppehållstid från zon 1 i luftade bassängen till slutet av ES01, där ammoniummätaren sitter, är i storleksordningen flera timmar, och på grund av detta gjordes regulator 1 till en början långsam. Även den inre regleringen via regulator 2 gjordes långsam av samma anledning. Som en följd av denna långsamma reglering fanns en risk att insvängningarna av styrsignalerna u_1 och u_2 skulle bli mycket långsamma vid försökets start och påverka reningen negativt. För att motverka detta sattes konstanten C till värdet 1,8 mg/l vilket är ett rimligt värde på syrekonzentrationen i zon 1 för årstiden. I teorin arbetar regulator 1 och 2 alltid åt samma håll, men i praktiken fluktuerar ofta syrehalten i zon 1 kring börvärdet så att regulator 2 får en ojämn reglering. Mätningen (y_1) till regulator 1 är betydligt mer jämn vilket ger en lugnare reglering.

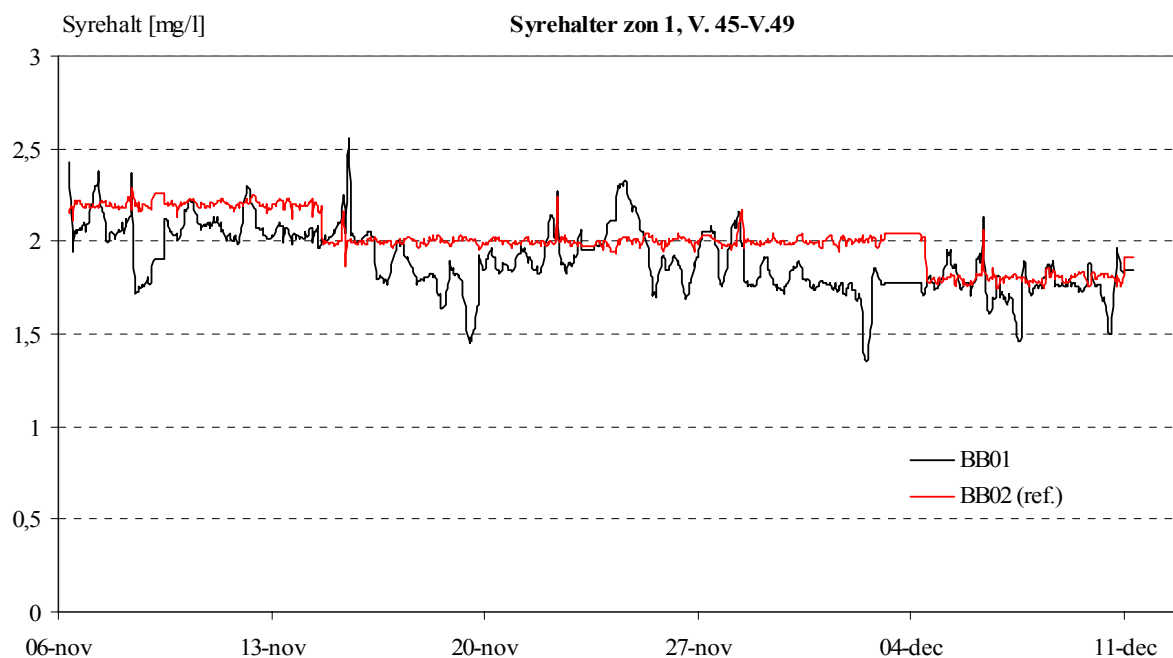
Veckovariationer i ammoniumhalt

Veckovariationerna av utgående ammonium visade sig ge upphov till problem vid trimningen av regulator 1. Ammoniumkoncentrationen var under veckodagarna ofta hög trots att regulatorn vred upp syrebörvärdet r_3 . Den integrerande delen i PI-regulatorn fortsatte då öka styrsignalen u_1 till max på grund av det stora positiva reglerfelet ($e(t)$). När helgen sedan kom sjönk ammoniumkoncentrationen hastigt till 0,1 mg/l. Eftersom regulatorns börvärde var 0,2 mg/l blev reglerfelet istället negativt och litet. Detta lilla reglerfel räckte då inte till för att styra ner u_1 tillräckligt snabbt igen, så syrebörvärdet r_3 hölls alldeles för högt under hela helgen. Strategin fick därmed motsatt verkan och ökade istället risken för syretoppar. Den integrerande delen sattes därför till ett så högt värde att regulatorn istället fungerade som en ren förstärkning, dvs. en P-regulator. Med denna regulator uppkom ett nytt problem. Med en P-regulator är sannolikheten mycket liten att den någonsin når sitt börvärde och det uppstår ett kvarstående reglerfel. På grund av konstanten C som ”lyfter” börvärdet r_3 till ungefär rätt område motverkades dock detta problem till stor del.

5.5.4 Resultat och diskussion

Syrebörvärdena

Med strategin har BB01 haft ett anpassat syrebörvärde i första luftade zonen för den aktuella belastningen. I figur 31 syns tydligt hur syrehalten i första luftade zonen anpassat sig efter belastningen tack vare de två återkopplingarna. Belastningen var hög för årstiden under hela försöksperioden, och höga syrehalter var nödvändiga. De kraftigaste dalarna i kurvan inträffade under helgerna. Här är det tydligt hur referensblocket BB02 hade ett alldeles för högt syrebörvärde. I tabell 12 visas veckomedelvärden över syrehalten i den första zonen i båda blocken.



Figur 31. Syrehalten i första luftade zonen i BB01 och BB02 under försöksperioden. I BB01 syns hur syrehalten kontinuerligt har anpassats efter syrebehovet.

Tabell 12. Syrehalten i första zonen som veckomedelvärden under försök 2 i BB01 och BB02

	Syrehalt BB01 första zonen [mg/l]	Syrehalt BB02 (ref.) första zonen [mg/l]
V.45	2,06	2,20
V.46	1,91	2,04
V.47	1,96	2,00
V.48	1,80	2,01
V.49	1,77	1,81

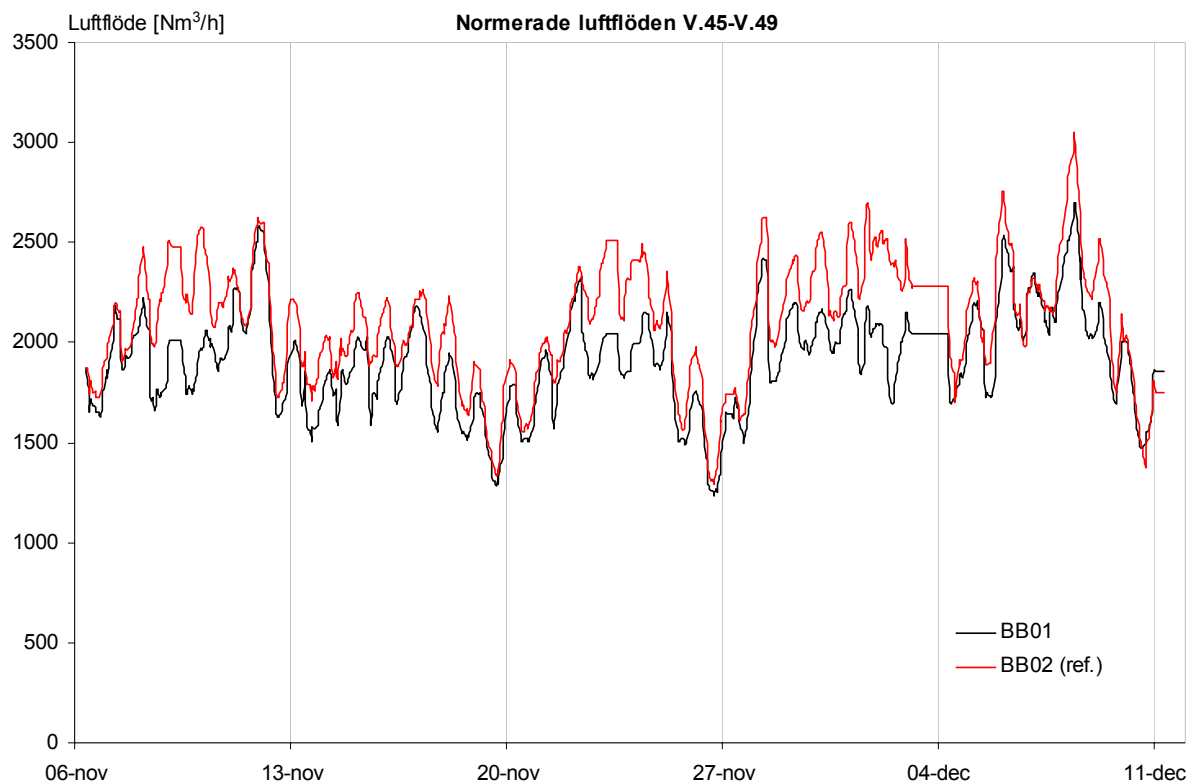
Skadliga kväveoxider, försämrade slamegenskaper och syrehalt i flockar

Eftersom syrehalten sänktes kraftigt under helgerna finns en risk att produktionen av skadliga kväveoxider ökade under korta perioder. I tabell 12 syns dock hur syrehalten inte minskades tillräckligt (sett över hela försökstiden) för att det skall finnas skäl att oroa sig. Samma gäller riskerna för filamentös slamsvällning. Syrehalten låg under försöksperioden inom intervallet för vad som kan anses vara normalt och anses inte ha kunnat påverka slamegenskaperna negativt.

Total luftförbrukning

De minskade syrebörvärdena i första luftade zonen medförde att det totala luftflödet till blocket minskade. I figur 32 visas detta, och här ser man de kraftiga dalarna i luftflödet i BB01 under helgerna som också syns i figur 31. Eftersom ammoniumkoncentrationer under 0,2 mg/l leder till att syrebörvärdet i zon 1 sänks, utnyttjas hela luftade zonen bättre vid låg belastning. Strategin arbetar mot att alltid ha en liten mängd ammonium kvar i sista zonen och har därför skjutit belastningen nedåt i bassängen. Effekten blir liknande den i försök 1, där luftflödena förskjuts

nedåt i bassängen och den högre effektiviteten vid låga luftflöden medför besparingar. På grund av att trappningen fortfarande användes blev sänkningen i syrebövärdet relativt liten och effekten betydligt mindre än i försök 1. I tabell 13 visas de normerade luftflödena och den procentuella minskningen i blocken. Försöket lyckades inte minska luftflödena lika kraftigt som försök 1.



Figur 32. Normerade luftflöden under försöksperioden V.45 t.o.m. V.49 i BB01 och BB02.

Tabell 13. Veckomedelvärden över normerade totala luftflöden i BB01 och BB02 samt procentuell skillnad, under försök 2.

	BB01 [Nm ³ /h]	BB02 (ref.) [Nm ³ /h]	Procentuell minskning
V.45	1964	2180	10
V.46	1761	1923	8
V.47	1809	2003	10
V.48	2010	2281	12
V.49	2043	2160	5

Reningsgraden

Ammoniumåterkopplingen säkerställer att reningsgraden inte påverkats negativt av strategin. Om syrehalten sänks för mycket av återkopplingarna, skulle syrehalten sjunka i slamflockarna med en försämrad nitrifikation som följd. Detta skulle i sin tur öka koncentrationen av utgående ammonium och tvinga upp syrebövärdet igen. I tabell 14 visas reningsgraden i BB01 och BB02.

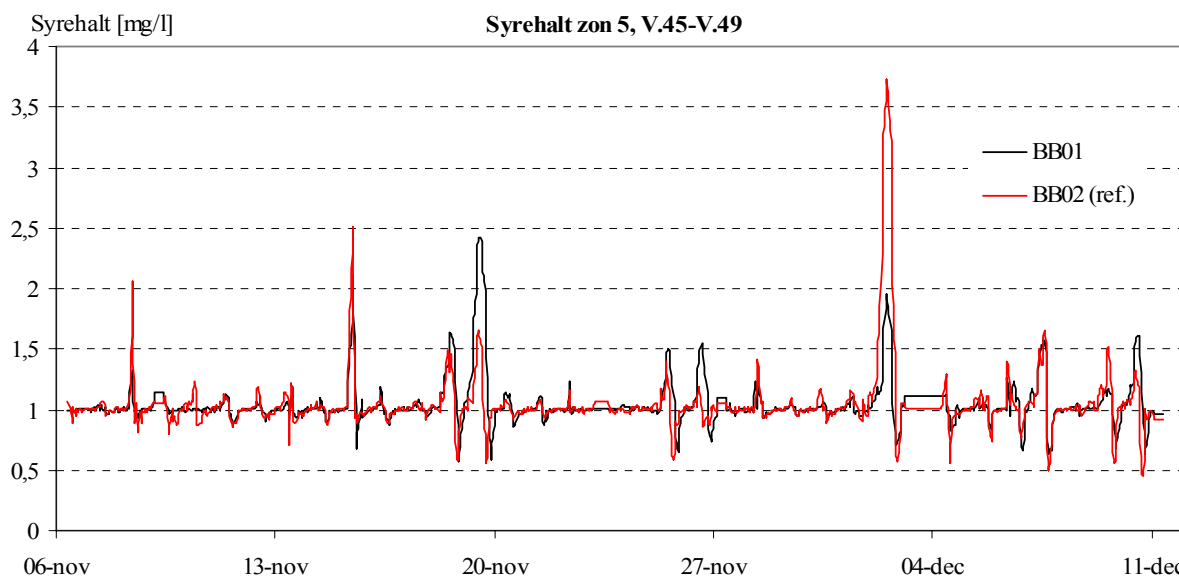
Försöket har inte försämrat avskiljningsgraden av vare sig COD, totalkväve eller ammonium. Detta pekar på att syrehalten i BB02 har legat onödigt högt och skillnaden i syrebörvärde mellan BB01 och BB02 representerar den onödiga stabilisering av slammet som sker i BB02.

Tabell 14. Avskiljningsgrad av COD, totalkväve och ammonium under försök 2.

	BB01			BB02 (ref.)		
	COD [%]	Tot-N [%]	NH ₄ -N [%]	COD [%]	Tot-N [%]	NH ₄ -N [%]
V.45	80	73	97	82	76	98
V.46	80	77	98	80	76	98
V.47	83	73	96	82	74	97
V.48	83	79	97	84	77	98
V.49	82	76	98	83	78	98

Syretoppar

Försöket misslyckades delvis med att motverka syretopparna vilket visas figur 33. När syretopparna uppkom, steg syrekonscentrationen mycket snabbt, och trots att regulator 2 styrde ner börvärdet r3 i zon 1 (vilket syns i figur 31) så fortsatte konscentrationen att stiga. Syrehalten i zon 1 låg ofta 0,5 mg/l lägre i BB01 än i BB02 på helgerna. Anledningen till att syretopparna ändå uppstod är vattnets uppehållstid mellan zon 1 och zon 4. Tiden det tar för belastningen att förskjutas till zon 4 är för lång för att hindra topparna när de väl börjat uppstå. För att motverka syretopparna krävs tydligen en prediktiv strategi, där åtgärden är utförd innan topparna uppkommit, som försök 1.

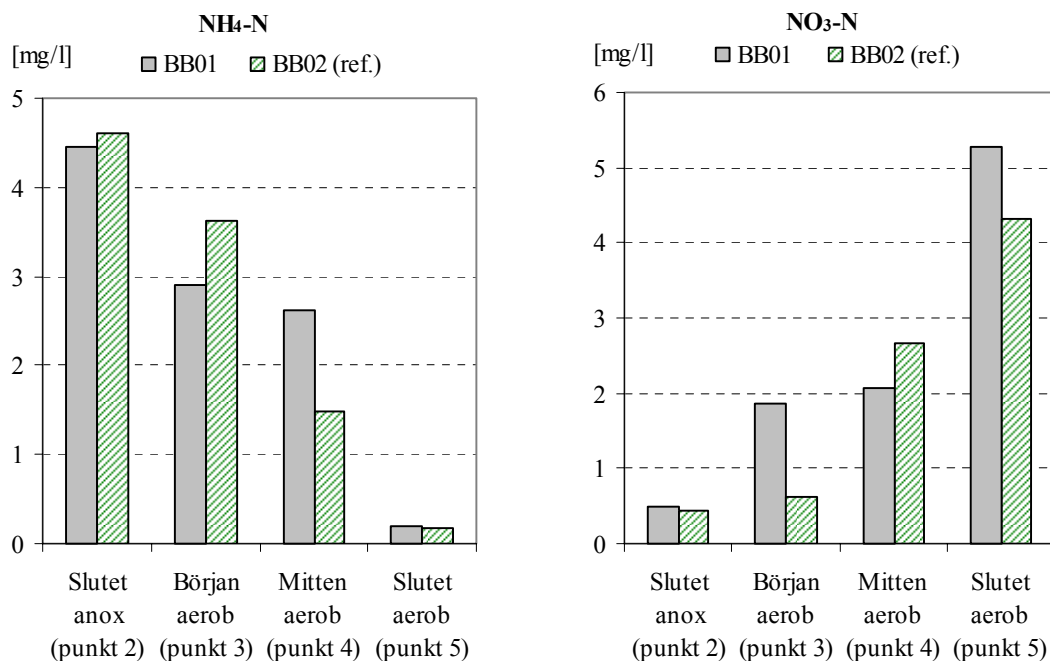


Figur 33. Syrehalter i sista luftade zonen i BB01 och BB02 under försöksperioden. Syretopparna motverkades inte av strategin.

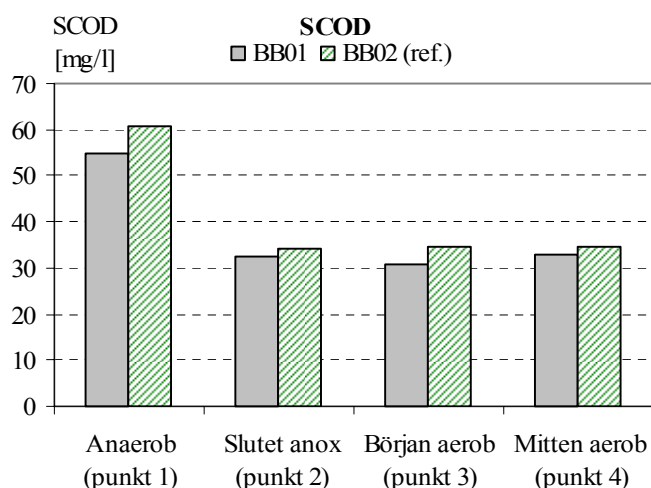
SCOD- och ammoniumprofil

Eftersom strategin kontinuerligt ändrar syrebörvärdet i den första luftade zonen i BB01, så är SCOD- och ammoniumprofilen inte konstant. Under veckorna skiljde sig syrehalten i den första

luftade zonen mycket lite mellan BB01 och BB02 och eftersom trappningen användes i båda blocken antas att SCOD- och ammoniumprofilerna såg likadana ut. Under perioder med låg belastning däremot, styrdes syrehalten kraftigt ner av strategin och halten syretärande ämnen försköts nedåt i bassängen. Stickprover togs vid ett sådant tillfälle (2006-12-06) och visas i figur 34 och 35. Syrehalten i första luftade zonen var ca 1,6 mg/l i BB01 och 1,9 mg/l i BB02. Det är tydligt hur ammoniumhalten har förskjutits mot de sista luftade zonerna, något som gjort att volymen utnyttjats bättre. SCOD-koncentrationen har inte påverkats av sänkningen i syrebörvärde vilket antyder att risken för ökade koncentrationer av tensider och sänkt α -värde är liten.



Figur 34. Ammonium- och nitratkoncentrationer i BB01 och BB02 under en period med låg syrehalt i första luftade zonen i BB01 under försök 2.



Figur 35. SCOD-koncentration i BB01 och BB02 under en period med låg syrehalt i första luftade zonen i BB01 under försök 2. I den aeroba zonen finns mestadels SCOD_i kvar.

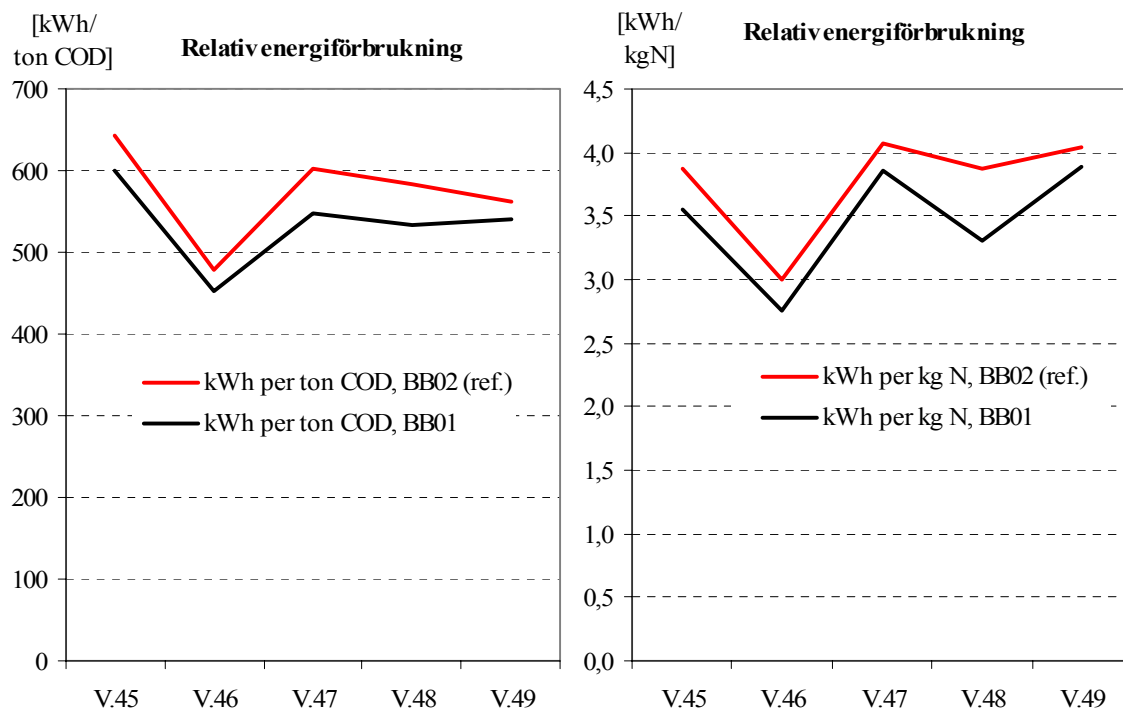
Besparingar

Besparingar gjordes, men inte lika stora som i försök 1. Luftflödena minskade med 9 % totalt sett under försöket. I tabell 15 visas besparingen (med 2005 års elpris) under försökstiden, samt hur stor besparingen skulle bli under ett år. Dessutom visas hur stor besparing som skulle fås om strategin användes i övriga block i gamla delen av verket, givet samma effekt och uträknat m h a den genomsnittliga luftförbrukningen i samtliga block i gamla delen av verket under ett år.

Tabell 15. Besparing tack vare minskad luftförbrukning.

	V.45-V.49	1 år
Besparing BB01 [SEK]	2684	27 914
Besparing BB01- BB06 [SEK]	16 104	274 498

I figur 36 visas skillnaden i elförbrukning mellan BB01 och BB02 per ton avskiljd COD och kg kväve. Den största besparingen gjordes V.48 och beror på att skillnaden i syrebörvärde då var som störst.



Figur 36. Elenergiförbrukning hos blåsmaskinerna per avskiljd ton COD och kg kväve.

5.5.5 Slutsatser

Försöket styrde ner syrekonsentrationen under försökstiden, men betydligt mindre än försök 1 eftersom trappningen fortfarande användes i zon 2 och 3. Den genomsnittliga minskningen i syrekonsentration i första aeroba zonen var under försöksperioden 7 % vilket gav en minskning i luftflödet på 9 % totalt sett. Den uppskattade besparingen i hela gamla delen av verket blev ca 270 000 SEK/år.

När det gäller syretopparna var strategin för långsam. Det behövs en prediktiv strategi som redan innan belastningen sjunker har förskjutit en stor del av de syretärande ämnena mot slutet av bassängen.

Om förhållandena varit mer stabila hade en bättre trimning av regulator 1 kunnat göras. Regulatorn hade då kunnat ha använts som en PI-regulator. Det är dock inte troligt att detta skulle leda till en större besparing i luftflöden, utan snarare leda till att syrebörvärdet i första zonen styrs ner långsammare när helgen kommer, och därmed ge upphov till ännu kraftigare syretoppar.

5.6 FÖRSÖK 3: KOMBINATION AV STRATEGIER

5.6.1 Bakgrund och syfte

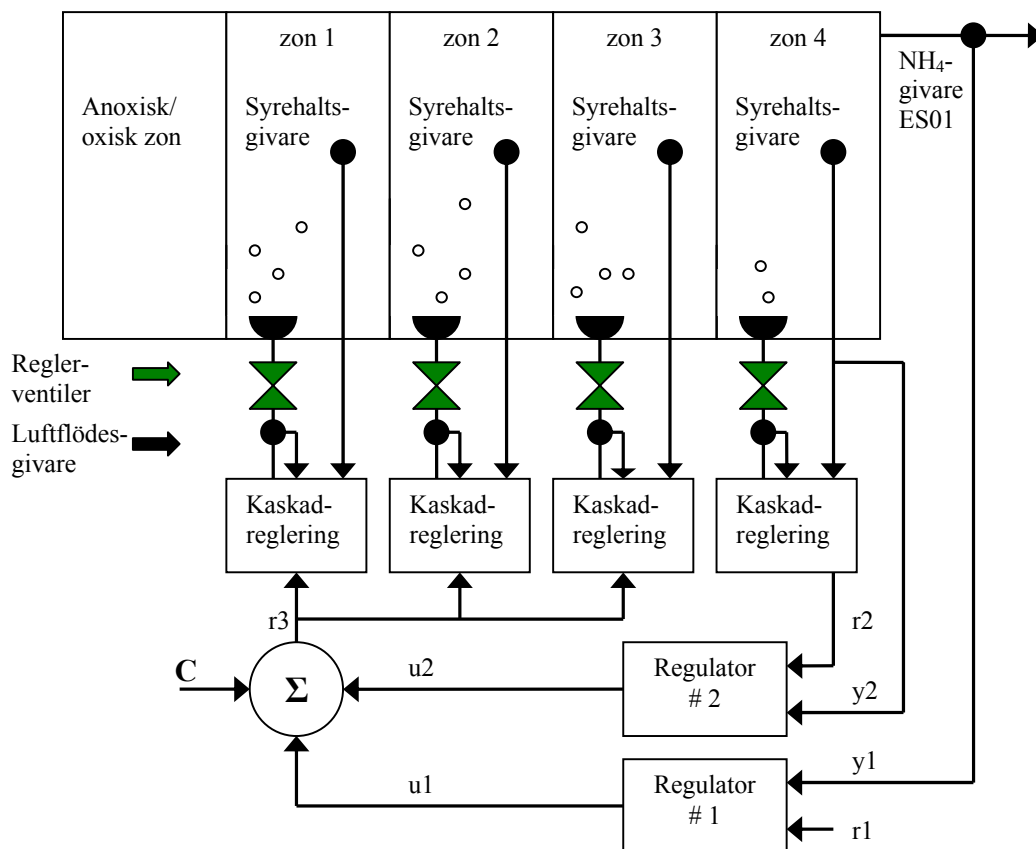
Eftersom individuell syrestyrning i de fyra luftade zonerna (försök 1) visade sig motverka syretopparna, men även minska den totala luftförbrukningen effektivt, och återkopplingen i försök 2 såg till att syrekoncentrationen i början av den luftade delen av bassängen anpassades till den aktuella belastningen, har en kombination av de två strategierna testats. Under vecka 50 kombinerades därför strategierna med syftet att motverka syretoppar, spara energi under normalbelastning och med bibehållen reningsgrad.

5.6.2 Metod och teori

I försök 1 fungerade teorin för K_{La} - och monodfunktionen väl. Belastningen försköts kraftigt mot de senare zonerna där syreöverföringseffektiviteten var högre så att den totala luftförbrukningen minskade och med en oförändrad reningsgrad. Försök två övervakade ständigt utgående ammonium och garanterade därför en effektiv nitrifikation, men gav å andra sidan inte en lika stor besparing i luftflöden. Genom en kombination av de två försöken fås en strategi som minskar luftflödet under normalbelastning, motverkar syretopparna vid låg belastning, och säkerställer en hög reningsgrad. Styrstrategin visas i figur 37.

Den individuella syrestyrningen används igen och reglerar luftflödet i varje zon via en kaskadreglering. Syrebörvärdet i zon 4 (r_2) och ammoniumbörvärdet till regulator 1 (r_1) sätts av processoperatören som tidigare till 1,0 mg/l respektive 0,2 mg/l. Börvärdet r_3 beräknas därefter kontinuerligt på samma sätt som i försök 2 (se ekvation 20). Dessutom får även de mellanliggande zonerna, zon 2 och 3, samma syrebörvärde som zon 1. På detta vis har strategin samma struktur som försök 1 men ändras kontinuerligt beroende på utgående ammoniumkoncentration och syrehalten i sista luftade zonen.

Eftersom den individuella syrestyrningen, regulator 1 och regulator 2 redan var trimmade sen tidigare försök behövdes inga justeringar av deras parametrar göras. Regulator 1 var således även i detta försök en P-regulator.

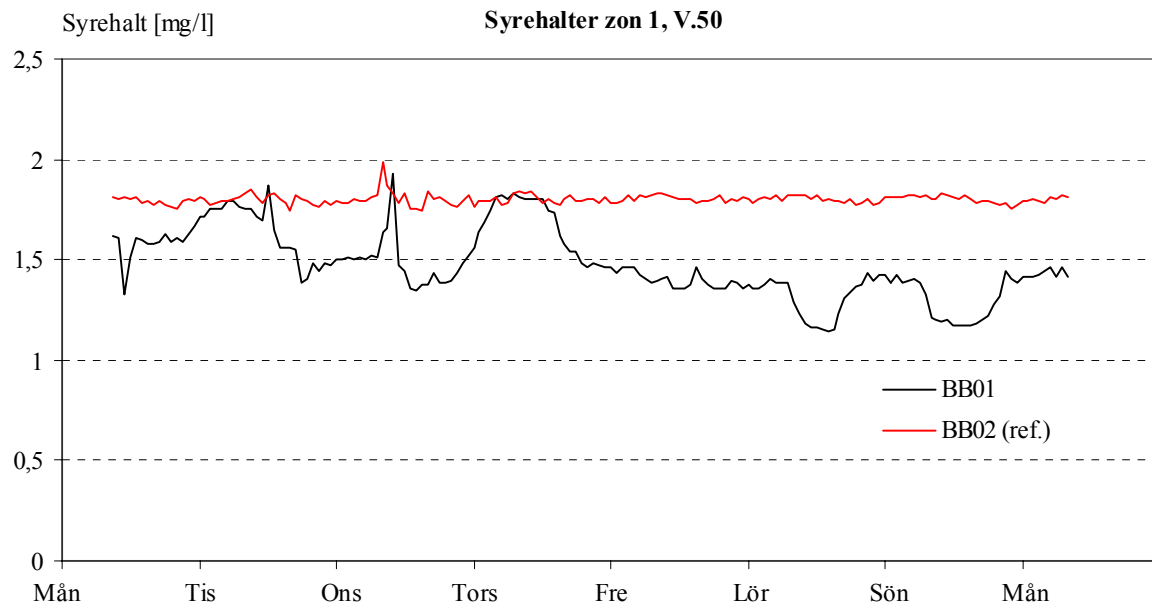


Figur 37. Kombination av tidigare strategier. Den individuella syrestyrningen kombinerad med två återkopplingar.

5.6.3 Resultat och diskussion

Syrebörvärdena

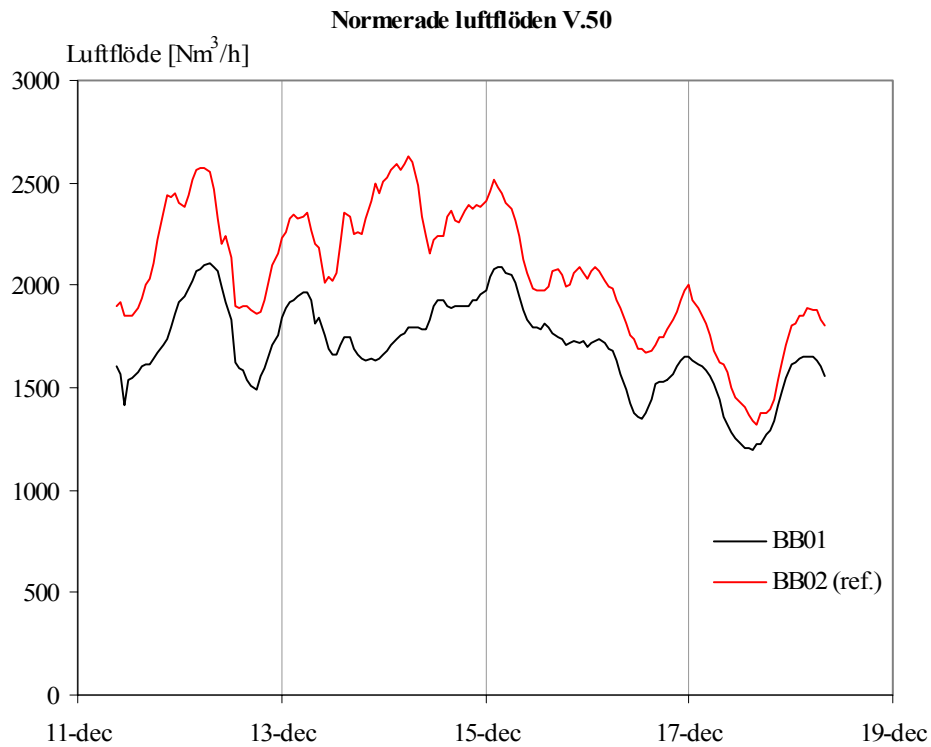
På grund av återkopplingarna var syrebörvärdet i första zonen anpassat till den aktuella belastningen. I försök 2 skiljde sig börvärdet i första luftade zonen inte mycket mellan försöks- och referensblock eftersom trappningen fortfarande användes i zon 2 och zon 3. I detta försök, där även dessa zoner styrde mot börvärdet r_3 , erhöles ytterligare sänkningar i syrebörvärdet trots att belastningen var hög under utvärderingsperioden. I figur 38 visas syrehalten i första zonen i BB01 och BB02. Det är tydligt hur syrekoncentrationen har vridits ner i BB01, och mycket kraftigare än i försök 2 (se figur 31). Detta är tack vare strukturen på syrebörvärdena där den högre effektiviteten i de sista luftade zonerna utnyttjades så att regulatorerna kunde hålla ett lågt syrebörvärde.



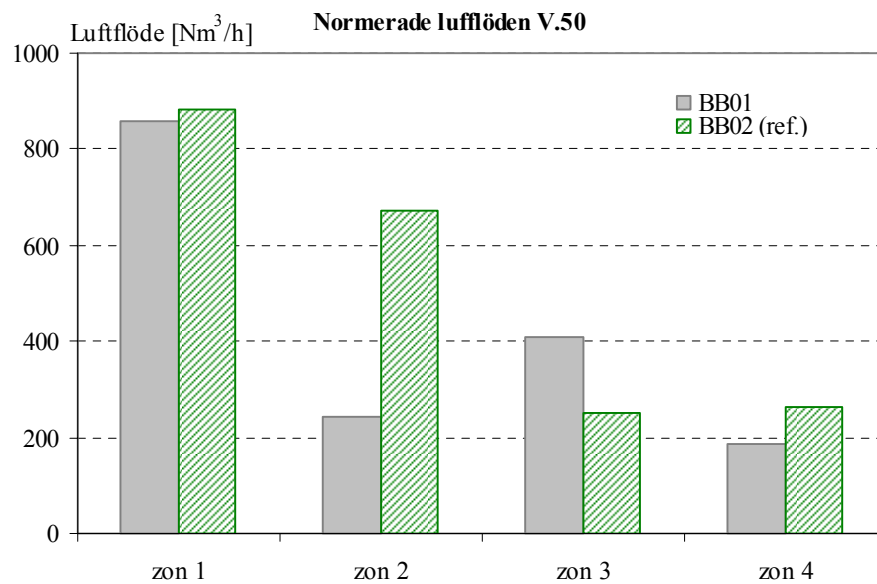
Figur 38. Syrehalten i första luftade zonen i BB01 och BB02 V.50. Strategin har kraftigt sänkt syrehalten i BB01.

Total luftförbrukning

De totala luftflödena minskades kraftigt under normalbelastning. I figur 39 visas de normerade och direkt jämförbara totala luftflödena under veckan. I figur 40 visas istället veckomedelvärdet hos luftflödena i varje zon. Det är tydligt hur zon 2 kraftigt har minskat sitt luftflöde på grund av att zonen styrs individuellt och mot ett lågt syrebörvärde. Motsvarande zon i BB02 styrs istället med trappningen av luftflödesandelar och ger onödigt mycket luft. Den kraftiga minskningen i zon 2 kompenseras sen i zon 3 av en mycket mindre höjning tack vare en mer effektiv syreöverföring vid låga luftflöden. I tabell 16 visas veckomedelvärdet för de normerade luftflödena, och hur luftflödet varit hela 18 % lägre än i BB02.



Figur 39. Normerade totala luftflöden i BB01 och BB02 under försök 3.



Figur 40. Normerade luftflöden i samtliga zoner i BB01 och BB02 under V.50. Den kraftiga minskningen i luftflöde i zon 2 är kompenserad av en betydligt mindre ökning i zon 3.

Tabell 16. Veckomedelvärden över normerade totala luftflöden i BB01 och BB02 samt procentuell minskning i BB01 under försök 3.

	BB01 [Nm ³ /h]	BB02 (ref.) [Nm ³ /h]	Procentuell minskning
V.50	1699	2068	18

Reningsgraden

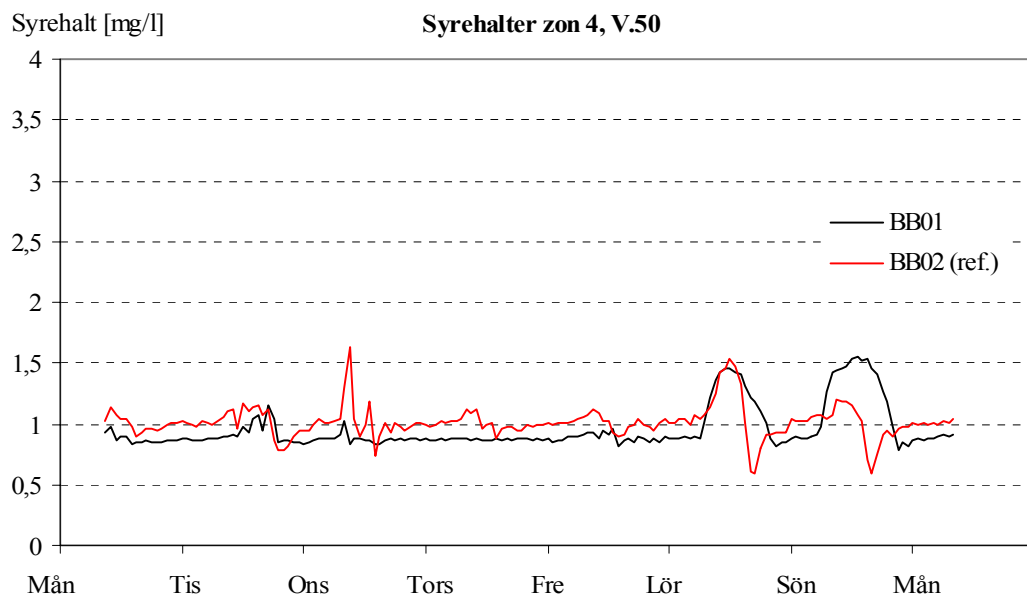
Reningsgraden hölls på en hög nivå i försöksblocket (tabell 17) på grund av att utgående ammoniumkoncentration övervakades av regulator 1. Belastningen av COD var högre in till BB01 under försöksperioden (se Appendix III), men trots att betydligt mindre luft gavs till BB01 var reningsgraden av COD till och med aningen högre än i BB02. En förklaring kan vara att merparten av det lättillgängliga organiska materialet (SCOD_s) oxiderats redan i den anoxiska zonen och påverkas inte av syrekoncentrationen nämnvärt.

Tabell 17. Avskiljningsgrad av COD, totalkväve och ammonium under försök 3.

	BB01			BB02(ref.)		
	COD [%]	Tot-N [%]	NH₄-N [%]	COD [%]	Tot-N [%]	NH₄-N [%]
V.50	83	77	97	82	75	99

Syretoppar

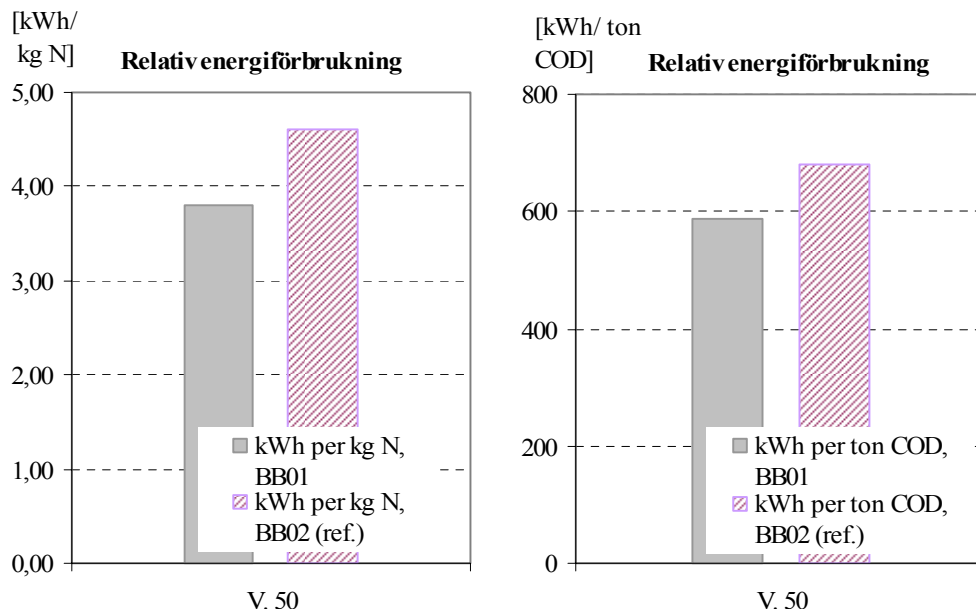
Försöket väntades styra ner syretopparna effektivt eftersom en större del av belastningen förskjutits till de sista luftade zonerna. I figur 41 syns hur belastningen är förskjuten ända till zon 4. Syrebövärdet var under hela försökstiden 1,0 mg/l i zonen, men ligger oftast en aning under detta värde vilket tyder på att syretärande ämnen fanns kvar. I figuren syns även hur två små syretoppar uppstod i båda blocken under helgen. Varför strategin inte lyckades motverka topparna är inte helt klarlagt. I figur 38 ser man hur syrehalten var mycket låg i blocket långt innan helgen, och hur strategin styrde ner syrehalten i zon 1-3 så lågt som till 1,2 mg/l när topparna uppstod, vilket borde vara tillräckligt för att få bättre resultat än BB02 där syrebövärdet var 1,8 mg/l och trappningen användes. Det är möjligt att någon form av belastningsskillnad är orsaken men tyvärr innefattade försökstiden inga fler helger vilket gör det svårt att verifiera detta. Ammoniumkoncentrationen i utgående vatten från hela gamla delen av verket var 0,06 mg/l taget som ett medel under helgen då syretopparna uppstod. I BB01 var koncentrationen högre, ca 0,2 mg/l, under samma period. Detta betyder att sänkningen i syrebövärdet helt berodde på regulator 2 eftersom 0,2 mg/l var börvärdet till regulator 1. Att syrebövärdet ändå sänktes så lågt som 1,2 mg/l beror troligtvis på att regulator 1 hade en låg styrsignal redan innan helgen, på grund av sin integrerande del. En möjlig förklaring till syretopparna är att nitrifikationen var nedsatt så att tillräckligt med syre inte förbrukades trots att ammonium fanns tillgänglig för nitrifikation.



Figur 41. Syrehalt i den sista luftade zonen i BB01 och BB02 under försök 3.

Besparingar

Tack vare minskningen i luftflödet gjordes besparingar i elenergiförbrukningen. Figur 42 visar elenergiförbrukningen hos blåsmaskinerna per avskiljd ton COD och kg kväve. I båda fallen är besparingen stor och i tabell 18 visas den besparing som skulle fås med 2005 års elpris om strategin användes på övriga block i gamla delen av verket, uträknat m h a den genomsnittliga luftförbrukningen i samtliga block i gamla delen under ett år.



Figur 42. Elenergiförbrukningen hos blåsmaskinerna per avskiljd ton COD och kg kväve under försök 3.

Tabell 18. Besparing på grund av minskad luftförbrukning.

	V.50	1 år
Besparing BB01 [SEK]	1027	53 404
Besparing BB01- BB06 [SEK]	6126	548 996

4.6.4 Slutsatser

Av de tre försöken gav försök 3 störst besparingar i luftflödet. Den största skillnaden i syrebövråde i första luftade zonen gavs under helgen där försöksblocket BB01 höll ett ca 40 % lägre syrebövråde än referensblocket BB02. Den stora skillnaden mellan försök 3 och försök 1 är att anpassade syrebövråden alltid hålls. Speciellt under helgen då ingen processoperatör övervakade försöket ledde strategin till ytterligare besparingar.

Under hela försöksperioden låg syrebövrådet i första luftade zonen i BB01 ca 18 % lägre än BB02 och med en lika hög avskiljningsgrad. Luftflödet minskade även det med ca 18 % vilket ger en uppskattad besparing på ca 550 000 SEK/år om strategin implementeras till hela gamla delen av verket.

Två mindre syretoppar uppkom under helgen, vilket tros ha berott på något annat än en misslyckad styrning eftersom syrebövrådet i BB01 låg mycket lågt långt innan helgen, samt att utgående ammoniumkoncentration hölls på det önskade bövrådet, 0,2 mg/l. I och med detta borde inte syretoppar ha kunnat uppstå, och nitrifikationen misstänks därför ha varit nedsatt. Dessutom har strukturen på syrebövrådena redan visat sig fungera gällande syftet att motverka syretoppar, i försök 1.

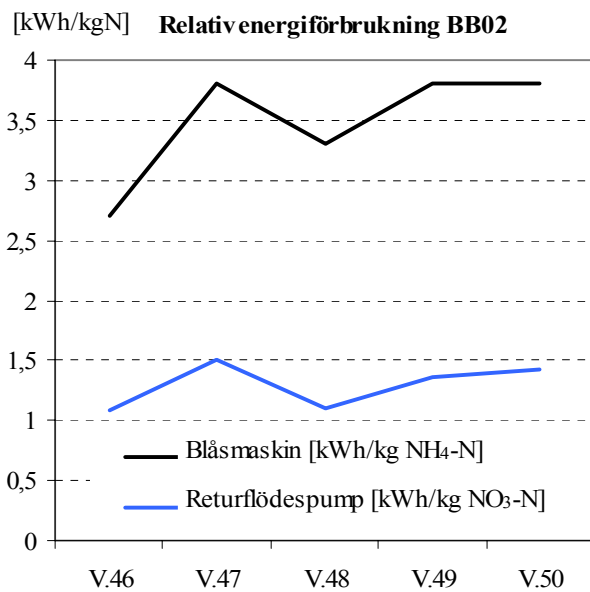
6 SAMMANFATTANDE SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER TILL FORTSATT ARBETE

Utvärderingen av försöken visade att relativt stora besparingar kan göras genom mindre ändringar i syrestyrningen. Av de tre försöken lyckades de med individuell syrestyrning i de luftade zonerna (försök 1 och 3) bäst i sin huvudsakliga uppgift, att spara elenergi. Man bör dock beakta den extra kostnad dessa strategier kräver i och med installationen av två extra syregivare per linje och medföljande underhåll. Försök 2 och 3 kräver även en ammoniummätare på utgående vatten. Det finns redan en mätare installerad på det samlade utgående vattnet från gamla delen av verket vilken skulle kunna användas. Försök 3 har en fördel över försök 1 i och med att strategin sköter sig själv till stor del. Med en ordentlig trimning av regulatorerna tros den kunna hantera årets alla olika belastningssituationer. Även om det visade sig att mindre syretoppar kan uppstå, är det ändå osannolikt att de syretoppar som sågs tidigare, och i referensblocket BB02, skulle kunna uppstå med denna styrning. Risken för försämrade denitrifikation pga. höga syrehalter i nitratreturflödet är därför mycket liten med denna strategi i drift på grund av återkopplingarna.

Det har visat sig att någon form av prediktiv strategi är nödvändig om syretopporna ska förhindras. Olika sorters framkopplingar (se avsnitt 4) kan vara ett alternativ. Klart är att trappningsstrukturen

som använts i hela verket åtminstone borde modifieras i gamla delen av verket där ingen extra anoxisk zon finns. För närvarande är biosteget på Käppalaverket så pass överdimensionerat att denna struktur medför en onödigt hög luftförbrukning på sommaren och hösten. Däremot kan strategin fungera bättre i framtiden när belastningen ökat till vad Käppalaverket är dimensionerat för.

Det finns ytterligare en viktig faktor som kan utnyttjas för besparingar i elenergi. Käppalaverket har kväverenkingskrav på 10 mg/l totalkväve i utgående vatten som årsmedelvärde. Dessutom finns ett krav på utgående ammoniumkoncentration under perioden juli-oktober (se tabell 2). I figur 43 visas elenergiförbrukningen hos blåsmaskinerna och nitratreturpumparna i kilowattimmar per kg nitrifierad respektive denitrifierad kväve. Man ser tydligt hur elenergiförbrukningen hos blåsmaskinerna vid nitrifikation av ett kilo kväve är betydligt högre än förbrukningen hos nitratreturpumparna vid denitrifikation av ett kilo kväve. Ur ett besparingsperspektiv är det därför klokt att släppa lite på ammoniumkoncentrationen i utgående vatten och kompensera detta med en sänkning i nitratkoncentrationen. Det som talar emot detta är ammoniumets kraftiga eutrofa verkan i naturen. Ammonium har en fyra gånger större syreförbrukande förmåga än nitrat och påverkar därför akvatiska och marina miljöer mer.



Figur 43. Elenergiförbrukningen hos blåsmaskiner för ett kilo nitrifierad kväve, samt elenergiförbrukning hos nitratreturpumpar för ett kilo denitrifierad kväve.

ORDLISTA

α -värde	Anger effektiviteten i syreöverföringshastigheten. Definieras som kvoten mellan syreöverföringshastighet i smutsigt och rent vatten.
ASP	Aktivslamprocessen.
BOD ₇	Biological Oxygen Demand. Ett mått på avloppsvattnets innehåll av organiska föreningar. Beskriver mängden syre som konsumeras då allt organiskt material i vattnet oxideras av mikroorganismerna under 7 dygn.
COD	Chemical Oxygen Demand. Ett mått på avloppsvattnets innehåll av organiska föreningar. Beskriver mängden syre då allt organiskt material i vattnet oxideras av ett kraftigt oxidationsmedel.
DO	Dissolved Oxygen. Koncentrationen av löst syre i vattnet.
Kjeldahl-kväve	Ammonium och organiskt kväve.
K _{La}	Syreöverföringshastighet, beskrivs ofta med en konstant men har egentligen ett exponentiellt utseende
OAV	Optimum Aerobic Volume. Benämning på typ av syrereglering med syfte att utnyttja den luftade zonen optimalt.
OUR	Oxygen Uptake Rate. Syreupptagningshastighet i vattnet.
PHA	Poly-hydroxyalkanoat. Polymeriserad syra i organismcellen, fungerar som energireserv.
TS	Torrsubstans. Anger halten torrt material i slammet, bestäms genom torkning i 105°C.
VFA	Volatile Fatty Acids. Flyktiga fettsyror, lätta för mikroorganismerna att bryta ner. Påverkar bio-P-processen kraftigt.

REFERENSER

- Bader, F. G., (1975) "Analysis of double-substrate limited growth." *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 17, 183-202.
- Björleinius, B. & Ekman, M., (2006) "Minskad energiförbrukning och bättre kväverening genom effektivare luftning." *VATTEN*, Vol. 62(1), 57-63.
- Borglund, A-M., (2003). *Studie av kombinerad kemisk- och biologisk fosforering på Käppalaverket, Stockholm*. Examensarbete UPTEC W 03 003, Uppsala Tekniska Högskola, ISSN: 1401-5765.
- Borglund, A-M., (2004). *Bio-P-processen: Frågor och svar*. Intern rapport, Käppalaverket.
- Borglund, A-M., (2005) *Reglering av syrehalter i Käppalaverkets biosteg*. Intern rapport, Käppalaverket.
- Borglund, A-M., (2006) *Organiskt material- parametrar vid processuppföljning*. Intern rapport, Käppalaverket.
- Carlsson, B. & Hallin, S., (2003). *Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk*. VA-FORSK, Rapport nr 27. ISSN: 1102-5638.
- Chudoba, J., Cech, J. S. & Chudoba, P., (1985) "The Effect of Aeration Tank Configuration on Nitrification Kinetics." *Journal- Water Pollution Control Federation*, Vol. 57, 1078- 1083.
- Cloete, T. E. & Muyima, N. Y., (1997). Microbial Community Analysis: The Key to the design of biological wastewater treatment systems. Scientific & Technical Report Series no. 5, IWA Publishing. ISBN: 1900222027.
- Eylar, O. R. & Schmidt, E. L., (1959). "A Survey of Heterotrophic Microorganisms From Soil for Ability to Form Nitrite and Nitrate." *Journal of General Microbiology*, Vol. 20(3), 473-481.
- Gillberg, L., Hansen, B., Karlsson, I., Nordström Enkel, A., Pålsson, A., (2003). Konsten att rena vatten. Kemira Kemwater, Helsingborg. ISBN: 91-631-4353-4.
- Hulsbeek, J. J. W., Kruit, J., Roeleveld, P. J. & van Loosdrecht, M. C. M., (2002). "A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems." *Water Science and Technology*, Vol. 45(6), 127-36.
- Knowles, G., Downing, A. L. & Barret, M. J., (1965). "Determination of Kinetic Constants for Nitrifying Bacteria in Mixed Culture with the Aid of a Computer." *Journal of General Microbiology*, Vol. 38, 263-278.
- Magnusson, A. S., (2006). *Elenergieffektivisering vid Käppalaverket*. Examensarbete, KTH.

Monod, J., (1949). "The growth of bacterial cultures." *Annual Review of Microbiology*, Vol. 3, 371-394.

Naturvårdsverket, (1993) *Lustgasutsläpp från kommunala reningsverk – Mätningar vid tolv svenska anläggningar*. Naturvårdsverket rapport 4309.

Nelson, L. M. & Knowles, R., (1978). "Effect of Oxygen and Nitrate on Nitrogen Fixation and Denitrification by *Azospirillum brasilense* Grown in Continous Culture." *Canadian Journal of Microbiology*, Vol. 24(11), 1395-1403.

Olsson, G., (2003). *Styrning av biologisk vattenrening*. Kursmaterial, Lunds tekniska högskola.

Painter, H. A., (1970). "A Review of Literature on Inorganic Nitrogen Metabolism in Microorganisms." *Water Research*, Vol. 4, 393-450.

Poduska, R. A. & Stenstrom, M. K., (1980) "The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification." *Water Research*, Vol. 14(6), 643-649.

Randall, C. W., Barnard, J. L. & Stensel, H. D., (1992). Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. Technomic Publishing Company, Lancaster.

Röttorp, J., Allard, A. S., Ek, M., Kaj, L., Remberger, M. & Solyom, P., (1999). *DIKA Driftstörningar i kommunala avloppsreningsverk- en studie av syreöverföring, ytaktiva ämnen, slamegenskaper och styrmöjligheter 1996- 1998*, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Rapport B 1328 A.

Sahlmann, C., Libra, J. A., Schuchardt, A., Wiesmann, U. & Gnirrs, R., (2004). "A control strategy for reducing aeration costs during low loading periods." *Water Science and Technology*, Vol. 50(7), 61-68.

Svardal, K. Lindtner, S. & Winkler, S. (2003). "Optimum aerobic volume control based on continuous in- line oxygen uptake monitoring." *Water Science and Technology*, Vol. 47(11), 305-312.

Sotomayor, O. A. Z., Park, S. W. & Garcia, C., (2001). "A simulation benchmark to evaluate the performance of advanced control techniques in biological wastewater treatment plants." *Brazilian Journal of Chemical Engineering (Sao Paulo)*, Vol.18(1), 588-593.

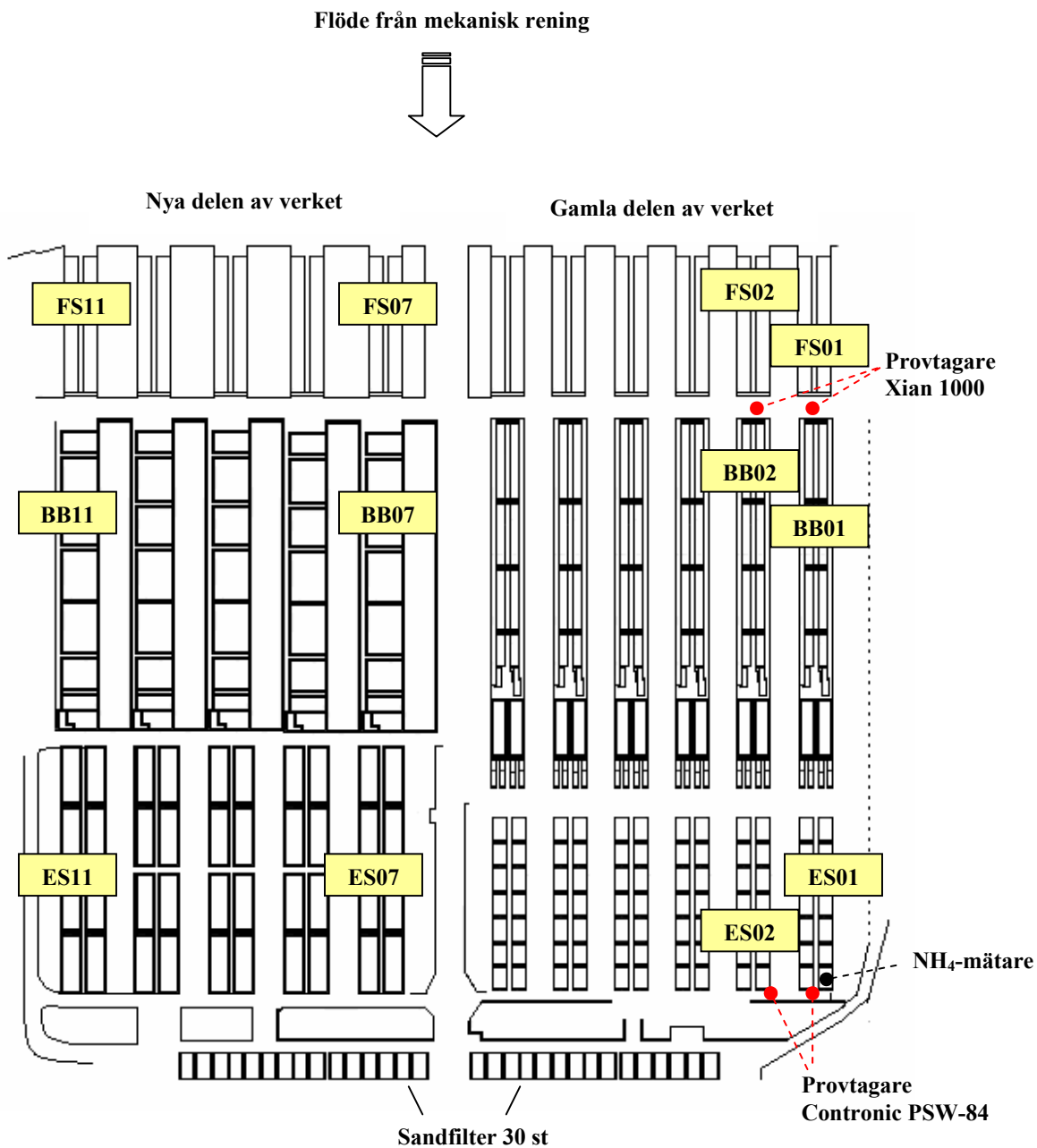
Thunberg, A., (2006). *Kontroll av maxflöden hos luftardysorna i biobassängerna*. Intern rapport, Käppalaverket.

Vrecko, D., Hvala, N., Stare, A., Strazar, M., Levstek, M., Cerar, P. & Podbevsek, S., (2006). "Improvement of ammonia removal in activated sludge process with feedforward-feedback aeration controllers." *Water Science and Technology*, Vol. 53(4), 125-132.

Zheng, H., Hanaki, K., Matsuo, T., (1994). "Production of nitrous oxide gas during nitrification of wastewater." *Water Science and Technology*, Vol. 30(6), 133-141.

APPENDIX I

Käppalaverket, processöversikt över biosteget och placering av provtagare



APPENDIX II

Experimentutförande av specifik syreupptagningshastighet (SOUR) enligt Standard Methods (SM 2710B)

Testet kan utföras både med syrehaltsmätare, manometer eller en respirometer. Bara metoden med syrehaltsmätare redovisas här.

Material

Syrehaltsmätare, WTW oxi340

E-kolv, 1000 ml

BOD-flaska, 300 ml

Provtagningsflaska, 500 ml

Magnetomrörare

Tidtagarur

Luftnings slang med pimpsten

Kalibrering

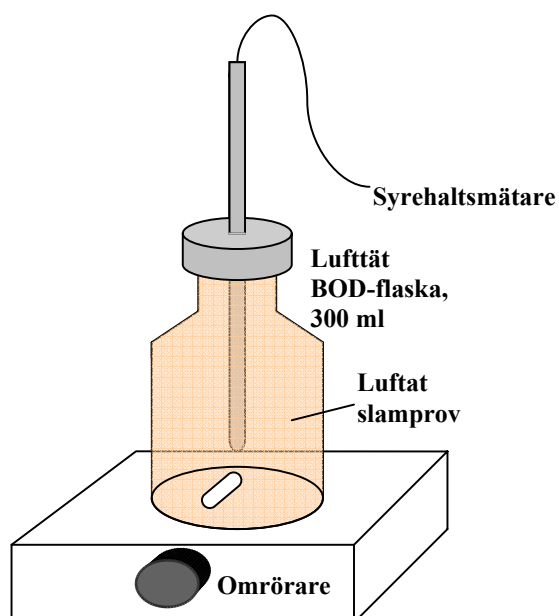
Syrehaltsmätaren kalibrerades enligt instruktion.

Insamling och preparering av prov

Eftersom endogen respiration skulle undersökas insamlades slam från slutet av bioblocket för att få en låg halt av lättillgängligt organiskt material i provet. En del av provet sparades för bestämning av SS-halt och GR. Därefter luftades slammet i en 1000 ml E-kolv i ca 3 h med en pimpsten kopplad till en luftslang för att säkerställa att allt lättillgängligt organiskt material var oxiderat. Det luftade provet hälldes sedan över i en 500 ml provtagningsflaska med lock som fylldes till 75 % och skakades om kraftigt för att höja syrehalten ytterligare.

Mätning

En magnetomrörare lades i en BOD-flaska som ställdes på en magnetomrörare. BOD-flaskan fylldes helt för att inte släppa in syre i provet. Syrehaltsmätaren kopplades till BOD-flaskan och syrehalten kontrollerades. Syrehalten måste initialt vara över 4 mg/l för att försöket skall godkännas. När syrehaltsmätaren stabiliserats något antecknades syrehalten och tidtagaruret startades. Syrehalten och tiden antecknades därefter var 30:e sekund tills det att syrehalten sjunkit under 1 mg/l.



Beräkningar

Syrehalten plottades därefter mot tiden och en linjär kurva anpassades till datapunkterna. Lutningen på den linjära kurvan beräknades därefter och fick enheten $\text{mg O}_2/(\text{l}\cdot\text{min})$. Lutningen representerar därmed den endogena respirationshastigheten. Därefter omräknades hastigheten till enheten $\text{mg O}_2/(\text{g VSS}\cdot\text{h})$ enligt ekvation 21. Eftersom lutningen på kurvan är negativ byttes först tecken på denna.

$$SOUR = \frac{-k}{VSS} \cdot 60 \quad (21)$$

där

k = endogen respirationshastighet [$\text{mg}/(\text{l}\cdot\text{min})$]

VSS = massan VSS i provet [g/l]

Temperaturkorrigering

$SOUR$ gäller för temperaturen 20°C . Om temperaturen är annan korrigeras det enligt:

$$SOUR_{20} = SOUR_T \cdot C^{(20-T)} \quad (22)$$

där

T = temperaturen [$^\circ\text{C}$]

C = 1,05 då $T > 20^\circ\text{C}$, och 1,07 då $T < 20^\circ\text{C}$

$SOUR_{20}$ = endogen respiration vid temperaturen 20°C [$\text{mg O}_2/(\text{g VSS}\cdot\text{h})$]

$SOUR_T$ = endogen respiration vid temperaturen $T^\circ\text{C}$ [$\text{mg O}_2/(\text{g VSS}\cdot\text{h})$]

APPENDIX III

Rådata från provtagare och styrsystem

Tabell A.1. COD- halter i veckosamlingsprover.

	COD [mg/l]							
	FS01		FS02		ES01		ES02	
	COD ofilt.	COD filt.	COD ofilt.	COD filt.	COD ofilt.	COD filt.	COD ofilt.	COD filt.
V.37	301	110	289	135	39,0	36,5	39,8	33,9
V.38	288	129	304	116	41,9	35,9	37,5	37,2
V.39	293	112	293	112	44,4	37,9	43,2	39,4
V.40	305	127	305	125	50,0	43,6	50,5	48,0
V.41	315	126	353	134	41,9	37,8	40,8	35,5
V.46	181	77	184	77	35,6	32,7	36,2	32,2
V.47	180	77	182	76	31,0	31,9	32,7	28,5
V.48	202	86	203	84	33,8	32,0	33,2	29,6
V.49	204	80	207	76	36,5	32,6	34,5	30,8
V.50	191	74	177	76	33,1	28,4	31,5	33,3

Tabell A.2. Ammonium- och nitratkoncentrationer i veckosamlingsprover.

	NO ₃ -N & NH ₄ -N [mg/l]							
	FS01		FS02		ES01		ES02	
	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N
V.37	0,01	38,7	0,01	39,8	6,8	0,4	7,0	1,8
V.38	0,01	40,5	0,09	39,6	7,3	0,7	7,6	0,4
V.39	0,03	43,4	0,09	43,4	7,9	0,7	8,3	0,4
V.40	0	38,6	0,05	38,4	6,1	2,6	6,9	0,8
V.41	0	41,6	0	40,7	6,1	2,1	6,7	0,6
V.45	0	27,3	0	27,1	7,2	0,9	7,0	0,5
V.46	0	23,0	0	22,8	5,3	0,5	5,6	0,4
V.47	0	23,4	0	23,4	5,5	1,0	5,8	0,6
V.48	0	25,7	0,01	25,4	5,5	0,7	5,7	0,5
V.49	0	22,9	0	22,8	5,1	0,5	5,1	0,4
V.50	0	24,3	0	24,1	5,4	0,7	5,5	0,4

Tabell A.3. Organiskt- och Kjeldahlkväve i veckosamlingsprover.

	Org-N & Kj-N [mg/l]							
	FS01		FS02		ES01		ES02	
	Org-N	Kj-N	Org-N	Kj-N	Org-N	Kj-N	Org-N	Kj-N
V.37	12,5	51,2	10,5	50,3	1,52	1,9	0	1,8
V.38	10,71	51,2	12,07	51,7	1,20	1,9	1,38	1,8
V.39	10,76	54,2	14,35	57,7	1,66	2,36	1,64	2,06
V.40	11,6	50,2	11,4	49,8	1,73	4,32	1,87	2,66
V.41	16,4	58,0	14,3	55,0	2,08	4,2	2,15	2,7
V.45	8,7	36,0	9,9	37,0	1,52	2,4	1,29	1,8
V.46	8,0	31,0	8,2	31,0	1,29	1,8	1,36	1,8
V.47	5,6	29,0	6,3	29,7	1,24	2,24	1,22	1,82
V.48	8,8	34,5	8,0	33,4	1,18	1,89	1,59	2,12
V.49	7,7	30,6	8,1	30,9	1,65	2,14	1,47	1,83
V.50	7,3	31,6	4,4	28,5	1,06	1,75	1,21	1,56

Tabell A.4 normerade luftflöden och vattenföring

	Normerade luftflöden [Nm ³ /h]		Vattenföring [m ³ /vecka]	
	BB01	BB02	BB01	BB02
V.37	2223	2686	55763	55763
V.38	2684	2857	53706	53706
V.39	2219	2592	53404	53404
V.40	2798	3616	62899	62899
V.41	3681	3709	55521	55521
V.45	1999	2180	87091	87091
V.46	1772	1923	118541	118541
V.47	1813	2003	97373	97373
V.48	2010	2281	100397	100397
V.49	2040	2160	97373	97373
V.50	1699	2068	91325	91325

Tabell A.5. Beräknad syreförbrukningshastighet, endogen syreförbrukningshastighet och SS-halt.

	Beräknad OUR [kg O ₂ /vecka]		Beräknad endogen OUR [kg O ₂ /vecka]		SS-halt, veckomedel [g/l]		
	BB01	BB02	BB01	BB02	BB01	BB02	Ö-slam
V.37	11944	11192	4453	4102	2,91	2,57	7,23
V.38	10543	11735	4214	4014	2,78	2,54	7,12
V.39	11303	11772	4133	3962	2,71	2,50	6,74
V.40	13754	13979	3865	4075	2,50	2,53	7,00
V.41	13936	16061	4235	4119	2,60	2,43	6,35
V.45	14882	16287	4635	4153	2,97	2,55	6,60
V.46	19441	19803	4144	4055	2,73	2,56	7,53
V.47	15655	15942	4208	4241	2,75	2,66	7,93
V.48	19395	19374	4597	4692	3,05	2,99	8,50
V.49	17513	18086	4764	4931	3,18	3,16	8,88
V.50	14754	13196	4915	5054	3,30	3,26	8,85