

Utveckling av en energieffektiv luftningsstrategi vid Käppalaverket, Lidingö

Development of an energy-effective aeration
strategy at Käppala WWTP, Lidingö

Markus Lundgren

Referat

Utveckling av en energieffektiv luftningsstrategi vid Käppalaverket, Lidingö

Markus Lundgren

Detta examensarbete utreder möjligheterna att utveckla en energieffektiv luftningsstrategi i en aktivslamprocess. Arbetet innehåller först en litteraturstudie där forskningsläget går igenom. Därefter följer en optimeringsstudie i Matlab, en simuleringsstudie i en förenklad variant av Benchmark Simulation Model No 1 (BSM1) och en redogörelse för ett fullskaleförsök vid Käppalaverket.

Resultaten från optimeringsstudien visar att, under vissa förutsättningar, är ett konstant luftflöde energioptimalt. Simuleringsstudierna visar att en minskning av energiförbrukningen på upp till 16% kan uppnås, då luftflödet hålls konstant, jämfört med att hålla ett konstant ammoniumbörvärde. Preliminära resultat från fullskaleförsöken indikerar att ett konstant luftflöde kan minska luftförbrukningen men en längre utvärdering bör genomföras för att få mer tillförlitliga resultat.

Slutsatsen från detta arbete är att den utvecklade metodiken kan vara intressanta alternativ till en överordnad reglering av ammoniumkoncentrationen och bör därför studeras vidare.

Nyckelord: BSM1, luftningsstrategi, aktivslamprocess, ammoniumbörvärde

Abstract

Development of an energy-effective aeration strategy at Käppala WWTP, Lidingö

Markus Lundgren

This thesis investigates the possibility of developing an energy efficient aeration strategy in an activated sludge process. The report starts with a literature review of the research situation being investigated. This is followed by an optimization study in Matlab, a simulation study in the Benchmark Simulation Model 1 (BSM1) and an account of a full-scale experiment at Käppala.

The results of the optimization study show that, under certain conditions, a constant air flow is the most energy efficient strategy. Simulation studies show that a reduction of the energy consumption of up to 16% can be achieved when the airflow is kept constant, compared with an ammonia feed-back strategy and a constant set point of the ammonia concentration. The results from full-scale tests indicate that a constant airflow can reduce the energy consumption but longer experiments are needed to validate the results.

In summary we can conclude that keeping a constant air flow or a constant dissolved oxygen (DO) set point is an interesting alternative to the existing strategy at the plant.

Keywords: BSM1, aeration energy, aeration strategy, ammonia set-point

Department of Information Technology
Uppsala University, Box 337, SE-751 05 Uppsala
Sweden

Förord

Handledare: Andreas Thunberg, Processingenjör, Käppalaförbundet

Ämnesgranskare: Bengt Carlsson, Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet

Tack till:

- Andreas Thunberg för tillstånd att publicera figurerna 4,5 och 6, och allt annat!
- Labbet på Käppala för hjälp med analyser
- Driftavdelningen på Käppala
- Mamma och pappa, för stöd under tiden och hjälp med språket

Populärvetenskaplig sammanfattning

Avloppsvattenrening är viktigt för samhället. Genom att insamla och rena avloppsvatten undviks sjukdomar för människor och påverkan på omgivande miljö minskas. Dock är själva den tekniska processen omfattande och energikrävande. Den är dessutom svår att styra och reglera. En bidragande orsak till detta är avloppsreningsprocessens beroende av naturliga biologiska processer. Biologiska processer är i sig svåra att beskriva och befintliga modellerna har brister. Omfattningen av processen med uppehållstider på upp till ett dygn i bassängerna bidrar också till svårigheten att modellera, styra och reglera processen.

Emellertid har mycket arbete lagts ned på att försöka förstå och beskriva avloppsreningsprocessen. En anledning till det är att det finns stora värden att spara. Såväl ekonomiska som miljömässiga. En minskad förbrukning av exempelvis luft eller kemikalier är gynnsam ur både ett ekonomiskt som miljömässigt perspektiv.

Syftet med detta examensarbete var att få fram en energieffektiv styrstrategi för syrerregleringen i aktivslamprocessen på Käppala avloppsreningsverk. Med en energieffektiv luftningsstrategi menas en strategi som ger så låg elenergiförbrukning som möjligt men som samtidigt ger ett bibehållet reningsresultat.

För att utreda det rådande forskningsläget rörande energieffektivisering i avloppsreningsverk gjordes en litteraturstudie. Studien innefattade ett antal artiklar rörande prediktiv reglering och modellbaserad optimering. Syftet var att få uppslag till hur en energieffektiv styrstrategi skulle kunna se ut.

Nästa steg i arbetet var att med enkla statistiska modeller undersöka hur olika matematiska minimeringsmetoder skulle kunna användas. I detta steg togs en enkel modell fram, men där det principiella utseendet hos modellen var lika med de mera komplexa modeller som används för att beskriva biologisk avloppsvattenrening. Denna framtagna modell låg till grund för en optimeringsstudie, där syftet var att minimera energiåtgången samtidigt som givna bivillkor uppfylldes. Resultaten från optimeringsstudien visar att ett konstant luftflöde minimerar energiförbrukningen.

Slutligen avsågs att studera olika strategier i en förenklad version av Benchmark Simulation Model 1 (BSM1) och se vad det gav för resultat. Modellerna som används i BSM1 är relativt avancerade och har tidigare visat sig användbara för simulering av biologiska processer. Simuleringsstudierna visar att en minskning av energiförbrukningen på upp till 16 % kan uppnås, då luftflödet hålls konstant, jämfört med att hålla ett konstant ammoniumbörvärde. Baserat på resultaten från simuleringsstudierna genomfördes också ett praktiskt fullskaleförsök genomföras. Samma utvärderingsmetoder som i en tidigare studie på Käppala (Thunberg, 2006) användes. Resultaten från fullskaleförsöken indikerar att ett konstant luftflöde kan minska energiförbrukningen jämfört med att hålla ett konstant ammoniumbörvärde. Dock bör ytterligare försök genomföras för att få ett mera tydligt resultat.

I samtliga fall tyder resultaten på att hålla ett konstant luftflöde eller ett konstant syrebörvärde minskar luftningsförbrukningen jämfört med den befintliga trappningsstrategin.

Innehållsförteckning

1 Inledning.....	3
2 Bakgrund.....	4
2.1 Reningsprocesser och $K_L a$ -funktionen.....	4
Aktivslamprocessen	4
Bio-P.....	5
$K_L a$ -funktionen och syredynamik	5
2.2 Reglerteknik, optimering och modeller.....	6
Kort om reglerteknik	6
Lambdatrimning	8
Optimering	9
Matematisk formulering av optimeringsproblem.....	9
Optimering av funktioner utan bivillkor	9
Optimering av funktioner med bivillkor	9
BSM1	10
ASM1	10
3 Käppalaverket.....	11
3.1 Processutformning.....	11
Grovrening	11
Försedimentering.....	12
Biologisk rening	12
Eftersedimentering	13
Sandfilter	13
Slambehandling.....	13
3.2 Syrereglering på Käppalaverket.....	14
Kaskadreglering och tryckväljare.....	14
Trappningsstrategin.....	14
Individuell syrereglering med återkoppling	15
4 Litteraturstudie	17
4.1 Optimering i reningsverk	17
Modellbaserad optimering.....	17
4.2 Försök med MPC i reningsverk	17
Två simuleringsstudier med MPC.....	18
MPC och syrebörvärden.....	18
Modeller till MPC	18
Fem olika reglerstrategier.....	19
4.3 Sammanfattning av litteraturstudien	20
5 Metod	21
5.1 Problemställning.....	21
5.2 Lösning av optimeringsproblemet.....	22
Störningens utseende.....	22
5.3 Exempel: Minimering av luftflödet med enkel statisk modell och periodisk störning	23
5.4 Implementering i BSM1	25
Allmänna inställningar	25
Test S1: Konstant börvärde	26
Test S2: Börvärde i steg	26

Test S3: Sinusprofil	26
Test S4: Fast DO-värde	26
Test S5: Fast K_{La} -värde	26
5.5 Beräkning av belastningsprofiler	27
5.6 Fullskaleförsök	27
Normering av luftflöden	27
Test F1: Konstant börvärde	28
Test F2: Stegprofil	28
Test F3: Konstanta luftflöden	28
5.7 Trimning av PI-regulatorer	28
6 Resultat	29
6.1 Trimningsförsök	29
6.2 Beräkning av belastningsprofiler	29
6.3 Simuleringsstudier med BSM1	30
Test S1: Konstant börvärde	31
Test S2: Börvärden i steg	31
Test S3: Sinusprofil	32
Test S4: Konstant DO-värde	32
Test S5: Konstant K_{La} -värde	33
Sammanfattning av simuleringsresultaten	33
6.4 Fullskaleförsök	33
Test F1: Konstant börvärde	33
Test F2: Stegprofil	34
Test F3: Konstanta luftflöden	35
7 Diskussion och slutsatser	40
7.1 Diskussion kring konstanta flöden	40
7.2 Slutsatser	40
Belastningsprofiler	40
Optimering	41
Simuleringar	41
Fullskaleförsök	41
Sammanfattning	41
7.3 Förslag till framtida studier	41
REFERENSER	42
APPENDIX I: Matlabkod för enkel optimering	44
APPENDIX II: Analyser	46

Ordlista och förkortningar

ASM1 (Activated Sludge Model 1): Modell för att beskriva en aktivslamprocess

Ammoniumbelastning: Mängden inkommande ammonium [massa/tid]

BOD (Biochemical Oxygen Demand): Mått på hur mycket biologiskt nedbrytbart material det finns i vattnet.

BSM1 (Benchmark Simulation Model 1): Modell för att testa olika styrstrategier

COD (Chemical Oxygen Demand): Mått på hur mycket kemiskt nedbrytbart material det finns i vattnet.

DO (Dissolved Oxygen): Syrehalten i vatten [mg/L]

Denitrifikation: Biologisk process där nitrat omvandlas till kvävgas.

K_{La} - funktionen: olinjär funktion som beskriver sambandet mellan luftflöde och syreöverföring

MPC (Model Predictive Control): En modellbaserad reglerstrategi.

Nitrifikation: Biologisk process där ammonium omvandlas till nitrat.

OUR (Oxygen Uptake Rate): Syreupptagningshastighet [kg O₂/vecka]

1 Inledning

Östersjöns miljöproblem hänger tätt samman med övergödning. En av orsakerna till övergödning i Östersjön är stora utsläpp av fosfor och kväve. För att begränsa detta krävs fosfor- och kväverening i avloppsreningsverken.

Den tekniska processen för kväve och fosforering är omfattande och energikrävande. Dessutom är biologiska processer i sig svåra att beskriva och befintliga modeller har brister. Processerna är också svåra att styra och reglera i verkligheten. Ett exempel är att det kan dröja över ett dygn innan en ändrad insignal får effekt och då kan förhållandena i processen ha ändrats.

Emellertid har mycket arbete lagts ned på att försöka styra kvävereningsprocessen på ett bra sätt, särskilt då det gäller nitrifikationen. Styrstrategierna som används har, enkelt uttryckt, gått ut på att hålla ett givet börvärde till så låg energikostnad som möjligt. Börvärdet har då ofta varit satt med hänsyn taget till något gräns- eller riktvärde. Försöken har till största delen berört olika kombinationer av fram- och återkopplingsstrategier.

Svårigheterna för styrstrategierna är att inkommande substrathalter, exempelvis inkommande ammonium, varierar med tiden. Fram och återkopplingsstrategierna har försökt att på ett så energieffektivt sätt som möjligt reglera bort dessa störningar för att kunna hålla börvärdet. Problemet med detta är att en rad olinjära samband hos processen gör det mer kostsamt att hålla nere höga inkommande substrathalter än vad som ”tjänas in” då halterna är låga. Här finns alltså utrymme för energibesparingar.

Syftet med detta examensarbete har varit att ta fram en energieffektiv styrstrategi för syrerregleringen i aktivslamprocessen på Käppalaverket. Med en energieffektiv luftningsstrategi menas en strategi som med en så låg elenergiförbrukning som möjligt ger ett bibehållet reningsresultat.

Arbetsgång

För att utreda det rådande forskningsläget rörande energieffektivisering i avloppsreningsverk företogs en litteraturstudie. Studien innefattade ett antal artiklar rörande Model Predictive Control (MPC) och modellbaserad optimering. Syftet var att få uppslag till hur en energieffektiv styrstrategi skulle kunna se ut.

Nästa steg i arbetet var att med enkla statistiska modeller undersöka hur olika matematiska minimeringsmetoder skulle kunna användas. I detta steg togs en enkel modell fram, men där det principiella utseendet hos modellen var lika med de mera komplexa modeller som används för att beskriva biologisk avloppsvattenrening. Denna framtagna modell låg till grund för en optimeringsstudie, där syftet var att minimera energiåtgången samtidigt som givna bivillkor uppfylldes.

Olika styrstrategier studerades i en förenklad version av Benchmark Simulation Model 1 (BSM1). Modellerna som används i BSM1 är relativt avancerade och har visat sig användbara för simulering av biologiska processer.

Baserat på resultaten från simuleringsstudierna genomfördes sedan ett fullskaleförsök. Samma utvärderingsmetoder användes som i en tidigare studie på Käppala (Thunberg, 2006).

2 Bakgrund

2.1 Reningsprocesser och K_La -funktionen

Aktivslamprocessen

Aktivslamprocessen är en biologisk process där mikroorganismer oxiderar och mineraliserar organiskt material. Den omfattar i huvudsak oxidation av organisk substans, nitrifikation och denitrifikation. Dessa processer utförs av levande (aktiva) mikroorganismer i vattnet som klumpar ihop sig som slam, därav namnet.

Idén är att slammet ska ha längre uppehållstid än vattnet och att mikroorganismerna ska förbruka det organiska material som kommer in och även avskilja kväve och fosfor. En aktivslamanläggning består i sin enklaste form av en luftad bassäng följt av en eftersedimenteringsbassäng. För att hålla en jämn slamhalt sker en återförsel av slam från eftersedimenteringen. Detta slam kallas *returslam*. Det slam som tillväxer och inte returneras kallas överskottsslam och pumpas ur systemet.

De mikroorganismer som lever i vattnet behöver kol för att kunna bygga upp ny biomassa. En del bakterier, de *autotrofa*, kan genom upptag av exempelvis koldioxid från luften tillgodogöra sig kol genom fotosyntes. Andra mikroorganismer, de *heterotrofa*, kan dock inte göra detta utan måste istället ha tillgång till organiskt bundet kol. I ett avloppsreningsverk svarar de *heterotrofa* för nedbrytningen och upptaget av organiskt bundet kol.

Problemet är emellertid att det kol som kommer in i reningsverket ofta är bundet i stora molekyler som är svåra att ta upp för mikroorganismerna. Därför måste de brytas ned genom *hydrolys*, där särskilda enzymer hos mikroorganismerna bryter ned de stora molekylerna i mindre beståndsdelar, så att de kan tas upp och användas i mikroorganismernas cellandning.

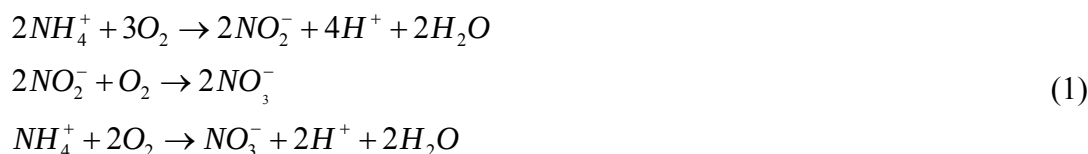
Hur fort detta går är beroende av en mängd omständigheter såsom vattentemperatur, omblandning av vattenmassan, pH-värde m.m. Ett vanligt mått på hur mycket organiskt material avloppsvatten innehåller är COD (Chemical Oxygen Demand) eller BOD (Biochemical Oxygen Demand). Båda anges i enheterna mg syre/liter. En hög COD-halt innebär alltså att mycket syre måste tillsättas för att oxidera det organiska kolet.

Syftet med att utvinna kolet är att mikroorganismerna oxiderar kolet för att utvinna den energi som behövs för celltillväxten. Som oxidationsmedel är syre vanligt, men även järn, nitrat eller sulfat kan användas (Carlsson och Hallin, 2002). I fallet då löst syrgas är tillgängligt som oxidationsmedel kallas processen *aerob*, i annat fall *anaerob*. Om syret är bundet i nitrat kallas processen för *anoxisk*.

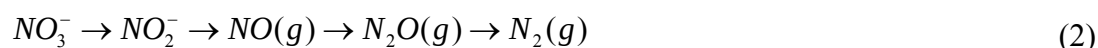
Genom mikroorganismernas tillväxt avskiljs ca 30 % av kvävet i vattnet. Denna process kallas assimilation. För att ytterligare öka kväveavskiljningsgraden utnyttjas denitrifikation och nitrifikation.

Nitrifikation innebär att ammonium, NH_4^+ , oxideras till nitrat, NO_3^- , av autotrofa bakterier samtidigt som de utvinner energi. Som oxidationsmedel används syre och hela reaktionen är beroende av syrehalten i vattnet. Den kemiska redoxreaktionen kan beskrivas i två steg. I första steget oxideras ammonium till nitrit och syre reduceras till vatten, av en bakterie tillhör genus *nitrosomonas*. Detta steg är långsammast av de två och är därför hastighetsbegränsande.

I andra steget oxideras nitrit till nitrat, av en grupp bakterier som tillhör genus nitrobacter. Hela processen beskrivs, enligt:



Denitrifikationen innebär att nitrat omvandlas till kvävgas. Denna reaktion utförs av heterotrofa bakterier, som oxiderar nitrat till kvävgas. Då dessa bakterier emellertid helst vill använda syre som oxidationsmedel måste miljön vara syrefattig för att nitrat istället ska användas. Denitrifikationen är ofta beroende av hydrolysen, dvs. hur pass mycket lättnedbrytbart organiskt material som finns tillgänglig för upptag. Hydrolysen är i sin tur beroende av en rad faktorer som vattentemperatur, vattenkemi och pH m.m. I princip kan denitrifikationen sammanfattas i nedanstående reaktionsformel:



Bio-P

En biologisk process som utnyttjas på Käppalaverket är den kallade bio-P-processen. Syftet med denna är att erhålla en utökad avskiljning av fosfor ur avloppsvattnet. Enkelt uttryckt innebär den att Bio-P bakterier spjälkar stora fettmolekyler i en anaerob miljö samtidigt som fosfat utsöndras. Det är viktigt att miljön är helt anaerob, om nitrat förekommer uppstår denitrifikation på bekostnad av fosforeringen. När samma bakterier sedan utsätts för en aerob miljö tas fosfat återigen upp. Genom att bakterierna tar upp mer fosfat i den aeroba delen än vad de utsöndrar i den anaeroba delen, blir nettoeffekten att fosfor avskiljs. På Käppalaverket förekommer bio-P processen i 6 av 11 linjer, i övriga linjer tillämpas istället kemisk fosforering via simultanfällning där tvåvärd järnsulfat tillsätts (Thunberg, 2006).

K_La-funktionen och syredynamik

Syrekoncentrationen i vattnet är alltså en viktig parameter för att få en så god nitrifikation som möjligt. Själva dynamiken för hur syrekoncentrationen ändras med tiden kan beskrivas (Carlsson och Lindberg 2004, Thunberg, 2006) enligt:

$$\frac{d(DO(t))}{dt} = K_L a(q_{luft}(t))[DO_{sat} - DO(t)] + \frac{Q}{V}[DO_{in} - DO(t)] - R(t) \quad (3)$$

där:

$K_L a(q_{luft}(t))$ = syreöverföringshastigheten som funktion av luftflöde [1/h]

DO_{sat} = syremättnadskoncentration [mg/L]

DO_{in} = syrekoncentration i inkommande vatten [mg/L]

$DO(t)$ = syrekoncentration [mg/L]

$q_{luft}(t)$ = luftflöde [Nm^3/h]

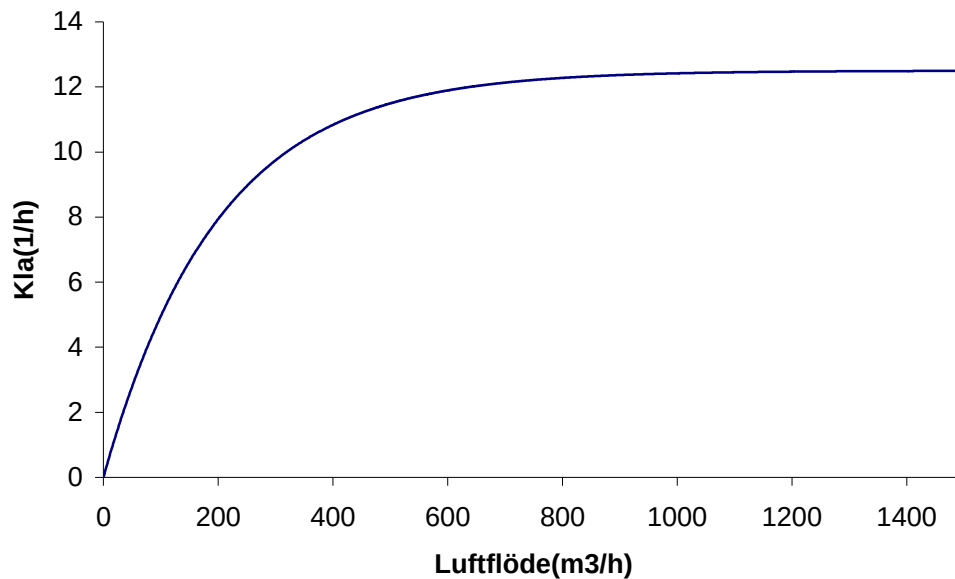
$R(t)$ = syreförbrukningshastighet pga. mikroorganismer [mg/Lh]

Q = Vattenflöde [m^3/h]

V = Bassängvolym [m^3]

Ur ekvation (3) syns att $K_L a$ funktionen är en viktig parameter. Detta är en olinjär funktion som beskriver sambandet mellan luftflöde och syreöverföring. $K_L a$ -funktionen kan tolkas som en slags verkningsgrad där syreöverföringen är mindre effektiv för höga syrehalter (Carlsson och Lindberg, 2004). Ett schematiskt utseende för $K_L a$ funktionen redovisas i figur 1.

$K_L a$ funktionen påverkas av en mängd faktorer, såsom djup på bassängen, men också av avloppsvattnets sammansättning (Thunberg, 2006).



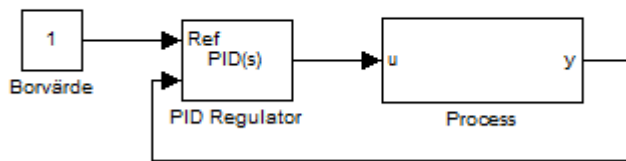
Figur 1: Schematiskt utseende för $K_L a$ funktionen.

2.2 Reglerteknik, optimering och modeller

Kort om reglerteknik

Reglerteknik handlar om att styra dynamiska processer. Ofta antas att systemet kan styras med en insignal och att en utsignal, ett processvärde, kan mätas. Ett vanligt reglerproblem är att reglera utsignalen så att den hamnar nära ett önskat värde, det så kallade börvärdet. För att kunna göra detta måste insignalen beräknas med en regulator. Regulatorn måste i sin tur veta utsignalens värde för att kunna jämföra börvärdet med utsignalen. Detta kallas återkoppling.

En användning av återkoppling innebär att utsignalen kopplas till en regulator som justerar insignalen så att utsignalen når ett givet värde, *börvärdet*. Skillnaden mellan utsignalen och börvärdet kallas *reglerfelet*. Ofta önskas att detta ska vara så litet som möjligt. Principen redovisas i figur 2.



Figur 2: Principen för återkoppling med PID-regulator.

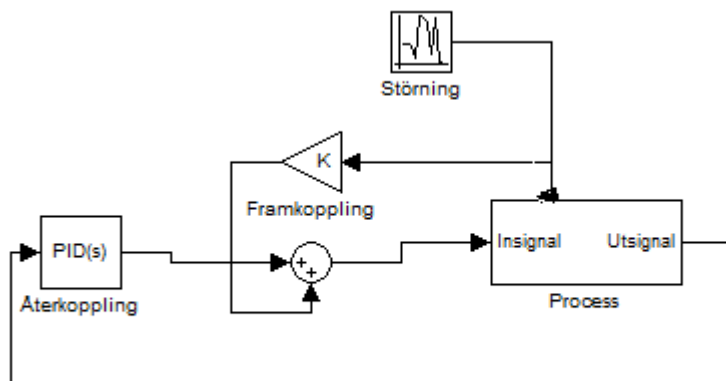
Regulatorerna kan i sin tur vara av olika slag. En enkel regulator är den proportionella regulatorn, P-regulatorn, som innebär en enkel, proportionell, förstärkning av reglerfelet. Problemet med denna reglering är att den inte leder till att reglerfelet försvinner. För att eliminera reglerfelet läggs en förstärkning till som är proportionell mot integralen av reglerfelet.

Denna typ av regulator kallas PI-regulator och är en mycket vanlig typ av regulator. Principen för hur en styrsignal genereras med en PI-regulator visas i ekvation (4). Ett allmänt problem med denna typ av regulator är dock att den information som används för att beräkna reglerfelet kan vara för gammal. Detta leder till att utsignalen blir mycket svängig och kan i vissa fall bli *instabil*.

$$u(t) = K((e(t) + \frac{1}{T_i} \int e(t) dt)) \quad (4)$$

En utvidgning av PI-regulatorn är PID-regulatorn, där en förstärkning som är proportionell mot derivatan av reglerfelet läggs till. Detta gör att regleringen blir stabilare. Problemet är dock att om mätsignalerna är brusiga, blir derivatan och därigenom förstärkningen väldigt hög, vilket gör att styrsignalen får en hög brusnivå.

Återkoppling leder dock inte till att variationer från störningar, exempelvis inkommande ammonium, helt kan regleras bort. Ett sätt att minska inverkan av störningar är att använda *framkoppling*. Framkoppling innebär att en mätbar störning används för att beräkna insignalen. Ofta används en kombination av fram- och återkoppling för att få bästa resultat, se figur 3 för principen. (Glad och Ljung 2006, Carlsson 2004)



Figur 3: Principen för kombinerad fram- och återkoppling.

Lambdatrimning

Lambdatrimning är en tumregelmetod för att ställa in regulatorparametrar i PI-regulatorer. De parametrar som beräknas är integrationstiden T_i och förstärkningen K . Fördelarna med lambdatrimning är att den är enkel att använda, resultatet är enkelt att tolka och att den inte kräver någon explicit modell. Detta kan vara en fördel då många processer vanligtvis är olinjära och svåra att skatta enkla modeller av.

Metodiken för att trimma en PI-regulator med lambdametoden består huvudsakligen av fyra steg:

Steg 1: Regulatorn kopplas ur och styrsignalen ändras till ett nytt värde. Skillnaden mellan den gamla insignalen och den nya beräknas. Denna skillnad betecknas Δu .

Steg2: Utsignalens nya värde mäts upp. Skillnaden mellan den nya och den gamla utsignalen kallas Δy . Dödtiden L , dvs. den tid det tar för systemet att reagera på signalsändringen., mäts också upp tillsammans med tiden till det tar för utsignalen att nå 63% av slutvärdet. Processens förstärkning, K_s , beräknas också som kvoten mellan skillnaden i insignal och i utsignal.

Steg 3: Själva designen sker genom att välja ett värde på parametern λ . Vanligtvis varierar λ mellan 1 och 3. Ett högt värde på λ ger ett långsamt system och vice versa.

Steg 4: Beräkning av regulatorparameterarna sker enligt

$$T_i = T \text{ [tidsenheter]} \quad (5)$$

$$K = \frac{T_i}{K_s(\lambda - L)} \quad (6)$$

Parametrarna ställs därefter in i regulatorn varefter kontrolleras hur väl utsignalen följer insignalen. Ibland krävs dock någon typ av finjustering av parametrarna i efterhand (Carlsson och Hallin, 2003).

Optimering

Optimering av olika processer i ett reningsverk är av stor betydelse för att kunna minska energiförbrukningen. Ett optimeringsproblem i ett reningsverk kan vara att minimera energiförbrukningen för någon process samtidigt som utgående föroreningshalter understiger gräns- eller riktvärden. Detta är ofta mycket komplicerat då många processer hänger samman, har olika tidsskalor, variationer i uppehållstid m.m. Ofta är det också så att minimering av ett kriterium på ett ställe i ett reningsverk kan öka ett annat kriterium. Mycket arbete har lagts ned på att minimera framförallt luftflöden i aktivslamprocessen som vanligtvis är den process som förbrukar mest energi. Till exempel förbrukar luftningen på Käppala reningsverk ca 20% av den totala energiförbrukningen. I många fall ligger en modell över processen som ska optimeras till grund för arbetet.

Matematisk formulering av optimeringsproblem

Matematisk kan ett optimeringsproblem formuleras som problemet att hitta det argument för vilken en given funktion antar ett extremvärde i ett definierat rum. I detta rum kan sedan bivillkorsfunktioner definieras.

Ett generellt optimeringsproblem kan formuleras som

$$\begin{aligned} \min f(x) \\ \text{under bivillkoren} \\ g(x) < 0 \\ h(x) = 0 \end{aligned} \tag{7}$$

Olinjär optimering innebär att någon av funktionerna f , g och h är olinjära. Detta ställer hårdare villkor på lösningen av minimeringsproblemet och vanligtvis måste mer kraftfulla algoritmer användas. Algoritmerna utnyttjar olika metoder för att studera gradienter och hessianer, dvs. motsvarande första och andraderivator av funktionerna. En typ av algoritm är kvadratisk programmering, som är den vanligaste algoritmen för MPC (Heath, 2002).

Optimering av funktioner utan bivillkor

I fallet då $h(x)$ och $g(x)$ är lika med noll, gäller att problemet saknar bivillkor. Att minimera funktionen $f(x)$ innebär då att hitta den punkt i rummet som minimerar funktionens värde. Detta görs vanligtvis genom ta reda på var gradienten (derivatan) till funktionen antar sitt minsta värde, alltså

$$\nabla f = 0 \tag{8}$$

För att sedan kunna ta reda på vilken typ av extrempunkt det gäller, studeras hessianer.

Hessianen är en kvadratisk matris med partiella andraderivator av en funktion. En analogi är andraderivatan i det endimensionella fallet. Det gäller att punkten är en minimipunkt om andraderivatan är positiv, vilket i det flerdimensionella fallet motsvaras av en positivt definit Hessian. För att ta reda på detta studeras egenvärdena till matrisen. Om alla egenvärden är positiva gäller att matrisen är positivt definit (Heath, 2002).

Optimering av funktioner med bivillkor

I fallet med bivillkor uppstår ett problem. Antag att problemet kan formuleras som (7). Då gäller också att extrempunkten måste uppfylla villkoret (8). Problemet uppstår när extrempunktens karaktär ska avgöras. Det första elementet i Hessianen blir då noll, vilket medför att matrisen i sig blir singulär. Det går alltså inte att avgöra punktens karaktär. Emellertid visar det dock sig vara tillräckligt att visa att en reducerad Hessian (bordered Hessian) har de nödvändiga egenskaperna, positivt eller negativt definit. (Heath, 2002)

BSM1

Benchmark simulation model 1 (BSM1) är en simuleringsmodell för att jämföra olika typer av reglering och styrning av det biologiska reningssteget i en aktivslamprocess. Det biologiska reningssteget beskrivs i modellen av två anoxiska och tre aeroba bassänger och är utformad som en UCT-process. BSM1-modellen har därmed fördenitrifikation. Efter det biologiska reningssteget följer simulering av en sedimenteringsbassäng med ett returslamflöde.

Som grundmodell används Activated sludge model No 1 (ASM1), som innehåller 16 tillståndsvariabler och tar hänsyn till en lång rad processer. I originalmodellen finns enkla PI-regulatorer av såväl syrebörvärden för nitrifikationen som nitrathalter för denitrifikationen. Fler specifikationer finns på hemsidan www.benchmarkwwtp.org. Syftet med BSM1 är att kunna testa olika typer av reglerstrategier för en aktivslamprocess (Jeppson m.fl. 2005).

ASM1

Själva den biologiska dynamiken i BSM1 beskrivs av Activated sludge model No 1 (ASM1) (Jeppson, 2006). ASM1 är en ofta använd modell för det biologiska reningssteget. Som namnet antyder modellerar den aktivslamprocessen genom att beskriva åtta stycken dynamiska biologiska processer, bland annat nitrifikation och denitrifikation. Sammanlagt innefattar den 16 olika tillståndsvariabler. Av särskild betydelse är att substratförbrukning generellt modelleras med någon typ av monodkinetik (Monod, 1949). Själva modellen är relativt komplex, men har tidigare visat sig användbar för simuleringsövningar. En stor svårighet är dock att kalibrera modellparametrarna, då dessa i verkligheten är starkt beroende av särskilda förutsättningar. I allmänhet modelleras tillväxthastighet och förbrukning av substrat i reningsprocessen som någon typ av monodkinetik. Tillväxthastigheten har där det schematiska utseendet

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{S + K_s} \quad (9)$$

Där S är någon variabel, exempelvis ammonium eller syre och konstanten K_s motsvarar halvmätnadsgraden, alltså det läge där tillväxthastigheten är hälften av sitt maximala värde, där upptaget av substratet till hälften är mättat. Ett högt värde på K_s innebär en gör att tillväxthastigheten minskar för ett givet S (Carlsson, 2005). Av stor betydelse är att monodkinetiken kan tolkas som en "verkningsgrad". Detta betyder att för höga substrathalter minskar effekten av tillsatt substrat. Att exempelvis tillsätta mer syre vid höga syrehalter är alltså mindre effektivt än att tillsätta mer syre vid låga syrehalter.

3 Käppalaverket

Käppalaverket är ett avloppsreningsverk beläget på Lidingö utanför Stockholm. Det är det tredje största i Sverige och är dimensionerat för att ta hand om avloppsvatten från 700 000 personekvivalenter¹ (p e) och renar avloppsvatten från elva kommuner norr om Stockholm. Reningsverket byggdes tillsammans med ett 65 km långt tunnelsystem mellan åren 1957-1969. Mellan 1994- 2001 byggdes verket ut samt moderniserades. Idag är reningsverket ett modernt och mycket effektivt reningsverk. Käppalaverkets reningskrav är halter understigande 10 mg total-N/L, 0,3 mg total-P/L och 8 mg BOD7/L i utgående vatten. Den årliga belastningen samt reningsresultaten redovisas i tabell 1.

Tabell 1. Årlig belastning samt reningsresultat år 2009

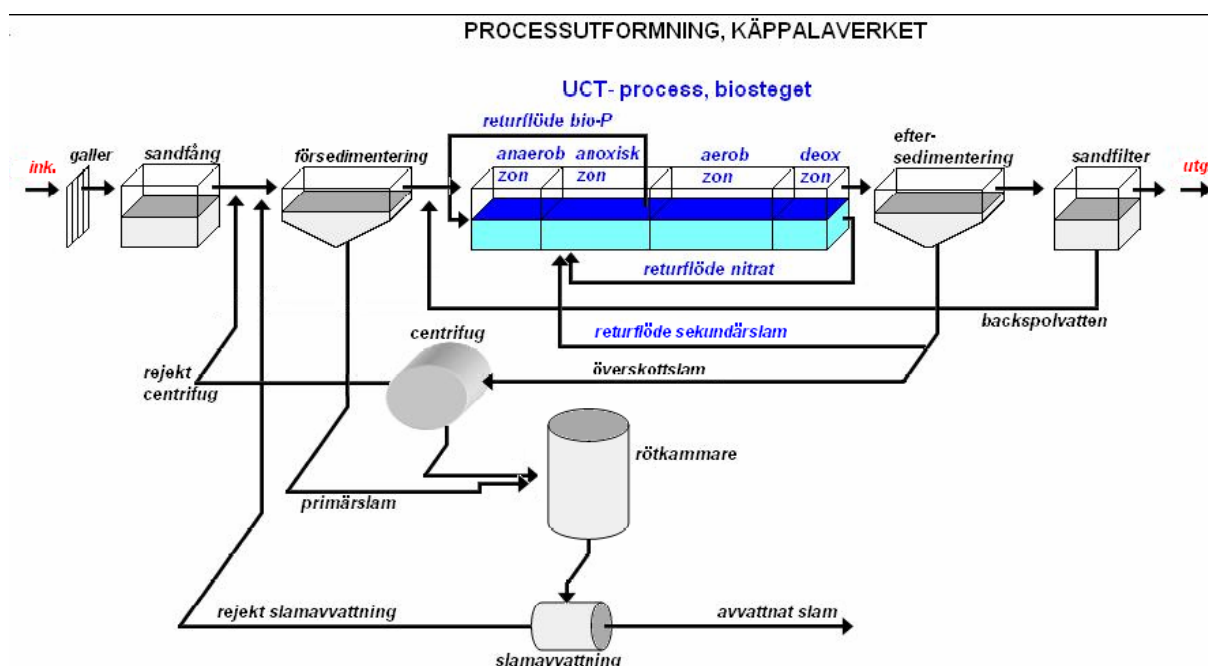
	Total-N	Total-P	BOD7
Inkommande vatten (ton)	2 200	310	12 300
Utgående vatten (ton; mg/L)	420; 8	0,2; 10	<3; <150

3.1 Processutformning

Grovrening

Tunnelsystemet transporterar avloppsvattnet via självfall i det 65 km långa tunnelsystemet till Käppalaverket, vattnet lyfts endast vid två pumpstationer utefter tunneln. När vattnet kommer till Käppalaverket påbörjas reningsprocessen, utformningen av de olika reningsstegen redovisas i figur 4. Första stegen är grovreningen där rens bestående av papper och andra föremål avskiljs via silar i silhallen. Detta transporteras sedan med transportskruvar till en dispergator (kvarn) och mals sönder. Renset pumpas därefter till en av reningsverkets mesofila rötammare. Vattnet kommer sedan till ett luftat sandfång, där grus och sand avskiljs.

¹ En personekvivalent motsvarar 70 g BOD7 per dag.



Figur 4: Processutformning vid Käppalaverket. Från Thunberg, 2006.

Försedimentering

Därefter följer en försedimentering där partiklar sedimenterar till botten och förs bort med hjälp av skrapor. Det hopsamlade slammet pumpas från försedimenteringarna till en av Käppalaverkets rötkammare och bryts ned till biogas. Innan försedimenteringen delas vattnet i 11 stycken linjer där 6 stycken tillhör en äldre del och 5 stycken en nyare del som lades till mellan åren 1994- 2000. Då bassängerna i nya delen är större avdelas 2/3 av vattnet dit, medan resterande del leds till gamla delen (Thunberg, 2010).

Biologisk rening

Försedimenteringen följs av det biologiska reningssteget, där en aktivslamprocess tar vid. På Käppalaverket är processen utformad som en UCT-process (University of Cape Town) med fördenitrifikation, d v s att zonerna för denitrifikation ligger framför zonerna för nitrifikation. Se stycke 1.4 för förklaring av nitrifikation och denitrifikation. Detta medför att ingen extern kolkälla behöver tillsättas och att nitrathalterna hålls på en hög nivå, något som är nödvändigt för att denitrifikationen ska fungera. I den gamla delen av verket sker fosforrening med Bio-P processen. För att åstadkomma detta ligger en anaerob zon framför övriga zoner. Bio-P bakterierna lagrar organiskt material i denna zon genom upptag av flyktiga fettsyror (VFA). Under processen förbrukas energi genom spjälkning av fosfatgranuler i mikroorganismernas celler. I och med detta utsöndras fosfat till vattnet och halten stiger. I de efterliggande aeroba zonerna (där också nitrifikationen sker) förbrukas det organiska materialet och fosfat tas återigen upp. Detta upptag är större än den tidigare utsöndringen och nettoeffekten blir en sänkt fosfathalt. De biologiska bassängerna i gamla delen har 5-6 luftade zoner, men detta kan variera beroende på driftläge. I nya delen delas bassängerna in i 4-5 luftade zoner. Genom att stänga av luftningen i zonerna kan dessa också drivas anoxiskt. Vid låg belastning under sommaren kan också en del av zonerna stängas ned. Vanligt är också att stänga ner en hel driftlinje, för att spara energi (Thunberg, 2010).

Eftersedimentering

Efter det biologiska reningssteget följer eftersedimenteringen där kvarvarande slam sedimenteras och pumpas till rötkammarna. Härifrån sker också returpumpningen av slammet, det så kallade returslamflödet för att upprätthålla en tillräckligt hög halt (SS-halt) av mikroorganismer i det biologiska reningssteget. Till detta flöde tillsätts tvåvärd järnsulfat för att avskilja fosfat i vissa linjer där bio-P processen har varit svår att upprätthålla. Denna avskiljning sker simultant med den biologiska reningen och kallas därför *simultanfällning* (Thunberg, 2010).

Sandfilter

Slutligen kommer vattnet till 30 stycken sandfilter där kvarvarande partiklar avskiljs. I sandfiltren kan också järnsulfat tillsättas för att avskilja kvarvarande fosfat. Dosering av järnet styrs här mot utgående fosfathalter (Thunberg, 2010).

Slambehandling

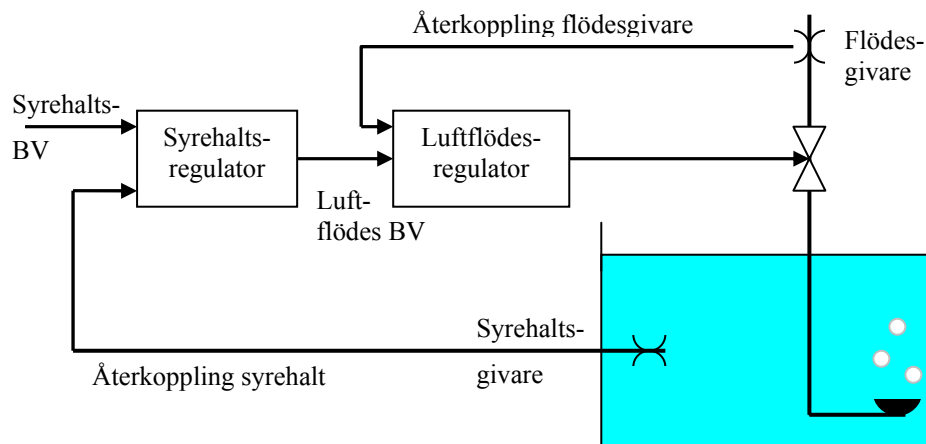
Från eftersedimentering och försedimentering pumpas primär- och överskottsslam till två rötkammare om 9000 m³ vardera. Här rötas slammet i c:a 30 dagar under anaeroba förhållanden. I processen produceras metangas som sedan uppgraderas till fordonsgas. Kvar från rötningsprocessen blir en utarmad rötrest. Denna leds till slamavvattningen där en stor del av vattnet pressas ut och sedan hamnar i containrar för att spridas på åkermark (Thunberg, 2010).

3.2 Syrereglering på Käppalaverket

För att det biologiska reningssteget ska fungera på ett bra sätt krävs tillgång till oxidationsmedel. I nitrifikationen är oxidationsmedlet syre. Syre förekommer naturligt löst i vattnet, men halterna är alldeles för låga för att vara tillräckliga för en effektiv rening. Därför måste syre tillsättas vattnet. Detta görs med stora blåsmaskiner som blåser in luft i vattnet under högt tryck. Då detta är en av de mest energikrävande delarna av reningsprocessen har en mängd försök utförts för att energioptimera processen.

Kaskadreglering och tryckväljare

Regleringen av luftflödet görs med en kaskadreglering där en överordnad syreregulator styr en underordnad luftflödesregulator. En syregivare i bassängen är återkopplad till syreregulatorn och en luftflödesgivare till flödesregulatorn. Fördelen med kaskadregleringen är att den kan ta hänsyn till olinjäriteter i processen, exempelvis hos reglerventiler. Principen för kaskadreglering i syrestyrningen visas i figur 5.



Figur 5: Principen för kaskadreglering (Thunberg, 2006).

I regleringen ingår också en slags kaskadreglering av trycket i rörsystemet, vilket bestämmer hur mycket luft som ska blåsas in. För att optimera detta och minska energiförluster används en tryckväljare. Väljaren väljer den reglerventil som är mest öppen och skickar värdet till tryckregulatorn som ökar trycket hos blåsmaskinen och mer luft strömmar in. Men eftersom kaskadregleringen verkar motsatt så minskar reglerventilens öppningsgrad och luftflödet minskar (Thunberg, 2006).

Trappningsstrategin

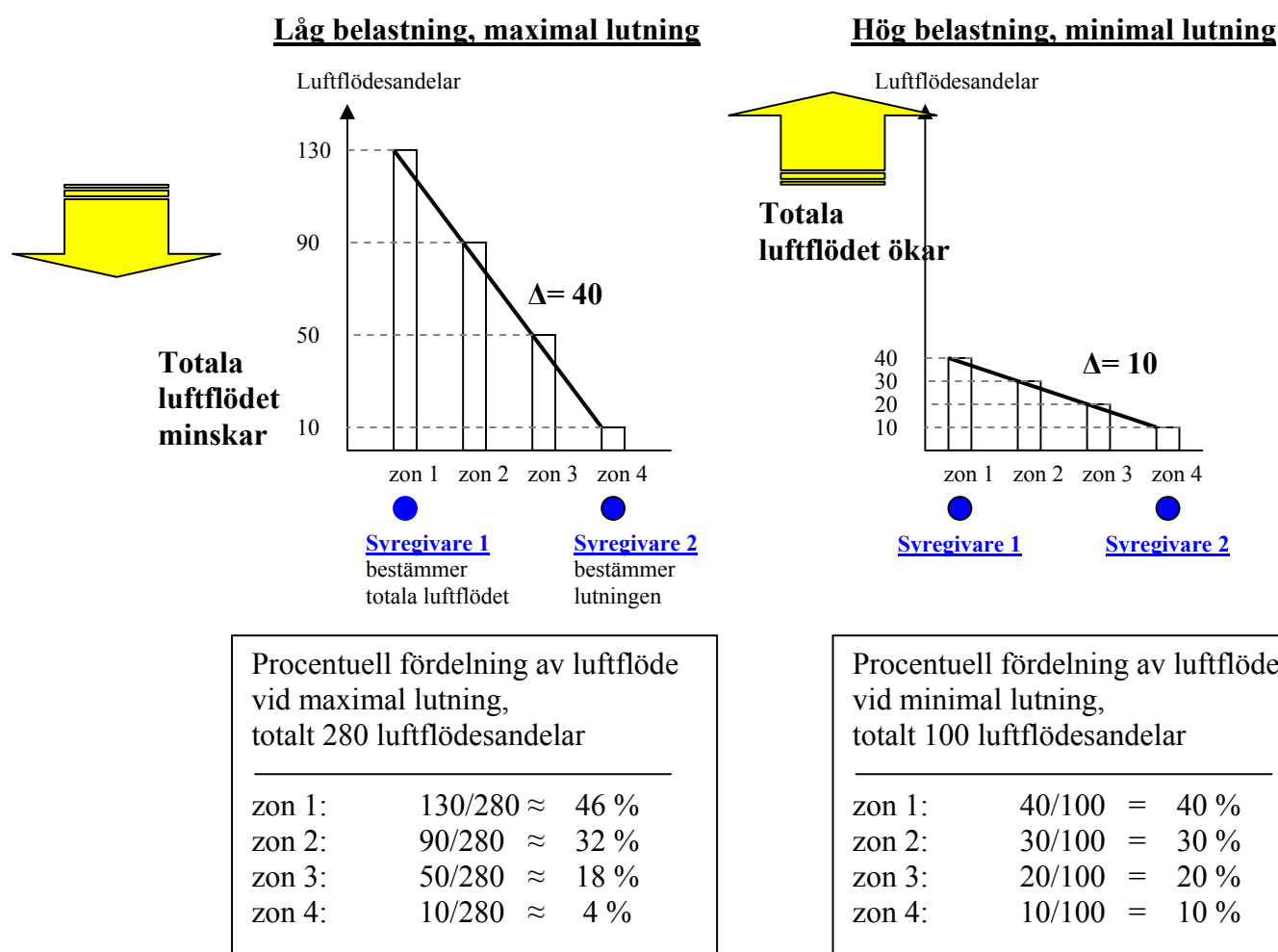
Syreregleringen i biobassängerna utfördes med trappningsmetod, enligt följande strategi. Varje biobassäng består av fyra luftade zoner. Problemet är att belastningen är olika mellan de fyra zonerna. Det mesta av det såväl organiska materialet som ammoniumet oxideras i första zonen. Om samma syrehalt hölls överallt skulle detta orsaka förhöjda syrehalter i de sista zonerna, och följaktligen också i nitratreturen, vilket skulle försämra reningen.

Detta problem har man försökt ta hänsyn till genom att använda en slags trappning. I första zonen med högst belastning hålls en given syrehalt. I de efterföljande zonerna hålls sedan

luftflöden baserat på andelar av det totala luftflödet till bassängen. Dessa luftandelar är anpassade efter hur stora bassängerna är. Det totala luftflödet delas upp efter hur väl syregivaren i den sista aeroba zonen kan hålla sitt börvärde.

Vid hög belastning så är idén att luftflödesandelarna hålls mindre olika, alltså en låg trappning. Det ammonium som inte hinner förbrukas i den första zonen går över till den andra och så vidare. För att detta ska fungera sitter syregivare i första respektive sista zonen. Vid låg belastning hålls en hög trappning, med stor olikhet mellan luftflödesandelarna mellan zonerna. Tanken är att det mesta ammoniumet ska förbrukas i första zonen och det kvarvarande i de efterföljande zonerna.

Problemet är dock att vid låg belastning med höga vattentemperaturer så förbrukas nästan allt organiskt material i första zonen. Detta leder till att syrehalterna i de senare zonerna hålls onödigt högt och förorsakar syretoppar, något som försämrar reningen och innebär onödiga elenergikostnader. Principen för trappningsstrategin visas i figur 6.



Figur 6: Principen för trappningsstrategin på Käppala (Thunberg, 2006).

Individuell syrerreglering med återkoppling

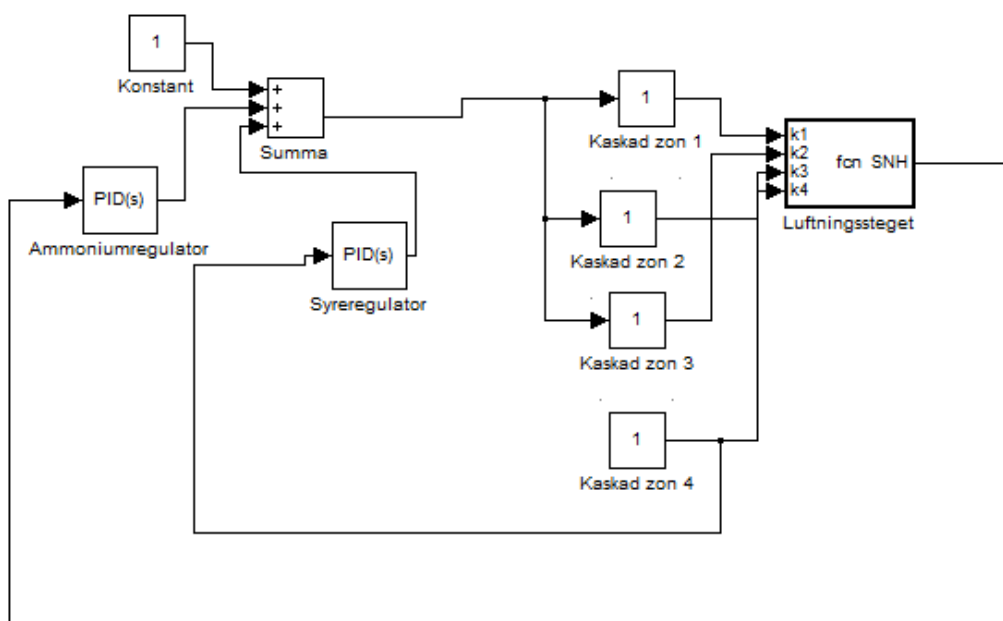
För att komma tillrätta med detta problem har en del andra reglerstrategier testats. 2005 testades att ha individuell syrerreglering, alltså en givare i varje zon och styra luftflödet utifrån det. Detta gav visserligen besparingar, men problemet med syretoppar kvarstod.

I ett tidigare examensarbete på Käppalaverket (Thunberg, 2006) har andra reglerstrategier studeras. Tre strategier testades. I första fallet testades att ha syregivare i samtliga zoner och reglera luftflödet i varje zon utifrån dem. Det som testades var att hålla samma syrebörvärden i de första tre zonerna för att inte allt ammonium skulle förbrukas i första zonen. Strategin innebar kortfattat att syrebörvärden testades fram för varje zon anpassat efter zonens storlek och belastning. Detta gav besparingar på ca 16 %, med bibehållen reningsgrad och utan att syretoppar uppstod.

I det andra fallet testades en ammoniumåterkoppling med bibehållen trappning, där syrebörvärdet för första zonen skulle beräknas utifrån en återkoppling av syrehalten i sista zonen och utgående ammoniumhalt. Dessa värden summerades till ett användarvalt konstant värde. Strategin minskade syreförbrukningen, men lyckades inte motverka syretopparna.

Det bästa resultatet gavs av en kombination av de ovannämnda strategierna. Syregivare installerades i varje zon och en återkoppling gjordes från syregivaren i zon 4. Värdet från syreregulatorn summerades med värdet från den återkopplade ammoniumregulatorn och en vald konstant. Detta gav besparingar på upp till 20 % jämfört mot trappningsstrategin. Till strategin användes ett fast ammoniumbörvärde.

Denna sistnämnda strategi används nu i sex av Käppalaverkets linjer, se figur 7 för principskiss. Trappningsstrategin används idag i 4 linjer, där extra syregivare ännu inte har installerats (Thunberg, 2006).



Figur 7: Principskiss för strategi med individuell syrereglering.

4 Litteraturstudie

4.1 Optimering i reningsverk

Ett stort antal experiment har utförts på reningsverk och i simuleringsmiljöer med syftet att optimera styrregleringen utifrån givna utgångspunkter. Nedanstående litteraturstudie är ett försök att sammanfatta några intressanta försök från de senaste åren.

Modellbaserad optimering

En artikel av Ayeza m.fl. (2005), visar på hur modellering kan användas för att optimera såväl fasta installationer, som exempelvis bassängvolym, som processer. Författarna föreslår två typer av allmänna optimeringsscheman. Båda bygger på en allmän matematisk tillståndsbeskrivning av processen uttryckt i system av ordinära differentialekvationer.

Den första processen bygger på en statisk modell där de stationära värdena används för simulering av processens utseende. Denna metod är vanligast använd, men problemet är naturligtvis att ingen hänsyn tas till tidsmässiga variationer. Istället är det vanligt att ha en slags designmarginal för denna typ av variationer.

Den andra typen författarna föreslår är en dynamisk minimering, där hänsyn tas till tidsvariationer hos bivillkoren. Slutsatsen författarna drar är att den dynamiska varianten ofta leder till en mindre "designmarginal" och därför kan leda till besparingar genom att inte lika mycket marginal behöver tas till i byggnaden av bassängvolym.

4.2 Försök med MPC i reningsverk

MPC är ett samlingsnamn för olika styrstrategier där huvudidén är att en optimal styrsignal, som minimerar en kostnadsfunktion, beräknas utifrån en prediktiv dynamisk modell över utsignalen. MPC utvecklades i slutet av 70-talet och början av 80-talet och kom att användas inom främst kemisk processindustri. Ett av skälen till dess popularitet var att MPC dels är en relativt enkel styrstrategi, men framförallt dess förmåga att hantera bivillkor på in och utsignaler.

De första modellerna byggde på steg- och impulssvar hos systemet utifrån vilka sedan algoritmerna DMC (Dynamic Matrix Control) och MAC (Model Algorithmic Control) utvecklades. En svårighet med dessa var att det krävdes höga modellordningar, ofta med upp till 50-60 olika parametrar samt att det förutsattes att det kontrollerade systemet var stabilt. En vanlig vidareutveckling av DMC är QDMC (Quadratic Dynamic Matrix Control), för dess förmåga att hantera bivillkor.

Senare kom dock GPC Generalized Predictive Control (GPC) som bygger på tillståndsmodeller och därför kunde användas generellt, precis som namnet antyder (Wang, 2009).

Sedan MPC slog igenom med full kraft inom processindustrin på 1980- talet har den utvidgats till allt fler områden. De senaste åren har ett flertal studier gjorts med MPC på reningsverk. Nedan ges en kort sammanfattning av några ansatser baserade på MPC:

Två simuleringsstudier med MPC

Chen m.fl. (2006) har i en artikel genom två simuleringsstudier undersökt olika MPC strategier. Försöken har gjorts i BSM1 och utvärderingen har baserats på de kostnadsfunktioner som är inbyggda i BSM1. Fokus har legat på att reglera utgående ammoniumhalter och utgående totalkväve.

I första studien testades Quadratic Dynamic Matrix Control (QDMC) med och utan framkoppling samt Nonlinear Model Predictive Control (NLMPC), för simuleringsstudien. Utvärdering gjordes av utgående ammoniumkoncentrationer, totalkväve, SS, BOD och COD. I första hand testades QDMC under stabila flödesförhållanden. Författarna testade också att simulera stora störningar i inkommande flöde, vilket i BSM1 svarar mot regnfilen, och använde då algoritmerna QDMC med framkoppling och NLMPC med en viktfunktion, som skulle kompensera för störningarna. Resultatet gav att olika typer av MPC-strategier kan användas för att hålla utgående ammoniumkoncentrationer under ett givet gränsvärde. Bäst var NLMPC, även om skillnaderna var små mellan de olika strategierna.

I den andra studien jämfördes DMC, QDMC och NLMPC ytterligare. Framkoppling av inkommande ammoniumkoncentration och inkommande flöde jämfördes också mot att endast ha återkoppling. Testen utfördes i BSM1. Resultaten visade att strategierna fungerade väl för att hålla utgående ammoniumhalter under ett givet gränsvärde. Resultaten visade också på att skillnaden mellan NLMPC och DMC och QDMC var mycket liten. Framkopplingsstrategin verkade inte ge någon markant skillnad mot att ha DMC med enbart återkoppling. Dessutom ledde samtliga strategier till en ökad luftförbrukning.

MPC och syrebörvärden

I en annan artikel har Holenda m.fl. (2008) studerat MPC strategier med fokus på att hålla syrebörvärden och jämfört dessa med en vanlig PI-regulator. För att ställa in regulatorparametrarna tog författarna fram en tillståndsmoell av ordning 2, genom linjärisering av syredynamiken i ASM1. Själva regulatorparametrarna: samplingstid, kontroll och prediktionshorisoner och viktmatriser på in och utsignal, testades sedan fram genom "trial and error"-metoden. Utvärdering gjordes enligt metoder ur BSM1. Det testades hur väl en MPC regulator höll ett givet syrebörvärde jämfört med en PI-regulator. Resultatet visade att MPC-regulatorn var bättre än PI-regulatorn på att hålla ett önskat syrebörvärde, men luftförbrukningen ökade markant med MPC-regleringen. Själva reningen förbättrades något i fallet med MPC.

Modeller till MPC

Ett problem med att införa MPC i reningsverk är svårigheten att hitta adekvata modeller. ASM1 är exempelvis mycket komplex och mycket svår att använda i praktiken. Stare m.fl. (2006) har i en omfattande artikel utvecklat och utvärderat två olika modeller, en linjär Black-Box modell och en olinjär reducerad modell över ammoniumdynamiken. Kalibrering har gjorts med verkliga data från en pilotanläggning. Modellerna identifierades med data från pilotanläggningen och validerades mot simuleringsdata. Resultatet visade på ganska stora modellfel, men bäst var den olinjära modellen. Därefter har man jämfört en vanlig PI reglering mot två MPC-strategier, en linjär och en olinjär variant. Resultaten visade på att MPC strategierna gav bättre resultat än PI regleringen avseende reningsgrad och minskad avvikelse från börvärdet. Ingen jämförelse gjordes dock avseende luftförbrukning.

Fem olika reglerstrategier

Stare m.fl. (2005) har i en simuleringsstudie i BSM1 jämfört fem olika reglerstrategier för kväverening. Fokus har legat på att ta reda på vilken reglerstrategi som på ett kostnadseffektivt sätt sänker ammoniumhalter och totalkväve i utgående vatten. Författarna har jämfört de olika strategierna genom att beräkna en summa "Operation Costs", ett slags samlat värde över kostnader för luftförbrukning, utsläppsavgifter och tillsatta kemikalier. De variabler som reglerades var K_{La} -värdet och tillsatt kol, Q_{car}

Följande strategier jämfördes:

- Konstant K_{La} -värde och Q_{car}
- Ammoniumåterkoppling, PI-regulator
- Ammoniumåterkoppling och nitratretur, PI-regulatorer
- Ammonium fram- och återkoppling samt nitratåterkoppling och PI-regulatorer
- MPC-reglering

För MPC regleringen användes hela ASM1 som modell och reglerparametrarna testades fram. Författarna tog sedan fram "operational maps" som visade vilka börvärden som var optimala ur ett kostnadsperspektiv. I artikeln användes de konstanta värdena som referens. Resultatet gav att MPC regleringen visserligen var mest kostnadseffektiv, men att skillnaden mot framförallt PI regleringen med fram- och återkoppling var ganska liten. Vägt mot kostnaden att implementera en MPC strategi, nya givare och sensorer, menar författarna på att MPC strategin snarast är ett alternativ vid höga utsläppskrav.

4.3 Sammanfattning av litteraturstudien

Det är svårt att dra några definitiva slutsatser från litteraturstudien. Ett resultat är dock att prediktiva regleringar ger bättre reningsresultat och därför kan vara ett alternativ vid stränga utsläppskrav.

5 Metod

5.1 Problemställning

Utifrån de tidigare försöken med syreregleringen var idén att reglera dygnsmedelvärdet av utgående ammonium, istället för det momentana värdet, och försöka minimera luftförbrukningen med gränsvärdet på dygnsmedelvärdet av utgående ammoniumhalt som bivillkor. Problemet kan alltså beskrivas som ett optimeringsproblem där luftflödet ska minimeras under det att dygnsmedelvärdet hålls under en given nivå. Värt att notera är att det i nedanstående fall rör sig om tidsmedelvärden och inte flödesproportionella medelvärden. Dock är det inget i metodiken som förhindrar att man använder flödesproportionella medelvärden.

I det följande studeras det luftade steget i en aktivslamprocess. Inkommande luftflöde är då insignal till processen, här betecknat $u(k)$. Vidare är utgående halt av ammonium en utsignal $y(k)$. Denna är ofta föremål för någon begränsning, exempelvis ett gränsvärde. Ammoniumbelastningen är en störning av något slag, $d(k)$. I detta fall är insignalen $u(k)$ proportionell mot energiförbrukning, ökad luftåtgång svarar mot ökade energikostnader.

Av intresse blir då att studera denna störnings egenskaper, framförallt dess tidsmässiga variation och vilka tidsmässiga samband som råder. För att en optimering ska vara möjlig krävs att störningen kan beskrivas samt att en modell av processen finns. Detta för att sambandet ska kunna beskrivas mellan inkommande och utgående ammoniumhalt och för att luftförbrukningen ska kunna beskrivas på formen: $y=f(u,d)$, där u är luftflöde och d inkommande ammoniumbelastning.

I många fall har störningen $d(k)$ ett karaktäristiskt utseende, exempelvis periodisk eller semiperiodisk. Tanken med detta examensarbete var bland annat att utreda ifall detta stämde.

Problemet är i många fall att störningen eller $d(k)$, påverkar processen så att utsignalen $y(k)$ hamnar långt ifrån det värde operatören önskar. För att styra denna typ av processer används därför vanligen någon typ av regulator, som har till uppgift att kompensera för avvikelser som uppstår genom störningen

Ett specialfall av problemet kan beskrivas enligt

$$y(k)=f(u(k))+d(k) \quad (10)$$

där det antas att processen kan beskrivas med en statisk olinjär funktion $f(u)$

Funktionen $f(u)$ antas

- Vara väldefinierad, alltså inte innehålla singulära punkter och dylikt. Funktionens derivata ska också existera.
- Vara strikt avtagande då argumentet ökar, d v s ökat luftflöde ger ökat reningsresultat.
- Ha en strikt avtagande derivata. Detta betyder att verkningsgraden avtar då insignalen u ökar. Detta innebär också att andraderivatan är strikt negativ och att $f(u)$ därför är konvex,

Givet antagandet att energiåtgången är proportionell mot styrsignalens storlek så kan problemet att hitta den *sekvens* av insignaler som minimerar energiåtgången kan formuleras som ett allmänt diskret optimeringsproblem, enligt

$$\min \sum_{k=1}^N u(k) \quad (11)$$

under bivillkoret

$$g(y) = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N y(k) = \alpha \quad (12)$$

Där α är ett gränsvärde, exempelvis ett utsläppskrav, och N är antalet tidssteg. Anledningen till att problemet här formuleras som ett diskret problem är för att det i verkligheten alltid rör sig om diskreta tidpunkter.

Formuleringen (11) är alltså den sekvens av insignaler som svarar mot en minimal energiåtgång. (Carlsson, 2010).

5.2 Lösning av optimeringsproblemet

Genom formuleringen (11) kan (12) skrivas om enligt följande

$$\frac{1}{N} \sum_{k=1}^N f(u(k)) + d(k) = \alpha \quad (13)$$

och problemet blir på standardform enligt:

$$c(u) = \sum_{k=1}^N u(k) \quad (14)$$

$$h(u) = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N (f(u(k)) + d(k)) - \alpha$$

Lösningen av detta minimeringsproblem ges av:

$$u(k) = u_o \quad k = 1, 2 \dots N \quad (15)$$

Alltså består den optimala styrsignalsekvensen av samma värde på insignalen för alla tidpunkter. För ytterligare genomgång och ett matematiskt bevis av ovanstående hänvisas till Carlsson (2010).

Störningens utseende

Ett problem med den förenklade modellen ovan är att den saknar realistiska villkor på in och utsignal, vilket måste beaktas, främst i enkla numeriska exempel men även i verkligheten. Det finns en risk, för enkla modeller, att lösningen till problemet skulle kunna tangera någon randpunkt. I det fallet är det inte säkert att den konstanta lösningen är *optimal*. I vissa fall kan också lösning saknas eller vara negativ.

För att hitta en rimlig lösning behövs följande tre villkor på störningen $d(k)$

$$1) f(u_{\max}) < \alpha - \bar{d} \quad (16)$$

där $\bar{d}$ är störningen $d(k)$:s medelvärde och α gränsvärdet.

Detta betyder att tillräckligt stor styrsignal kan genereras.

$$2) 0 > \alpha - \bar{d} \quad (17)$$

Störningen måste vara större än gränsvärdet. Detta tar hänsyn till att det inte går att tillföra ammonium.

$$3) d(k) > d - \alpha \quad (18)$$

För att $y(k)$ inte ska kunna anta negativa värden, dvs. negativa ammoniumhalter, krävs att störningens momentana värde alltid överstiger skillnaden mellan gränsvärdet och störningen. Alltså är utseendet hos α , utsläppskravet, betydelsefullt (Carlsson, 2010).

5.3 Exempel: Minimering av luftflödet med enkel statisk modell och periodisk störning

I det första fallet modellerades utgående ammoniumkoncentration utifrån en mycket enkel modell:

$$y = -u_{\max} \frac{u}{u + K_s} + d(k) \quad (19)$$

där y är utgående ammonium, u är luftflödet, K_s en konstant, d den tidsvariabla störningen och k det diskreta tidssteget

Modellen har dock samma principiella utseende som processen, dvs. en ökning av u (luften) motsvarar en minskning av f (ammonium) och inverkan på f avtar ju högre u blir, dvs. ”verkningsgraden” avtar. Funktionen har alltså en strikt avtagande derivata. Störningen modellerades som den enkla periodiska funktionen:

$$d(k) = a + b \sin(\omega k + \varphi) \quad (20)$$

där a är en konstant, b är amplituden, ω är frekvensen och φ fasförskjutningen. Självva optimeringsproblemet ställdes sedan upp som:

$$\min \sum_{k=1}^N u(k) \quad (21)$$

där u är luftflödet och k tidssteget.
under bivillkoren:

$$g(y) = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N y(k) = \alpha \quad (22)$$

Bivillkoren var alltså olinjära. För att lösa detta minimeringsproblem användes metoden *fmincon* i Matlab, som är anpassad för denna typ av optimeringsproblem. Denna genererade en vektor, u , med luftflöden som minimerar luftförbrukningen,

I optimeringen användes följande värden i modellen, se också Appendix I:

$K_s = 1$

$\mu_{\max} = 40$

$a = 45$

$b = 8$

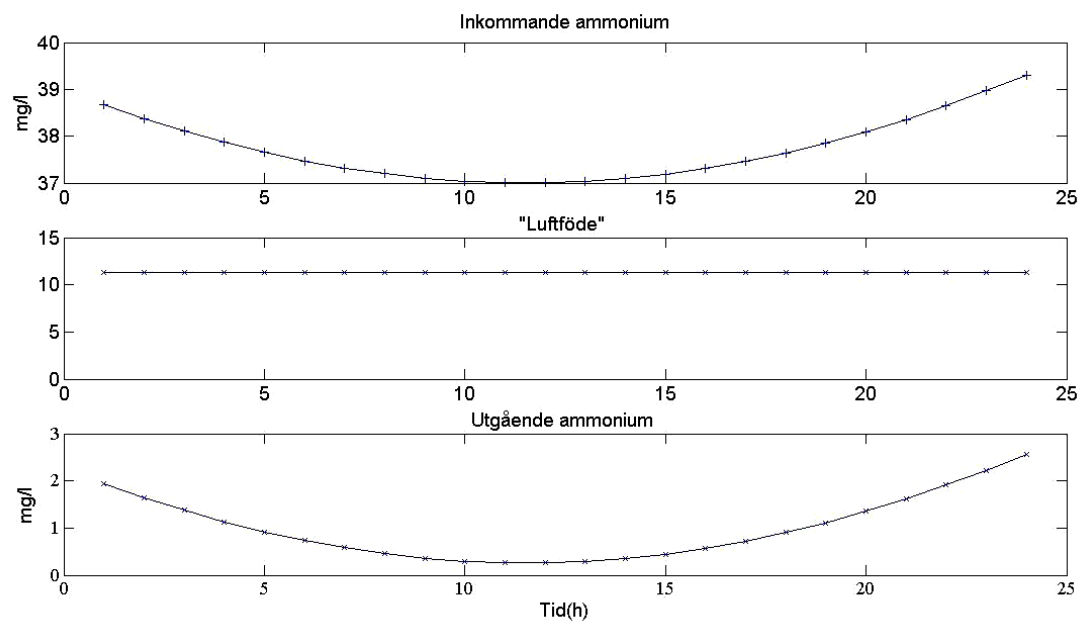
$\omega = 0,0625$

$\varphi = -18$

$N = 24$

$\alpha = 1$

Resultatet från optimeringen visas i figur 8. Här syns att ett konstant luftflöde är det som minimerar energiförbrukningen. Detta stämmer väl överens med lösningen till optimeringsproblemet i avsnitt 5.2. Se även Carlsson (2010).



Figur 8: Utgående ammonium, luftflöde och ammoniumbelastning över dygnet.

För att testa resultaten från optimeringen och för att se vilken effekt en reglering med konstanta luftflöden har, användes en modifiering av BSM1-modellen (Jeppson, 2005). Som tidigare nämnts finns en lång rad exempel på där BSM1 har använts för att testa olika typer av reglering och då även olika typer av prediktiv regering. I detta fall användes en implementering i Simulink (Jeppson, 2005). Hur modellen såg ut redovisas i figur 9.

Till att börja med kördes initieringsfilen *benchmarkinit*. Denna laddade in data över inkommande flöden, halter av ammonium, COD m.m. för 14 dagar. För att generera bra initialvärden och kunna jämföra olika test inbördes utfördes först en testkörning med konstant ammoniumbörvärde och kommandot *stateset* användes för att spara resultatet. Noteras bör att initieringsfilen *asm1init* innehåller en viss slumpmässighet. Olika initialvärden kan alltså ge olika numeriska resultat.

För att ytterligare efterlikna Käppala skapades en initieringsfil, *myinit*, där vektorer för inkommande ammoniumbelastning och inkommande vattenflöde genererades. Både vattenflödet och ammoniumbelastningen hade ett periodiskt utseende.

För att utvärdera olika simuleringskörningar användes filen `perf_plant` som gav värden på förbrukat luftningsenergi och utgående ammoniumhalt. För att beräkna dygnsmedelvärdet på

utgående ammoniumhalt och energiförbrukningen utvärderades endast den sista dagen, 24h, av simuleringstiden.

Den metod som användes för att beräkna energiförbrukningen var en modifiering av den befintliga utvärderingsmetoden (Jeppson 2005)

$$AE = \frac{VS_o^{sat}}{1800t_{obs}} \int_{t=13}^{t=14} K_L a(t) dt \quad (23)$$

AE= Luftningsenergi (kWh)

t_{obs}= Tid (dygn)

K_La = K_La värdet för bassäng i [1/h]

V= Volym för bassängen [m³]

S_{O,sat}= syremättnadskoncentration [mg/L]

Notera att luftningsenergin AE antas vara direkt proportionell mot K_La

Test S1: Konstant börvärde

I första fallet testades att hålla ett konstant ammoniumbörvärde till 1 mg/L under 14 dagar. Detta test användes som referenstest.

Test S2: Börvärde i steg

I det andra fallet testades att variera ammoniumbörvärdet i två steg. Högt då belastningen var hög och lågt då belastningen var låg. De två steg som användes var 1,1 mg/L och 0,95 mg/L.

Test S3: Sinusprofil

Här testades att variera ammoniumbörvärdet som en sinusfunktion med medelvärde 1 mg/L. Sinusfunktionen hade samma form, dvs. samma period och fas, som belastningen och hade samma utseende som ekv. (20). Här var a=1, b=0,4, ω= 0,0625 och φ=-32.

Test S4: Fast DO-värde

I test 4 hölls ett konstant syrebörvärde (DO-värde) under simuleringstiden.

Test S5: Fast K_La -värde

För att kunna se vad ett konstant luftflöde gav testades att hålla ett konstant K_La -värde under simuleringstiden.

5.5 Beräkning av belastningsprofiler

För att se om ammoniumbelastningen var periodisk insamlades mätdata över inkommande flöde och inkommande ammonium för 52 veckor under 2009. Extremt höga och låga flöden rensades ut. Värdena delades upp på veckodag och en genomsnittlig belastning, för varje veckodag, räknades ut.

5.6 Fullskaleförsök

För att utvärdera styrprinciperna i verkligheten gjordes under sammanlagt 3 veckor praktiska experiment. Dessa genomfördes med linje 1 (BB01) som försöksblock och linje 2 (BB02) som referensblock. Varje linje har 4 luftade zoner.

Två provtagare, Xian 1000, ställdes upp i början av båda bioblocken och i slutet av båda eftersedimenteringsbassängerna, för provtagning var 20:e minut. Proverna analyserades sedan var tredje dag.

Analyserade parametrar var inkommande och utgående COD, ammonium, nitrat och totalkväve. De analysmetoder som användes i respektive fall redovisas i Appendix II. I BB02 hölls under hela försökstiden den gamla trappningstrategin. Vidare analyserades totalkvävehalter för att kunna bedöma ifall de testade strategierna påverkade reningsresultatet.

I samtliga fall kopplades den överordnade syrerregulatorn ur och användes inte. Istället återkopplades ammoniumgivaren i slutet av BB01 till ammoniumregulatorn. Kaskadregleringen för syrehalterna behölls dock.

Normering av luftflöden

Då belastningar, slamhalter och dylikt skiljer sig åt mellan veckorna, var det nödvändigt att hitta ett sätt att normera de uppmätta luftflödena för att kunna jämföra de olika strategierna. Metoden som användes beskrivs utförligt av Thunberg (2006), och bygger i huvudsak på att luftflödena normeras mot OUR (Oxygen Uptake Rate) i varje försök. Kvoten mellan referensblocket och försöksblocket användes för att normera luftflödena. En låg syreförbrukningshastighet, OUR, motsvarar en lägre luftåtgång.

Beräkningen av OUR skedde genom en massbalans (Thunberg 2006)

$$OUR = COD_{in} - COD_{ut} + 4,56N_n - 2,86N_d - 1,42(Q_{slam}C_{vss}) \quad (24)$$

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]

N_d= massan kväve som denitrifierats [kg N/vecka]

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

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

(Thunberg, 2006)

Test F1: Konstant börvärde

Först hölls konstant börvärde vid 1 mg/L med en regulator, som trimmats enligt lamdametoden, under 7 dygn samtidigt som prov samlades in var tredje dag för analys.

Test F2: Stegprofil

Därefter testades att ha en börvärdesprofil, med 1,1 mg/L och 0,95 mg/L som steg. Även denna strategi hölls under 7 dygn och prov samlades in var tredje dag för analys.

Test F3: Konstanta luftflöden

Därefter testades att hålla konstanta luftflöden under det att dygnsmedelvärdet av ammonium hölls vid ca 1 mg/L. En stor svårighet var här att hitta det läge som gav denna koncentration. Här testades att ställa in luftflödet manuellt i 3 av zonerna i BB01 och hålla syrehalten vid 1 mg/L i den sista zonen. Detta innebar att kaskadregleringen behölls i den sista zonen.

Problemet var dock att hitta nivåer för varje luftad zon som svarar mot en given utgående ammoniumhalt. Då detta inte gjorts tidigare, var en initialgissning medelvärdet för luftflödet under de tidigare försöken. Därefter utvärderades strategin under en vecka för att se om syreförbrukningen minskade.

5.7 Trimning av PI-regulatorer

I inledningsskedet av examensarbetet testades att trimma de befintliga ammoniumregulatorerna av PI-typ. I PI-fallet innebar detta att minska stigtider och minska överslängar och dylikt. För att ställa in parametrarna i regulatorerna gjordes stegsvarsförsök. Metodiken beskrivs i teoriavsnittet.

I första fallet kopplades den överordnade syreregulatorn ur och ammoniumregulatorn ställdes om från en P-regulator till en PI-regulator med defaultparametrarna $K_p=5$ och $K_i=1$. För att sedan trimma regulatorerna gjordes ett stegsvarsförsök. Ammoniumregulatorn kopplades ur och syrehalten ställdes manuellt ned från 2,2 mg/L till 0,5 mg/L. För att kunna beräkna regulatorparametrarna noterades stigtiden, dötiden och den statiska förstärkningen hos systemet. Parametrarna ställdes därefter in och finjusterades sedan för att kunna hitta de värden som bäst passade processen.

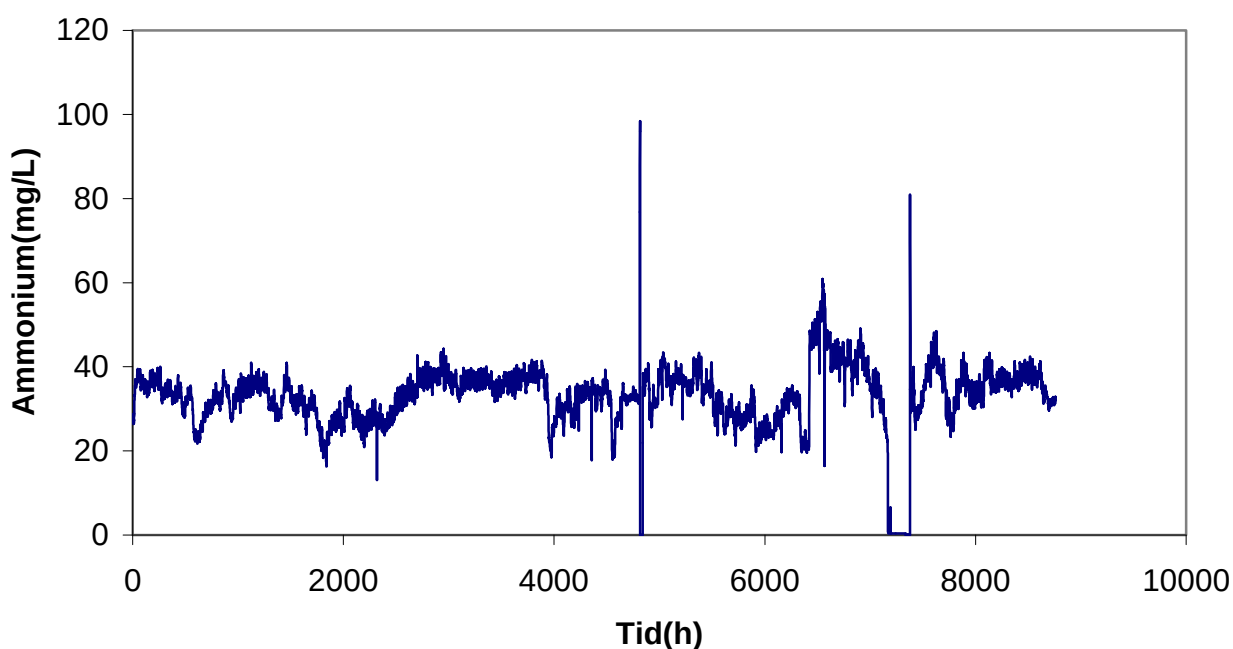
6 Resultat

6.1 Trimningsförsök

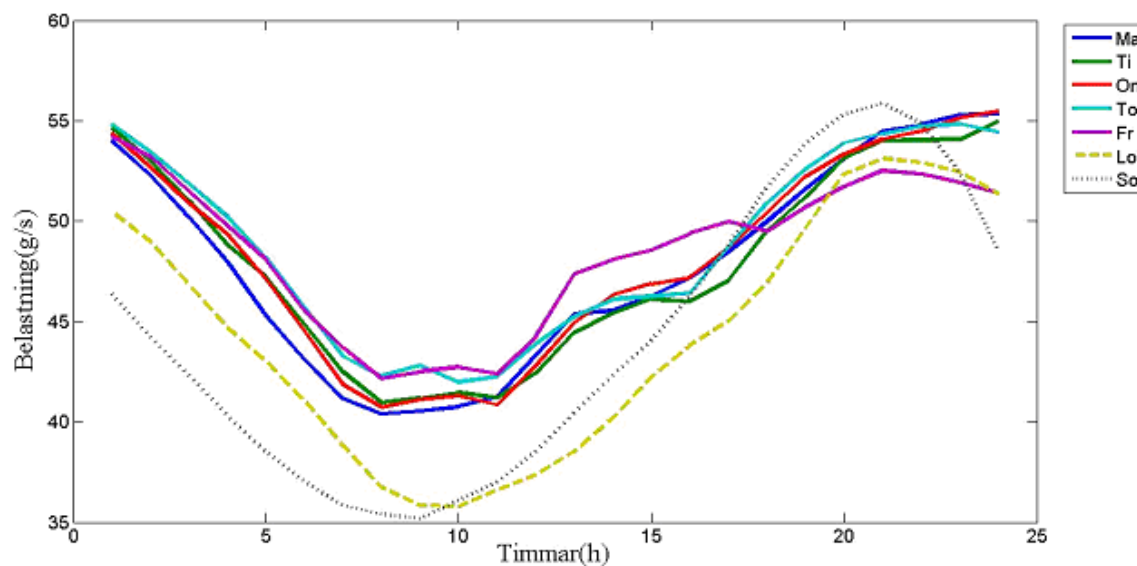
regulatorparametrarna beräknades i första fallet till $K=0.1$ och $T_i=150$ med lambdametoden. Emellertid var svängigheten stor och för att få ner denna testades att justera upp T_i till 740. Detta gav ett bra resultat och inställningen med $K=0.1$ och $T_i=740$ bibehölls under kommande försök.

6.2 Beräkning av belastningsprofiler

Inkommande ammoniumkoncentration för 2009 redovisas i figur 10. Belastningsprofilerna redovisas i figur 11 som gram inkommande ammonium per sekund. Profilerna gäller endast vid normala flöden, och inte vid kraftiga regn.



Figur 10: Inkommande ammoniumbelastning under 2009.



Figur 11: Inkommande belastningsprofiler uppdelade på veckodagar.

Det tydligaste resultatet är skillnaden mellan helg och veckodagar. Det går också att urskilja skillnader mellan veckodagarna, men den skillnaden är mer osäker. Sammantaget syns dock en tydlig dygnsvariation för alla dagar, där den lägsta belastningen till bioblocken sker mitt på dagen. Orsaken till detta är den tidsfördröjning på ca 12 timmar som sker i tunnelsystemet och på grund av uppehållstiderna i bassängerna på verket.

Här har dock ingen statistisk analys gjorts av hur pass urskiljbara skillnaden är mellan veckodagarna, och resultatet bör snarast ses som en fingervisning.

Sammantaget kan det dock vara ett intressant uppslag för framtida studier att ytterligare utreda periodiciteten och hur olika profiler för andra perioder, som årstider, skulle kunna tas fram.

6.3 Simuleringsstudier med BSM1

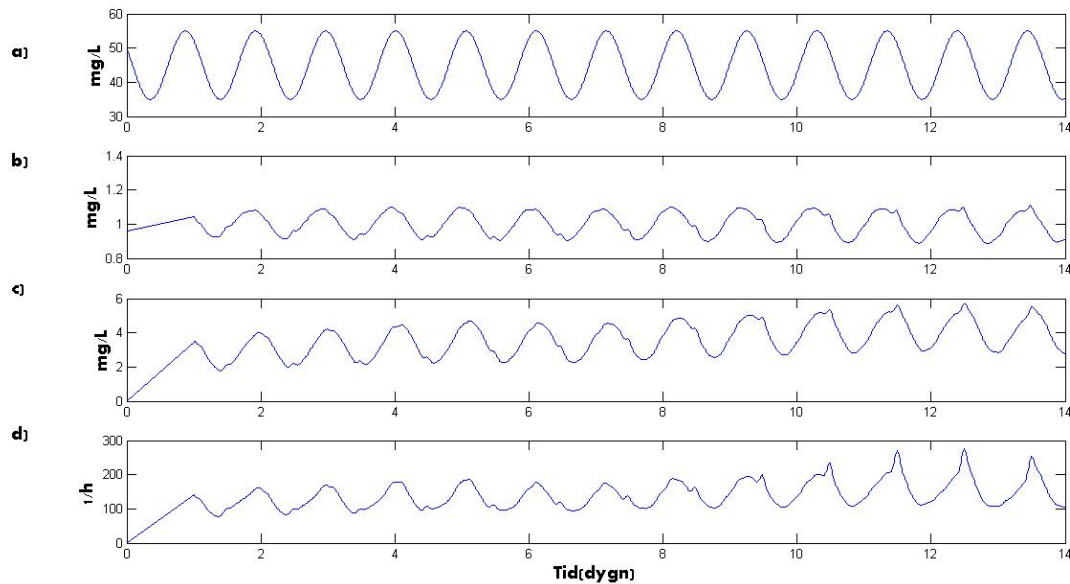
Nedanstående resultat kommer från en med samma initialvärden. Andra inställningar skulle troligen ge andra numeriska värden, men det principiella utseendet antas vara allmänt. Energiförbrukningen har här beräknas enligt ekvation 23. Resultaten redovisas i tabell 2:

Tabell 2: Resultat från simuleringskörningarna 1-5

TEST	Energiförbrukning (kWh)	Utgående dygnsmedelvärde	
		NH-4 (mg/L)	Minskning
S1	2085	0,99	
S2	1973	0.98	-6%
S3	1917	1,00	-9%
S4	1816	1,01	-15%
S5	1800	0,99	-16%

Test S1: Konstant börvärde

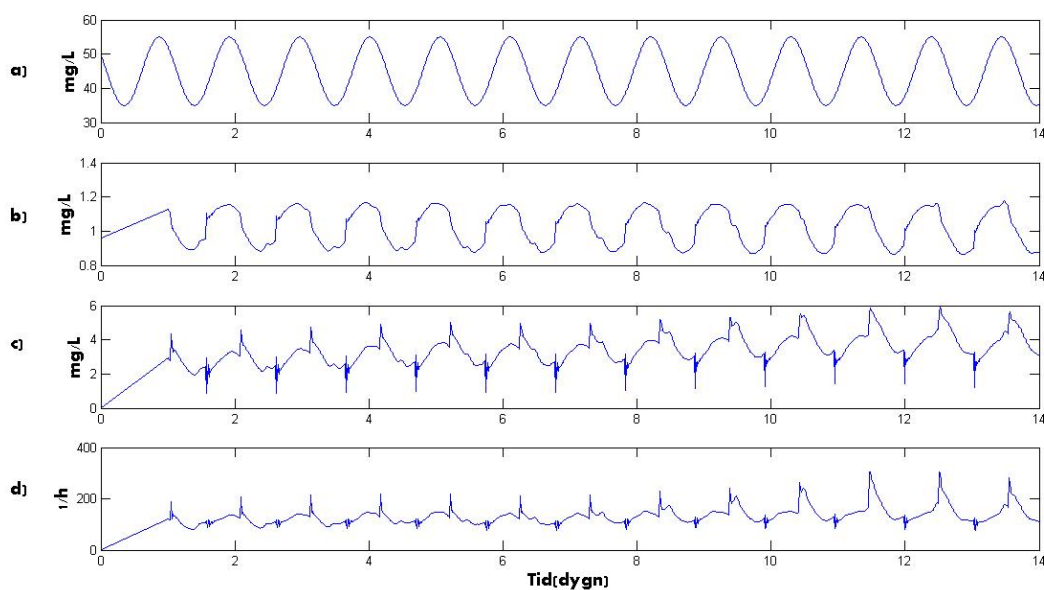
I figur 12 och tabell 2 syns resultatet från körningen med konstant börvärde. Dygnsmedelvärdet hålls till ca 1 mg/L. Dock syns i figuren hur både syrehalter och K_L -värden varierar kraftigt. Luftförbrukningen är hög i denna körning. Energiförbrukningen är här 2085 kWh.



Figur 12: Resultat från körning med konstant ammoniumbörvärde. a) Inkommande ammonium, b) Utgående ammonium, c) Syrehalt, d) K_L -värde.

Test S2: Börvärden i steg

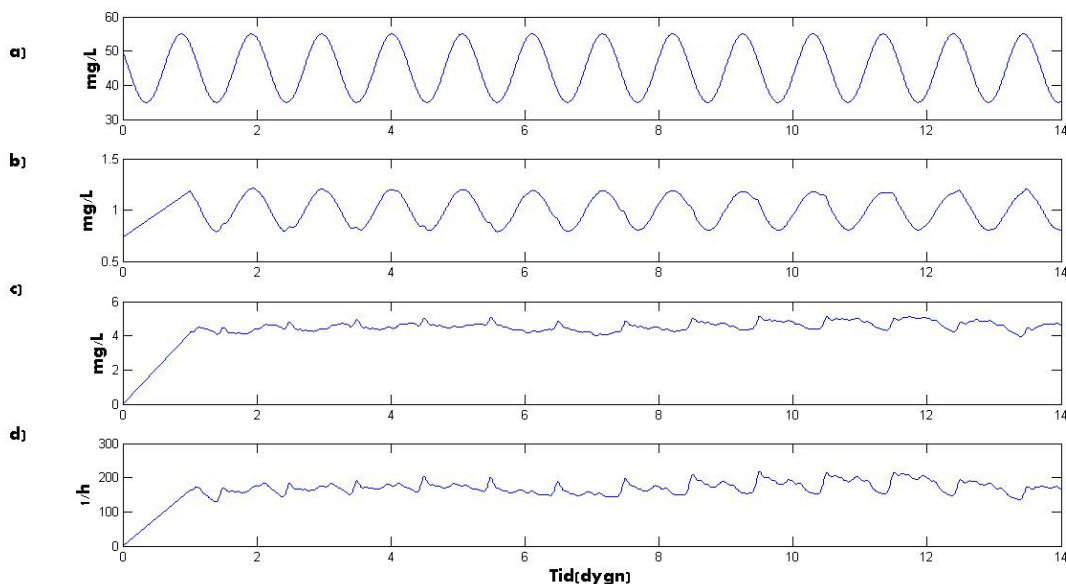
I figur 13 syns resultatet från körningen med börvärden i två steg 1,1 mg/L och 0,95 mg/L. Denna profil kan minska energiförbrukningen, beräknad enligt ekvation 23, med ca 6 % jämfört med test S1.



Figur 13: Resultat från simulering med börvärden i steg, a) Inkommande ammonium, b) Utgående ammonium, c) Syrehalt, d) K_L -värde.

Test S3: Sinusprofil

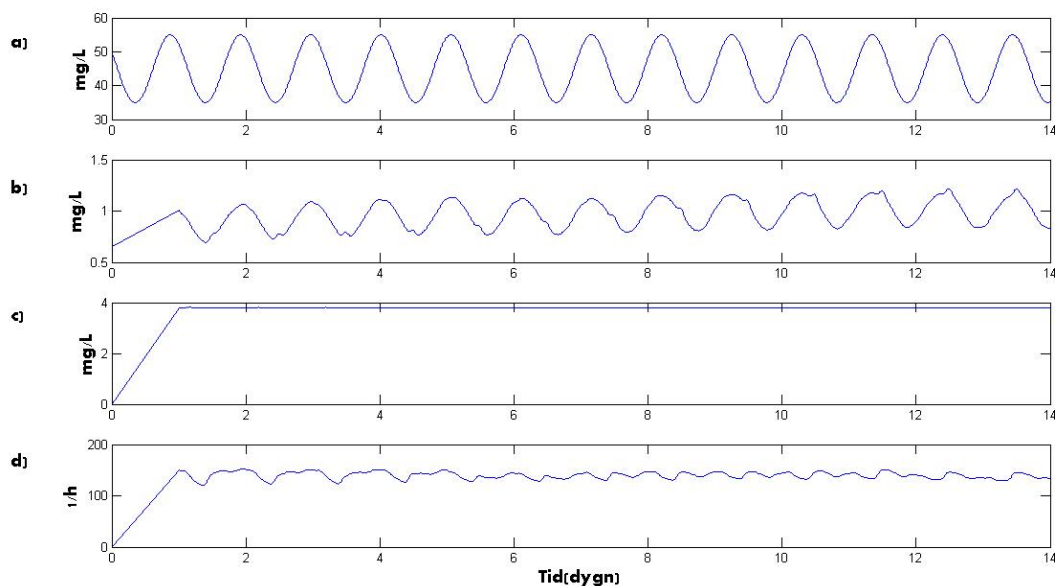
I fallet med sinusprofil, se figur 14, där amplituden är 0,4, blir energiminskningen betydligt större än för test S2. I det aktuella fallet minskar energiförbrukningen med 9 % jämfört med test S1. Syreförbrukningen verkar ha en liten variation. Jämfört med de tidigare testen verkar dock variationen hos syrehalten ha minskat.



Figur 14: Resultat från simulering med börvärden från sinusprofil. a) Inkommande ammonium, b) Utgående ammonium, c) Syrehalt, d) $K_L a$ -värde.

Test S4: Konstant DO-värde

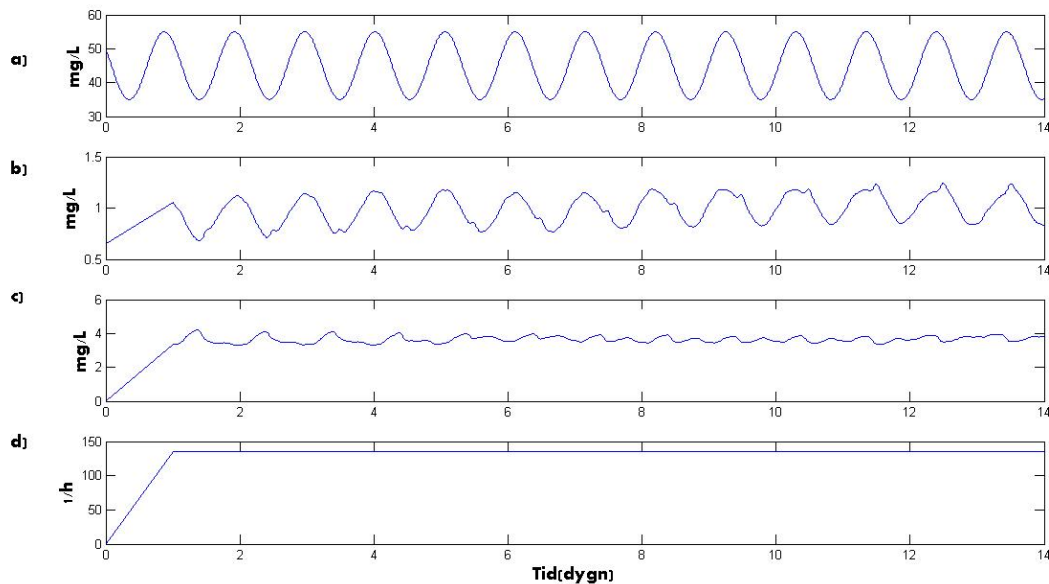
I detta fall minskade energiförbrukningen med 15 % och variationen i luftflödet var relativt litet, se figur 15.



Figur 15: Resultat från simulering med konstant DO-värde. a) Inkommande ammonium, b) Utgående ammonium, c) Syrehalt, d) $K_L a$ -värde.

Test S5: Konstant $K_L a$ -värde

I detta fall, se figur 16, erhålls den största minskningen av energiförbrukningen. Jämfört med test S1 minskar energiförbrukningen med 16%. Utseendet stämmer med resultaten från optimeringen, se figur 16.



Figur 16: Resultat från simulering med konstant $K_L a$ - värde. a) Inkommande ammonium, b) Utgående ammonium, c) Syrehalt, d) $K_L a$ -värde.

Sammanfattning av simuleringsresultaten

Resultatet är alltså genomgående att variationen hos luft och syreflöden minskar vid införande av profiler, något som minskar energiförbrukningen. Det som minskar energiförbrukningen mest är att hålla konstant luftflöde.

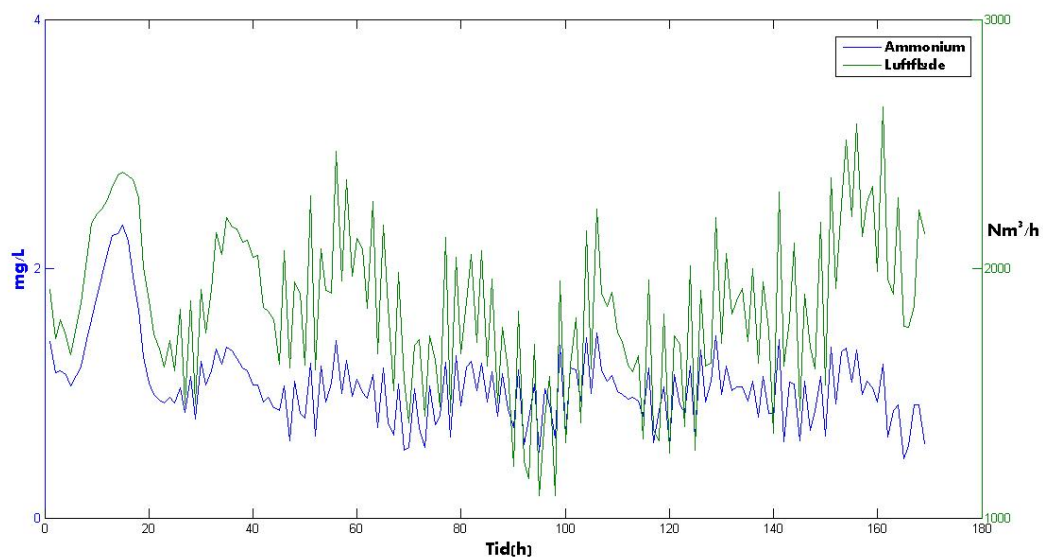
6.4 Fullskaleförsök

För att kunna normera luftflödena mot belastningsskillnader beräknades OUR-värden för de olika strategierna och bassängerna under veckorna testen pågicks. Jämförelsen mellan fullskaleförsöken F1-F3 gjordes med normerade luftflöden som Nm^3/vecka . För att kunna normera luftflödena i försöks- och referensblock (BB01 och BB02) beräknades OUR som $\text{kgO}_2/\text{vecka}$, se figur 20. Notera dock att jämförelsen *mellan* blocken gjordes m a p syreupptagningsförmågan, medan jämförelsen *inom* BB01 gjordes med avseende på luftförbrukningen.

Test F1: Konstant börvärde

I test F1 hölls ett konstant ammoniumbörvärde $S_{\text{NH}_4, \text{ref}} = 1 \text{ mg/L}$ i BB01. Under försöksperioden var den normerade luftförbrukningen $302\text{--}400 \text{ Nm}^3/\text{vecka}$, se tabell 3. Minskningen i OUR med denna typ av styrning jämfört med den gamla trappningsstrategin var under veckan strategin testades hela 20 %, se tabell 4. Veckomedelvärdet för utgående ammonium hölls till $1,0 \text{ mg/L}$.

Från on-linemätningarna i figur 17 syns att både ammonium och luftflöde följs åt och varierar kraftigt. Notera att luftflödet i figur 17 är onormerat.

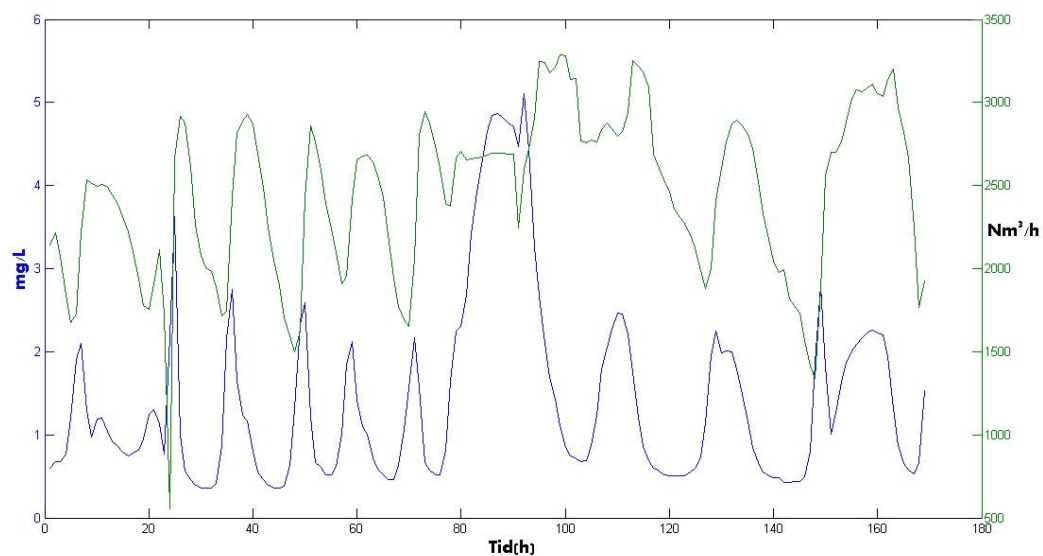


Figur 17: On-line mätningar av utgående ammonium (blå) och luftflöde (grön) vid F1.

Test F2: Stegprofil

Under den andra veckan testades stegprofilerna. Jämfört med test F1 märktes en svag uppgång i luftförbrukningen på 2 %. Jämfört mot trappningsstrategin i BB02 märktes dock en minskning i OUR på ca 18 %.

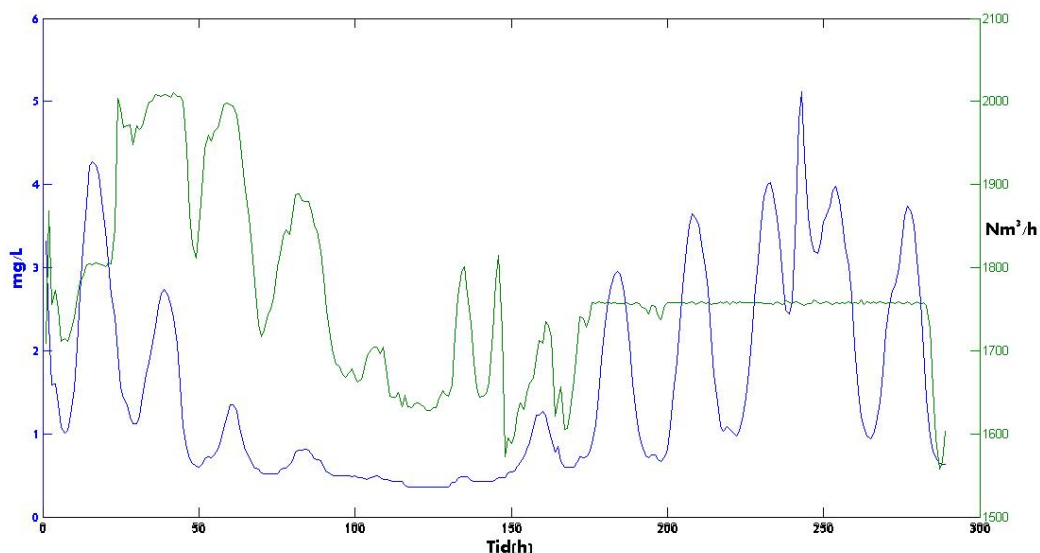
Noteras bör dock att veckomedelvärdet för utgående ammonium i BB02 var 0,7 mg/L vilket troligen påverkade jämförelsen. Veckomedelvärdet för utgående ammonium i BB01 hölls till 1,1 mg/L. Förmodligen skulle skillnaden i luftförbrukning ha blivit mindre om båda linjerna haft samma utgående medelvärde på ammonium. I on-line mätningarna i figur 18 syns att variationen är stor för både luftflöde och ammonium. Notera att luftflödet i figur 18 är onormerat.



Figur 18: On-linemätningar av utgående ammoniumhalt (blå) och luftflöde (grön) vid F2.

Test F3: Konstanta luftflöden

On-linemätningarna i Figur 19 visar först arbetet med att hitta en lämplig nivå, i början av försöket. Därefter hålls ett konstant luftflöde. I figuren syns tydligt hur utgående ammonium varierar periodiskt då luftflödet hålls konstant. Emellertid var målet att försöka hitta en luftflödesnivå som motsvarade ett dygnsmedelvärde på 1 mg/L i utgående ammonium. Detta lyckades inte under försöksperioden. Ur figur 19 verkar det som att dygnsmedelvärdet varierar kring 2 mg/L, även om ingen beräkning gjorts i denna studie.



Figur 19: On-linemätningar av utgående ammoniumhalt (blå) och luftflöde (grön) vid F3.

Resultaten i tabell 3, 4 och i figur 20 visar på en minskning i luftflöde vid försök F3 jämfört med F1 och F2, men för att jämförelsen ska kunna genomföras krävs en luftflödesnivå som svarar mot ett dygnsmedelvärde på 1 mg/L, vilket inte har kunnat uppnås i detta försök. Notera också att luftflödet i figur 19 är onormalt.

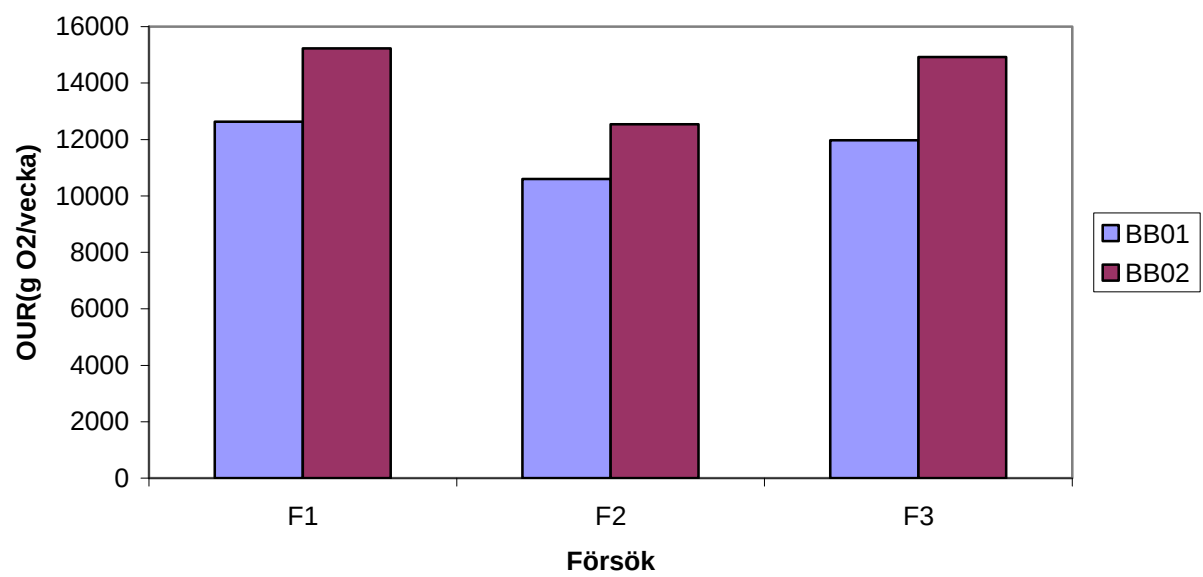
Analysresultaten för utgående ammonium, se tabell 5, visar dock på att *veckomedelvärdet* för utgående ammonium, insamlat under perioden $t=120\text{h}$ till $t=280\text{h}$, ligger på 1 mg/L. Problemet är dock, som tidigare nämnts, att *dygnsmedelvärdena* mellan försöken skiljer sig åt.

Tabell 3: Jämförelse av luftflöden mellan olika försök i BB01

Test	Normerat luftflöde(Nm ³ /Vecka)	Skillnad mellan försök
F1	302400	0 %
F2	309814	2 %
F3	278 567	-9 %

Tabell 4: Jämförelse av OUR (g O₂/vecka) mellan försöksblocken och de olika testen

Test	BB01	BB02	Skillnad mellan blocken
F1	12630	15228	-21 %
F2	10596	12543	-18 %
F3	11967	14922	-25 %



Figur 20: Jämförelse i Oxygen Uptake Rate (OUR) mellan linjerna och mellan försöken.

Tabell 5: Analysresultat för veckomedelvärden för inkommande och utgående ammoniumhalter under försöksperioden

BB01	NH ₄ -N, in(mg/L)	NH ₄ -N, ut(mg/L)
F1	31,8	1,0
F2	39,1	1,1
F3	35,4	1,0
BB02		
F1	32,0	1,7
F2	35,9	0,7
F3	34,9	1,0

6.4.1 Påverkan på reningsgraden

Totalkvävehalter analyserades för att kunna bedöma ifall de testade strategierna påverkade reningsresultatet. Analysresultaten för totalkvävehalterna visas i tabell 6. Här syns att utgående totalkvävehalterna ligger jämnt under försöken och att endast en marginell skillnad kan skönjas mellan försöksblocken. Reningsgraden verkar alltså inte ha påverkats.

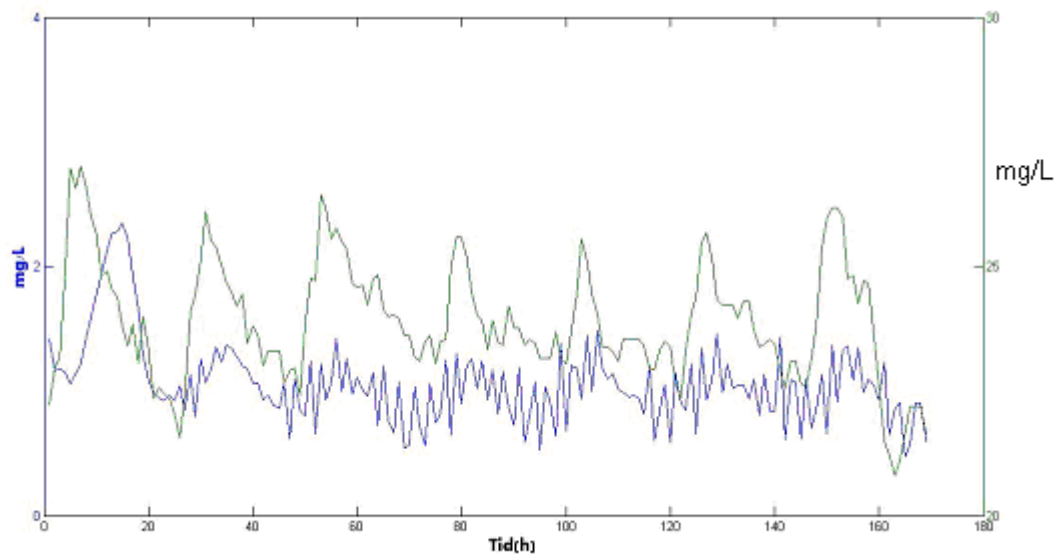
Tabell 6: Analysresultat inkommande och utgående totalkväve i mg/L

BB01	TOT-N in (mg/L)	TOT-N ut (mg/L)
F1	43,5	6
F2	41	6,9
F3	42,2	6,5
BB02		
F1	42,9	6,6
F2	48	6,3
F3	53,4	7

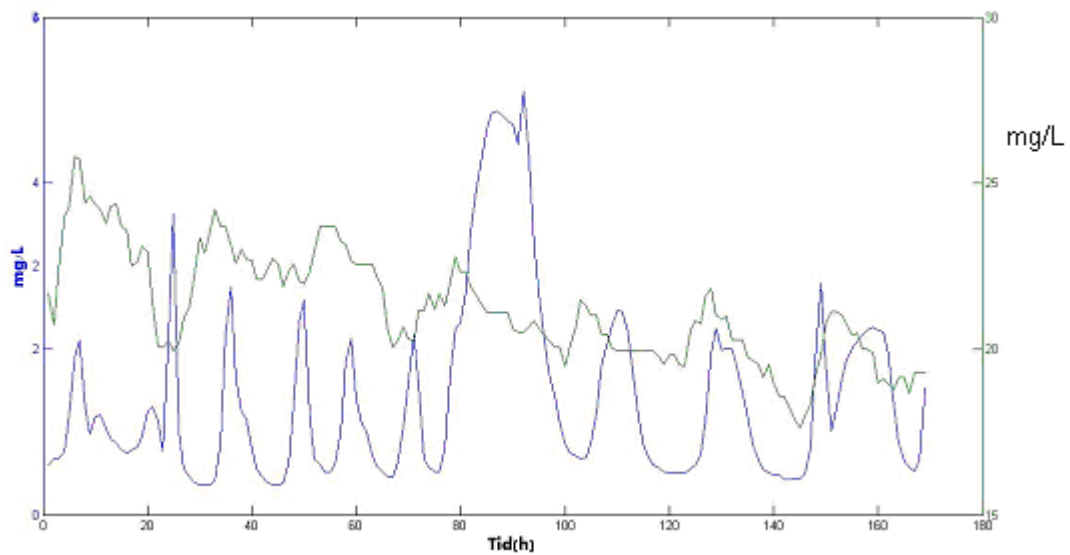
6.4.2 Inkommande och utgående ammonium under försöken

On-linemätningar för inkommande och utgående ammonium under fullskaleförsöken redovisas i figurerna 21-23. Ur figurerna kan dygnsvariationen hos inkommande ammonium tydligt urskiljas. Topparna i inkommande ammonium motsvaras av toppar i utgående ammonium. I fullskaleförsök F2 syns dock fler toppar i utgående än i inkommande. Detta

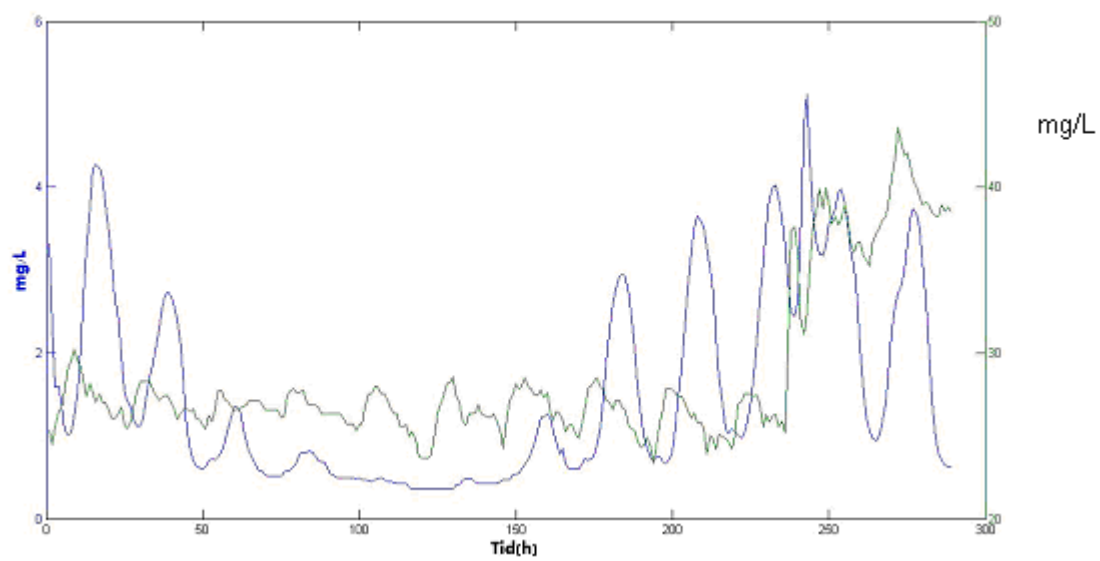
hänger troligtvis samman med styrningen i försök F2.



Figur 21: On-linemätning av inkommande (grön) och utgående (blå) ammoniumhalt vid F1.



Figur 22: On-linemätning av inkommande (grön) och utgående (blå) ammoniumhalt vid F2.



Figur 23: On-linemätning av inkommande (grön) och utgående (blå) ammoniumhalt vid F3.

7 Diskussion och slutsatser

7.1 Diskussion kring konstanta flöden

Resultaten från simuleringarna tyder på att konstanta luftflöden kan minimera (minska) energiförbrukningen. En viktig förutsättning är att vi beaktar ammoniummedelvärdet över ett dygn istället för att reglera det momentana värdet, något som många tidigare studier varit inriktade på.

Inledningsvis studerades ammoniumbörvärden som anpassats till belastningsvariationerna, se exempelvis försök S2 och S3. Dessa simuleringförsök minskade energiförbrukningen med 6 respektive 9 % jämfört med att hålla ett konstant ammoniumbörvärde. Det kunde också noteras att variationen hos luftflöden och syrehalter minskade samtidigt som ammoniumbörvärdena varierade alltmer periodiskt. En följd av detta blev då att testa konstanta luftflöden och konstanta syrehalter, se försök S4 och S5. Detta minskade energiförbrukningen till 15-16 % jämfört med konstanta ammoniumbörvärden.

Förklaringen till detta är att då luftflödet regleras, från en överordnad ammoniumregulator, så att utgående ammonium hålls på en given nivå, kommer mer luft (syre) att behöva tillsättas då inkommande ammoniumhalt stiger, för att hålla ammoniumhalten ut konstant. När sedan inkommande belastning sjunker behöver inte lika mycket luft tillsättas, något som leder till lägre luftflöden (syrehalter).

På grund av den olinjära monodkinetiken, med strikt avtagande derivata, kostar emellertid högre luftflöden mer i energi än vad som fås igen genom att sänka luftflödena. Denna effekt blir dessutom större om K_L -funktionen är olinjär, vilket den inte varit i simuleringsexemplen. Att höja luftflödet (eller syrehalten) vid hög belastning, kostar alltså mer än vad man tjänar på att sänka den, vid låg belastning.

Fullskaleförsöken är inte lika tydliga och utvärderingstiden har varit alldeles för kort för att kunna dra några egentliga slutsatser. En stor svårighet med fullskaleförsök F3 var att hitta de luftflöden som motsvarade ett dygnsmedelvärde på utgående ammonium på 1 mg/L. Den metod som användes var en "trial and error"-metod. I framtida försök bör ett mer systematiskt förfarande för att hitta lämpliga nivåer användas. Till exempel genom glidande medelvärden eller införande av iterativ reglering.

Något som måste beaktas är att den föreslagna strategin endast bör användas vid "normala" flödes- och belastningsvariationer, som har ett periodiskt förlopp. Vid höga flöden, plötsliga och kraftiga belastningstoppar ställs andra och hårdare krav på regleringen. Då bör en reglerstrategi snabbt "får ner" topparna användas. I en praktisk implementering skulle alltså en kombination av olika styrstrategier vara nödvändig. För att ta reda på hur detta ska se ut mer specifikt behövs vidare studier.

7.2 Slutsatser

Belastningsprofiler

Belastningen kan antas vara periodisk och med perioden 1 dygn. Detta medför möjligheten att ammoniumbelastningen kan beskrivas vilket är av betydelse för den framtagna metodiken. Det är också möjligt att få fram belastningsprofiler uppdelat på veckodag, men de är svåra att

särskilja. Möjligen skulle fler mätdata förbättra upplösningen. En given slutsats är att belastningen är lägre på helger än under veckodagar.

Optimering

Ett konstant luftflöde är energioptimalt, förutsatt att processens verkningsgrad minskar med ökat luftflöde och att villkoren i avsnitt 5.1 gäller. För en mer omfattande genomgång av hur detta kan beskrivas hänvisas till *Constant is optimal – a strategy for resource efficient control of a class of processes* (Carlsson, 2010).

Simuleringar

Samtliga resultat skall ses som relativa, då de numeriska resultaten varierar beroende på initialvärden, olika snabba regleringar m.m. Genomgående verkar dock börvärdesprofiler sänka energiförbrukningen. Mest sänks dock energiförbrukningen om man använder ett konstant syrebörvärde eller ett konstant luftflöde.

Slutsatsen är att det teoretiskt går att påvisa stora besparingseffekter avseende energiförbrukningen i luftningssteget.

Fullskaleförsök

Det är vanskligt att dra några långtgående slutsatser utifrån de fullskaleförsök som företogs. Framförallt därför att utvärderingstiden var kort och därför kan andra faktorer, som OUR-normeringen inte tar hänsyn till, ha kunnat påverka försöken. Dessutom skilde sig dygnsmedelvärdena åt mellan försöken. Dock syns en liten minskning av OUR-värdet då luftflödet hålls konstant, något som skulle öppna för slutsatsen att en minskning av energiförbrukningen i vart fall inte är omöjligt att påvisa.

En slutsats är dock att samtliga testade strategier är bättre än den ursprungliga trappningsstrategin. Orsaken till detta är att samtliga strategier bättre följer belastningsvariationerna. Skillnaden är tydlig mellan blocken. Denna skillnad är dock redan påvisad av Thunberg (2006). Det syns också att reningsresultatet avseende totalkvävehalter inte har påverkats av de testade strategierna. Detta talar för att en styrstrategi med konstanta luftflöden går att använda i praktiken.

Sammanfattning

Syftet med detta examensarbete var att ta fram en energieffektiv styrstrategi för luftningssteget, samtidigt som reningsresultatet bibehålls.

Resultaten från optimeringen, simuleringsstudien och fullskaleförsöken tyder på att det är möjligt att ta fram en sådan.

7.3 Förslag till framtida studier

Det kan vara av intresse att undersöka andra delprocesser i avloppsreningsverk där den framtagna metodiken kan användas. Studien kan göras mer systematiskt och med någon välutvecklad utvärderingsmetod.

För att ytterligare utvärdera metodiken behövs nya fullskaleförsök med en längre utvärderingstid än vad som användes i detta arbete.

REFERENSER

Ayesa, E., Irizar, I., Rivas, A., (2005) Model-based optimization of Wastewater Treatment Plants design, *Enviromental modelling and software*, 435-450.

Ayesa, E., Garcia-Sanz, M., Osrolaza, X., Suescun, J., (2001) Real-time strategies for predinitricfication-nitrification activated sludge plants biodegradation control, *Water Science Technology Vol 45 No 1*, 209-216.

Barnard, J., Randall, C., Stensel, H., (1992) *Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal*, Taylor and Francis, Lancaster .

Carlsson, B., Hallin, S., (2003) Reglerteknik och Mikrobiologi i Reningsverk, VA-FORSK, Rapport nr 27. ISSN: 1102-5638.

Carlsson, B., (2005) An introduction to modeling of bioreactors, Instutionen för Informationsteknologi, Uppsala Universitet.

Carlsson, B., Lindberg, C.F., (2004) Some control strategies for activated sludge process, Instutionen för Informationsteknologi, Uppsala Universitet.

Carlsson, B., (2010) Constant is optimal – a strategy for resource efficient control of a class of processes, Teknisk Rapport 2010-031, Instutionen för Informationsteknologi, Uppsala Universitet.

Chen, X., Corriou, JP., Shen, W., Pons, M.N., (2007) Model predictive control with feedforward compensation, *Chemical Engineering Journal* 15, 161-174.

Chen, X., Corriou, JP., Shen, W., (2008) Application of model predictive control to the BSM1 benchmark of wastewater treatment process, *Chemical Engineering Journal* 155, 2849-2856.

Glad, T., Ljung, L., (2003) *Reglerteori*, Studentlitteratur, Lund.

Glad, T., Ljung, L., (2006) *Reglerteknik: Grundläggande teori*, Studentlitteratur, Lund.

Heath, M., (2002) *Scientific Computing: An introductory Survey*, McGraw-Hill, Boston.

Holenda, B., Domokos, E., Redey, A., Fazakas, J., (2005) Dissolved oxygen control of the activated sludge wastewater treatment process using model predictive control, *Computers and Chemical Engineering* 32, 1270-1278.

Hvala, N., Stare, A., Vrecko, D., (2004) Modeling, Identification and Validation of Models for predictive ammonia control in a Wastewater Treatment Plant- A Case Study, *ISA-transactions* 45, 159-174.

Jeppsson, U., (1996) *Modelling aspects of wastewater treatment processes*, Lunds tekniska högskola, ISBN 91-88934-00-4.

Jeppsson, U., Alex, J., Benedetti, L., Copp, J., Gernaey, K.V., Nopens, I., Pons, M.N., Rosen, C., Steyer, J.P., Vanrolleghem, P., (2005) *Benchmark Simulation Model no. 1 (BSM1)*, IWA Taskgroup on Benchmarking of Control Strategies for WWTPs.

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

Stare, A., Vrecko, D., Hvala, N., Strmcnik, S., (2006) Comparison of control strategies for nitrogen removal in an activated sludge process in terms of operating costs: A simulation study. *Water research* 41, 2004-2014.

Thunberg, A., (2006) *Energieffektivisering av luftningssteget vid Käppalaverket, Lidingö*. Examensarbete 20p, Institutionen för informationsteknologi, Uppsala Universitet, W 07 005.

Wang, L., (2009) *Model predictive control system design and implementation using Matlab*, Springer Verlag, London.

Programvara

The Mathworks Inc, (2009), "MATLAB – The Language of Technical Computing", ©1984 – 2009.

Personlig kommunikation

Thunberg, Andreas (2010), Processingenjör, Käppalaförbundet.

APPENDIX I: Matlabkod för enkel optimering

```
%MAIN-fil för optimering av LUFTFLÖDE
%% I denna fil genereras den periodiska störningen, i detta fall kallad d24

%Initiering av parametrar
%%
clear
global N d24 Snh24 f_u
N=24;

%Generering av störning, enligt modell från Käppala
%%
for i=1:N
    d24(i,1)=45-8*sin(0.0625*i-18);% Inkommande ammoniumbelastning
end

%Initialvärden genereras
%%
u01=0.5*ones(N,1);

%Själva optimeringen
% Luftflödesvektorn U24 genereras.
%Funktionen som ska minimeras kommer in i @objfun och bivillkoren i @confun
%%
options=optimset('LargeScale','off','Display','iter');
[U24,
fval,exitflag,output]=fmincon(@objfun,u01,[],[],[],[],[],[],@confun,options
);

%% Fil med bivillkor
function [c,ceq]=confun(U24)
global N d24 Snh24 f_u

%MKT ENKEL MODELL ÖVER AMMONIUMHALTEN. OBSERVERA DOCK DET PRINCIPIELLA
%UTSEENDET
%%
Ks=1;
my=40;
for i=1:N
    Snh24(i)=-my*(U24(i)/(U24(i)+Ks))+d24(i);
    f_u(i)=-(U24(i)/(U24(i)+1));
end
%BIVILLKOR
%%

ceq=[
    1/N*sum(Snh24)-1;%% UTGÅENDE AMMONIUMHALT =1

];

% BIVILLKOR PÅ SNH>0
c=[
```

```
-Snh24(1,1:24);  
end  
  
function f = objfun(U24)  
%%Den funktion som ska minimeras defineras  
f=sum(U24);
```

APPENDIX II: Analyser

Analysmetoder för analyser av COD, Totalkväve, ammonium och nitrat.

Analys	Metod
COD	Lange
N-tot (1-16 mg/L)	Lange LCK 138
N-tot (20-30mg/L)	Lange LCK 338
NH ₄ -N	ISO/DSI 11732 G-102-93 rev 4
NO ₂ ,3-N	ISO 13395 G-287-2 rev 3

Resultat av analyser. Veckomedelvärdet. Enhet mg/L

BB01	COD _{in}	COD _{ut}	TOT-N in	TOT-N ut	NH ₄ -N, in	Nitrat, in	NH ₄ -N, ut	Nitrat, ut
1	293,7	47,6	43,5	6,0	31,8	0,2	1,0	4,4
2	305,5	55,5	41,0	6,9	39,1	0,5	1,1	5,0
3	281,4	51,6	42,2	6,5	35,4	0,4	1,0	4,4
BB02	COD _{in}	COD _{ut}	TOT-N in	TOT-N ut	NH ₄ -N, in	Nitrat, in	NH ₄ -N, ut	Nitrat, ut
1	309,2	47,4	42,9	6,6	32,0	0,2	1,7	4,5
2	271,3	58,7	48,0	6,3	35,9	0,5	0,7	5,3
3	330,3	54,6	53,4	7,0	34,9	0,5	1,0	5,7