



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W12024

Examensarbete 30 hp
September 2012

Ammoniumåterkoppling på Himmerfjärdsverket – utvärdering genom försök och simuleringar

Sofia Andersson

REFERAT

Ammoniumåterkoppling på Himmerfjärdsverket – utvärdering genom försök och simuleringar

Sofia Andersson

Avloppsreningsverk står inför uppgiften att rena inkommande vatten för att möta lagstiftade gränsvärden till en så låg kostnad som möjligt. Att syresätta biologiska reningsprocesser är kostsamt eftersom luftningsanordningen förbrukar mycket energi. Ungefär en femtedel av Himmerfjärdsverkets totala elenergiförbrukning går till luftning av biologiska processer.

För att öka Himmerfjärdsverkets energieffektivitet startades under 2010 experiment med olika strategier för luftflödesstyrning. En av verkets nitrifikationsbassänger byggdes då om för att möjliggöra zonvis reglering av syrehalten.

Syftet med denna studie var att utvärdera reglering med ammoniumåterkoppling och syrehaltsprofil för styrning av Himmerfjärdsverkets nitrifikationsprocess. Utvärderingen baserades på reningsresultat och energiförbrukning.

Med nuvarande reglerstrategi varieras luftningen genom återkoppling från syrehalten i den andra av sex zoner i varje luftad bassäng. Denna reglering medför att det uppstår ett överskott av syre i slutet av bassängerna. Det finns således potential att spara energi om luftningen kan regleras så att syreöverskott undviks.

Modellsimuleringar i *Benchmark Simulation Model no. 1* (BSM1) användes för att jämföra snabb och långsam ammoniumåterkoppling samt olika typer av syrehaltsprofiler inför försök i full skala. Modellen byggdes om och kalibrerades för att efterlikna Himmerfjärdsverkets process. Strategierna utvärderades för två scenarier; ett utan några övre begränsningar för luftningen och ett där Himmerfjärdsverkets luftflödesbegränsningar simulerades. Resultatet från simuleringarna visade att långsam ammoniumåterkoppling var den mest energieffektiva reglerstrategin i båda scenarierna. Resultatet visade även att det var möjligt att minska syretoppar genom en stigande syrehaltsprofil längs med bassängens flödesriktning.

Genom fullskaleförsök utvärderades syrehaltsprofil och ammoniumåterkoppling. Resultatet visade att ammoniumåterkoppling var den reglerstrategi som förbrukade minst luft per mängd avskilt ammoniumkväve och jämfört med ursprunglig reglering erhöles en 16 % lägre energiförbrukning.

Nyckelord: Ammoniumåterkoppling, aktivslamprocess, nitrifikation, luftflödesstyrning, BSM1

*Uppsala universitet
Institutionen för informationsteknologi
Box 337
SE-751 05 Uppsala*

ABSTRACT

Ammonium feedback control at Himmerfjärden wastewater treatment plant – evaluation through full-scale experiments and simulations

Sofia Andersson

Wastewater treatment plants (WWTP) have the challenging task to treat incoming water in order to meet the discharge limits at the lowest possible cost. Aeration of biological treatment processes is one of the most energy consuming posts at a WWTP. At Himmerfjärden WWTP approximately one fifth of the total electric energy consumption is used for aeration of biological processes.

With the purpose of making Himmerfjärden WWTP more energy efficient full-scale experiments with different aeration control strategies started in 2010. In one of the aerated tanks a new control system was installed in order to allow zonewise control of the dissolved oxygen (DO).

The objective of this master thesis was to evaluate ammonium feedback control and DO-profile control at Himmerfjärden WWTP. The evaluation was made with regard to effluent quality and aeration needs.

With the original control strategy aeration is varied to maintain a constant concentration of dissolved oxygen in the second of six zones in each aerated tank. With this control strategy oxygen peaks occur in the last zones of the aerated tank. Thus, there is potential to save energy if these oxygen peaks can be avoided.

Simulations were carried out in the *Benchmark Simulation Model no. 1* (BSM1) where fast and slow ammonium feedback control and different DO-profiles were evaluated. The model was modified and calibrated to resemble the process at Himmerfjärden WWTP. The simulations showed that the slow ammonium feedback control was the most energy-efficient strategy. The results also showed that it was possible to reduce oxygen peaks by increasing the oxygen set-point along the aerated tank, e.g. an increasing DO-profile.

The full-scale experiments included ammonium feedback control and DO-profile control. The results show that ammonium feedback control needed less airflow per amount ammonium removed, compared to both the DO-profile and the original control strategy, with a 16 % lower energy consumption compared to the original control strategy.

Keywords: Ammonium control, Activated sludge process, nitrification, aeration control, BSM1

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

FÖRORD

Detta examensarbete är den avslutande delen av civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet omfattar 30 hp och har utförts på Himmerfjärdsverket.

Handledare Linda Åmand, IVL Svenska Miljöinstitutet och Kristina Stark Fujii, Syvab

Ämnesgranskare Bengt Carlsson, Institutionen för Informationsteknologi, Uppsala universitet

Examinator Allan Rodhe, Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet

Jag vill tacka mina handledare Linda Åmand och Kristina Stark Fujii för hjälp och vägledning under projektets gång. Tack Linda för stöd och engagemang, hjälp med litteratur och granskning av rapporten. Tack Kristina för all hjälp på plats vid Himmerfjärdsverket i såväl medgång som motgång.

Jag vill även tacka personalen på Syvab för ert välkomnande, hjälp med utrustning och boende vilket gjort det möjligt för mig att genomföra detta arbete. Speciellt tack till Elin Åfeldt för din hjälpsamhet och till labpersonalen för hjälp med provtagning och analyser.

Stort tack till min ämnesgranskare Bengt Carlsson för goda råd och uppmuntran.

Tack även till Ulf Jeppson vid Lunds universitet för möjligheten att använda MATLAB-implementeringen av BSM1.

Slutligen vill jag tacka gänget på klippan för ovärderlig stöttning och en oförglömlig tid på Geocentrum!

Uppsala, 2012

Sofia Andersson

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

I ett avloppsreningsverk renas inkommande avloppsvatten från föroreningar såsom fasta föremål och partiklar, organiskt material, kväve och fosfor samt andra ämnen som är skadliga för mottagande sjö eller hav. Detta för att skydda människors hälsa och för att påverkan på miljön ska bli så liten som möjligt. Samtidigt finns krav på att hushålla med resurser vilket gör att det är viktigt med resurseffektiva reningsprocesser.

Sedan det uppdagades att kväve och fosfor från avloppsvatten bidrog till problem med övergödning i sjöar och vattendrag har processer för att avskilja av dessa näringsämnen successivt införts i allt större omfattning vid kommunala avloppsreningsverk i Sverige. Aktivslamprocessen är den vanligaste processlösningen för biologisk avloppsvattenrening och används för att avskilja såväl organiskt material som kväve. I aktivslamprocessen utnyttjas mikroorganismer, främst bakterier, som bryter ner organiskt material och omvandlar inkommande kväve till kvävgas.

Biologisk kväverening sker huvudsakligen genom två processer som kallas nitrifikation och denitrifikation. De bakterier som utför nitrifikationen kallas för nitrifierare och kan utvinna energi genom att omvandla ammoniumkväve till nitrat. Denitrifikationen utförs av andra bakterier som omvandlar nitrat till kvävgas. Kvävgas har låg löslighet i vatten och kan därför avlägsnas från systemet genom att gasen avgår till luften. Utöver dessa processer innefattar biologisk kväverening även omvandling av organiskt kväve till ammonium och näringsupptag av mikroorganismerna.

Både mikrobiologisk nedbrytning av organiskt material och nitrifikation är processer som kräver god tillgång på syre. Om höga halter av organiskt material och ammonium skulle släppas ut finns risk för syrebrist i det mottagande vattnet. Dessutom ger utsläpp av kväveföreningar ökad risk för övergödning. Genom biologisk avloppsvattenrening tillåts dessa processer ske under förhållanden där nödvändigt syre kan tillföras genom att vattnet luftas. Den energi som krävs för luftningen är generellt en stor post i ett reningsverks totala energiförbrukning varför det är av stort intresse att luftningen sker på ett energieffektivt sätt.

Vattenförbrukningen i samhället följer normalt ett dygnsmonster vilket innebär att inkommande flöde till reningsverket och belastningen på processerna varierar över dygnet. Vid hög belastning krävs mer syre och således mer luft än vid låg belastning. Om luftningen är för låg kommer syret inte räcka för att mikroorganismerna ska kunna omvandla tillräckligt mycket ammonium och utgående ammoniumkoncentration kommer att öka. Att lufta så att det uppstår ett syreöverskott i bassängen innebär onödig energiförbrukning eftersom reningen inte förbättras. Höga syretoppar medför således en onödig kostnad och kan dessutom påverka mikroorganismerna på ett sätt som är negativt för reningsprocessen.

Luftflödet till aktivslamprocessen regleras genom att variera öppningsgraden på ventiler. Ett vanligt sätt att styra ventilerna är att mäta syrehalten i bassängen och

variera ventilens öppningsgrad för att få ett luftflöde som upprätthåller en önskad syrehalt.

På Himmerfjärdsverket står luftningen i det biologiska reningssteget för ungefär en femtedel av den totala elenergiförbrukningen. Med nuvarande reglerstrategi varieras luftningen till hela bassängen för att hålla en konstant syrehalt i den andra av bassängens sex zoner. Denna reglering medför att det uppstår ett överskott av syre, i form av syretoppar, i slutet av bassängerna. Det finns alltså potential att minska verkets energiförbrukning om luftningen kan styras på ett sätt som gör att syreöverskott i bassängerna undviks. En minskad syrehalt får dock inte medföra att reningsgraden försämras.

I den här studien har två reglerstrategier för luftflödesstyrning utvärderats för nitrifikationsprocessen vid Himmerfjärdsverket söder om Stockholm. Syftet med studien har varit att undersöka om det är möjligt att minska luftningen genom en förändrad reglerstrategi utan att reningsresultatet försämras.

Den första strategin utgick från att styra luftflödet zonvis utifrån uppmätt syrehalt så att en syrehaltsprofil erhöles längs med bassängen, det vill säga olika syrehalter önskades i olika zoner. Med den andra strategin mättes utgående ammoniumkoncentration och luftningen styrdes för att hålla detta värde på önskad nivå, så kallad ammoniumåterkoppling.

Den standardiserade simuleringsmodellen *Benchmark Simulation Model no. 1* användes för att utvärdera olika reglerstrategier inför försök i full skala. Modellen byggdes om för att efterlikna processen vid Himmerfjärdsverket. Simuleringarna kördes så att alla försök gav samma reningsresultat. Försöken visade att den mest energieffektiva reglerstrategin var långsam reglering med ammoniumåterkoppling medan en snabb ammoniumåterkoppling gav minst variation i utgående ammoniumkoncentration. Simuleringarna visade även att det är möjligt att minska syretoppar genom en stigande syrehaltsprofil längs med bassängen. Den stigande syrehaltsprofilen var även mer energieffektiv än en jämn profil, det vill säga samma syrehalt i alla zoner.

I fullskaleförsöken på Himmerfjärdsverket testades en stigande syrehaltsprofil och ammoniumåterkoppling. Både syrehaltsprofilen och ammoniumåterkopplingen gav tillfredställande reningsresultat och krävde mindre luft per mängd avskilt ammoniumkväve än den ursprungliga regleringen. Den mest energieffektiva reglerstrategin var ammoniumåterkoppling. Resultatet visade att det med denna strategi finns potential att spara 16 % av den energi som går åt för att lufta processen med ursprunglig reglering.

ORDLISTA

Aerob	Miljö där syre finns tillgängligt
Anaerob	Miljö utan tillgång på vare sig syre eller nitrat
Anoxisk	Miljö där nitrat finns tillgängligt men inte syre
Assimilation	Näringsupptag
ASM1	<i>Activated Sludge Model no 1</i>
Autotrof	Organism som erhåller energi från luftens koldioxid
BSM1	<i>Benchmark Simulation Model no 1</i>
BOD	<i>Biochemical oxygen demand</i> . Mått på mängd organiskt material
COD	<i>Chemical oxygen demand</i> . Mått på mängd organiskt material
Denitrifikation	Bakteriell omvandling av nitrat till kvävgas
DO	<i>Dissolved oxygen</i> . Syrehalt i vatten
Heterotrof	Organism som använder organiskt material som energikälla
$K_L a$	Syreöverföringsfunktionen
Nitrifikation	Bakteriell omvandling av ammonium till nitrat
NH_3	Ammoniak
NH_4^+	Ammonium
NO_3^-	Nitrat
OUR	<i>Oxygen uptake rate</i> . Syreförbrukningshastighet
Slamålder	Mått på uppehållstiden för en slampartikel i systemet

INNEHÅLL

1	INLEDNING	1
1.1	PROBLEMFORMULERING OCH SYFTE.....	1
1.2	ÖVERSIKT AV STUDIEN	2
2	AKTIVSLAMPROCESSEN	3
2.1	SLAMÅLDER	4
2.2	BESKICKNINGSSÄTT.....	4
2.3	MIKROBIOLOGI I AKTIVSLAMPROCESSEN.....	5
2.3.1	Aerob biologisk oxidation av organiskt material	5
2.3.2	Flockbildning	6
2.3.3	pH och temperatur	7
2.4	BIOLOGISK KVÄVERENING	7
2.4.1	Nitrifikation och denitrifikation	8
2.4.2	Tillväxt och monodkinetik	9
2.4.3	Aktivslamprocessen med biologisk kväverening	10
3	STYRSTRATEGIER FÖR LUFTNING AV AKTIVSLAMPROCESSEN	13
3.1	PROCESSDYNAMIK	13
3.1.1	Ventillägets inverkan på luftflödet	13
3.1.2	Luftningens inverkan på syreöverföringen.....	14
3.1.3	Syrehaltens inverkan på reningen.....	15
3.2	REGULATORN.....	16
3.2.1	Trimning av regulator.....	16
3.3	REGLERSYSTEM.....	18
3.4	TIDIGARE STUDIER AV LUFTFLÖDESSTYRNING	20
3.4.1	Fullskaleförsök.....	20
3.4.2	Fullskaleförsök vid Himmerfjärdsverket.....	20
3.4.3	Simuleringsstudier.....	21
4	HIMMERFJÄRDSVERKET	23
4.1	PROCESSUTFORMNING	23
4.2	BELASTNING OCH RENING	24
4.3	ENERGIFÖRBRUKNING	25
4.4	NITRIFIKATIONSBASSÄNGER	26
4.4.1	Försökslinje	28
5	SIMULERINGSSTUDIE	31
5.1	BESKRIVNING AV ANVÄND MODELL	31

5.2	METOD SIMULERINGSSTUDIE.....	32
5.3	RESULTAT SIMULERINGSSTUDIE	36
5.3.1	Modellkalibrering.....	36
5.3.2	Försök utan begränsning på maximalt K_{La}	36
5.3.3	Försök med begränsning på K_{La}	39
6	FULLSKALEFÖRSÖK.....	43
6.1	METOD FULLSKALEFÖRSÖK	43
6.1.1	Inställningar för regulatorer.....	45
6.1.2	Stegsvarsexperiment.....	45
6.1.3	Veckoförsök	46
6.2	RESULTAT FULLSKALEFÖRSÖK.....	47
6.2.1	Inställningar för regulatorer.....	47
6.2.2	Stegsvarsexperiment.....	48
6.2.3	Veckoförsök	49
6.2.4	Luftflödesbegränsningar och regulatorproblem	57
7	DISKUSSION	59
7.1	SIMULERINGSSTUDIE.....	59
7.2	FULLSKALEFÖRSÖK	60
7.2.1	Jämförelse mellan syrehaltsprofil och ammoniumåterkoppling.....	61
7.2.2	Jämförelse mot ursprunglig reglerstrategi	62
7.2.3	Regulatorer	63
7.2.4	Felkällor	64
8	SLUTSATSER.....	65
9	REFERENSER	66
	APPENDIX A	68
	APPENDIX B	70
	APPENDIX C	72
	APPENDIX D	74
	APPENDIX E.....	77
	APPENDIX F.....	79

1 INLEDNING

Under de senaste årtiondena har det kommit allt fler och hårdare krav på rening av näringsämnen från avloppsvatten. För att avloppsreningsverken ska klara uppgiften att rena avloppsvattnet så att utsläppskraven uppfylls och samtidigt hushålla på resurser krävs en effektiv reningsprocess.

Tre viktiga aspekter som motiverar försök att optimera styrningen av reningsprocesser är att minska resursförbrukningen, säkerställa en hög och jämn rening av näringsämnen och organiskt material samt att öka anläggningens kapacitet (Carlsson, 2010 a).

Aktivslamprocessen är en teknik för att på biologisk väg avskilja organiskt material och kväve från avloppsvattnet. Eftersom mikrobiell nedbrytning av organiskt material och omvandling av ammoniumkväve till nitrat är syreförbrukande processer behöver vattnet syresättas genom luftning. Den energi som krävs för luftning av bassänger i det biologiska reningssteget står generellt för en stor del av ett reningsverks totala energiförbrukning (Olsson m.fl., 2005; Tchobanoglous m.fl., 2004; Yong m.fl., 2005). Ett mer energieffektivt sätt att lufta kan därför ge stora besparingar för reningsverket.

Två tidigare examensarbeten med syfte att utvärdera olika reglerstrategier för luftningen har utförts på Himmerfjärdsverket (Åfeldt, 2011; Wiig, 2012). Under 2010 byggdes en av linjerna i det biologiska reningssteget om för att möjliggöra zonvis styrning av syrehalten i bassängen. Försök med denna strategi har visat att det är möjligt att minska syretopparna i de sista zonerna och minska energiförbrukningen med minst 10 % (Åfeldt, 2011). Strategin lyckades däremot inte uppnå tillräcklig rening av ammonium vilket motiverar till fortsatta försök att förbättra regleringen av processen.

1.1 PROBLEMFÖRMULERING OCH SYFTE

Himmerfjärdsverkets stora upptagningsområde och de normala dygnsvariationerna i samhällets vattenförbrukning gör att belastningen på verkets reningsprocesser varierar mycket under dygnet. Detta medför att reningen fungerar olika bra vid olika tidpunkter. Eftersom avloppsvattnet transporteras i ledningarna cirka åtta timmar innan det når reningsverket är belastningen hög under natten men låg under dagen. Normalt sett klarar inte de luftade bassängerna att avskilja tillräckligt med ammonium under de nattliga belastningstopparna. Detta beror dels på att flödet är så högt att de mikrobiologiska processerna har svårt att hinna med, dels på att syretillgången minskar eftersom luftningen inte räcker till. Dagtid luftas det däremot betydligt mer än nödvändigt och utgående halt ammonium är ofta mycket nära noll.

Utsläppsvillkoret för kväve är formulerat som medelkoncentration totalkväve under ett år vilket gör att viss dygnsvariation kan tillåtas. För att uppnå tillfredställande reningsresultat för totalkväve önskas att medelvärde för utgående ammoniumkoncentration inte överskrider det internt satta målet på 4 mg/l.

På Himmerfjärdsverket står luftningen i det biologiska reningssteget för 19 % av den totala elenergiförbrukningen. Med nuvarande reglerstrategi varierar luftningen för att hålla en konstant syrehalt i varje luftad bassäng. Denna reglering medför att det uppstår

ett överskott av syre, i form av syretoppar, i slutet av bassängerna. Syreöverskottet medför en onödig kostnad för luftningen eftersom reningsresultatet inte förbättras. Det finns alltså potential att minska verkets energiförbrukning om luftningen kan styras på ett sätt som gör att syreöverskott i bassängerna undviks. En minskad syrehalt får dock inte medföra att reningsgraden försämras.

I den här studien utvärderades reglerstrategier för luftning av bassänger i det biologiska reningssteget vid Himmerfjärdsverket. Syftet var att utreda möjligheten att minska kostnaderna för luftningen genom en förändrad reglerstrategi utan att det sker på bekostnad av reningsgraden. Målet var att finna den mest energieffektiva styrningen under förutsättning att utgående ammoniumkoncentration inte överskred ett givet medelvärde och att syrehalten hölls inom ett givet intervall. Olika simuleringsförsök genomfördes även med avsikt att teoretiskt undersöka vilken inverkan en begränsad luftningskapacitet har på rening och energiförbrukning.

1.2 ÖVERSIKT AV STUDIEN

VA-kluster Mälardalen driver ett forskningsprojekt för att minska energiförbrukningen genom förbättrad styrning av luftningsprocesserna på tre reningsverk i Stockholm; Himmerfjärdsverket, Käppalaverket och Henriksdals reningsverk. Detta examensarbete har utförts på Himmerfjärdsverket och är en del i Mälardalsklustrets projekt.

Studien har uppdelats i:

- En förstudiefas med fördjupning inom regler teknisk styrning av luftflödet till aktivslamprocessen (kapitel 3) och en litteraturstudie med fokus på tidigare utvärderingar både i fullskala och genom modellsimuleringar (kapitel 3.5).
- En simuleringsstudie (kapitel 5) där snabb och långsam ammoniumåterkoppling utvärderades och olika syrehaltsprofiler testades. Energiförbrukning och reningsresultat jämfördes för att avgöra vilken strategi som var mest energieffektiv. Det undersöktes även om det är möjligt att minska syretoppar genom att skapa en syrehaltsprofil i den luftade bassängen.
- Fullskaleförsök på Himmerfjärdsverket (kapitel 6). Reglerstrategierna ammoniumåterkoppling och zonvis styrning av syrehalten för att skapa en syrehaltsprofil testades. Strategierna utvärderades utifrån luftförbrukning och ammoniumavskiljning jämfört med den ursprungliga regleringen.

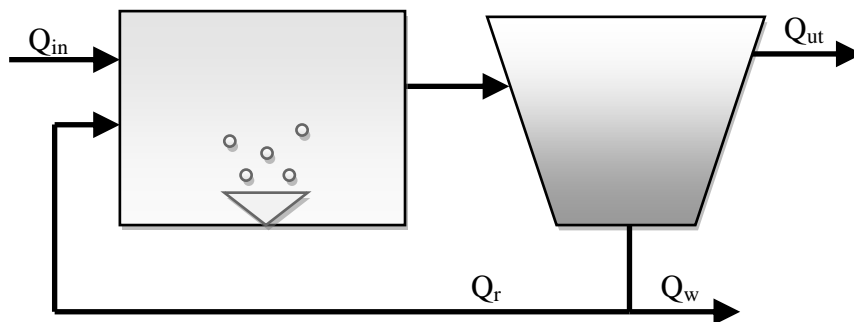
Studien har endast behandlat den del av kvävereningen där ammonium omvandlas till nitrat (nitrifikation) och inte hela kvävereningsprocessen.

2 AKTIVSLAMPROCESSEN

Aktivslamprocessen är en metod för biologisk avloppsvattenrening där mikroorganismer utnyttjas för att bryta ned eller omvandla föroreningar och på så vis rena vattnet. Rening med aktivt slam är idag den vanligaste processlösningen för biologisk rening av avloppsvatten. Tekniken utvecklades med syfte att reducera mängden organiskt material i avloppsvattnet, men med olika processutformningar kan aktivslamprocessen även användas för att avskilja kväve och fosfor på biologisk väg (Carlsson och Hallin, 2010).

Mikroorganismerna i aktivslamprocessen bildar slamflockar som tillsammans med det organiska materialet utgör det aktiva slammet. Flockbildningen är viktig för att slammet ska kunna avskiljas från vattnet efter det biologiska steget. Vid nedbrytning av organiskt material förbrukar mikroorganismerna syre och vattnet behöver därför tillföras syre genom luftning. Luftningen har även en omblandande funktion som är viktig för att hålla slampartiklarna suspenderade så att mikroorganismerna kommer i kontakt med substratet. Det vanligaste sättet att lufta aktivslambassängen är genom bottenluftare i form av perforerade membran (Svenskt Vatten, 2010). När luftning sker med bottenluftare är det även viktigt att hålla ett minsta luftflöde för att undvika att slammet sätter igen luftarmembranen.

En principskiss över den enklaste utformningen av aktivslamprocessen visas i figur 1. Systemet består av en luftad bassäng där de biologiska processerna huvudsakligen sker och en efterföljande sedimenteringsbassäng där aktivt slam och vatten separeras. Innan avloppsvattnet når aktivslamprocessen har det vanligtvis passerat en försedimenteringsbassäng där sedimenterbart material avskilts (Tchobanoglous m.fl., 2004).



Figur 1 Principskiss över enklaste utformningen av aktivslamprocessen med en luftad bassäng och en sedimenteringsbassäng. Den luftade bassängen har inflödet, Q_{in} . Från botten av sedimenteringsbassängen pumpas ett returslamflöde, Q_r , tillbaka till den luftade bassängen och ett överskottsslamflöde, Q_w till slambehandling.

Huvudprincipen för aktivslamprocessen är att mikroorganismerna ska ha en längre uppehållstid i processen än det vatten som ska renas och för att erhålla god nedbrytning krävs att mängden slam i den luftade bassängen är stor. Detta justeras genom att pumpa aktivt slam från botten av sedimenteringsbassängen tillbaka till den luftade bassängen, ett så kallat returslamflöde. Mängden slam i processen ökar i takt med

mikroorganismernas tillväxt. För att hålla en konstant slammängd i omlopp sker därför ett uttag av överskottsslam som pumpas till slambehandling (Carlsson, 2010 a).

2.1 SLAMÅLDER

Slamålder är ett mått på genomsnittlig uppehållstid för en slampartikel i systemet. Uttrycket för aerob slamålder (ekvation 1) beskriver mängden bioslam i den luftade bassängen dividerat med mängden slam som lämnar systemet i form av överskottsslam eller via utflödet från sedimentationsbassängen (Carlsson, 2010 b). Slamålder har enheten dygn och kan regleras genom att variera uttaget av överskottsslam, där ett mindre uttag ger högre slamålder.

$$\theta_s = \frac{VX}{Q_w X_r + Q_e X_e} \quad (1)$$

θ_s = aerob slamålder [d]

V = luftad volym [m^3]

X = biomassakoncentration i luftad volym [g/m^3]

Q_w = flöde överskottsslam [m^3/d]

Q_e = utflöde från sedimentationsbassängen [m^3/d]

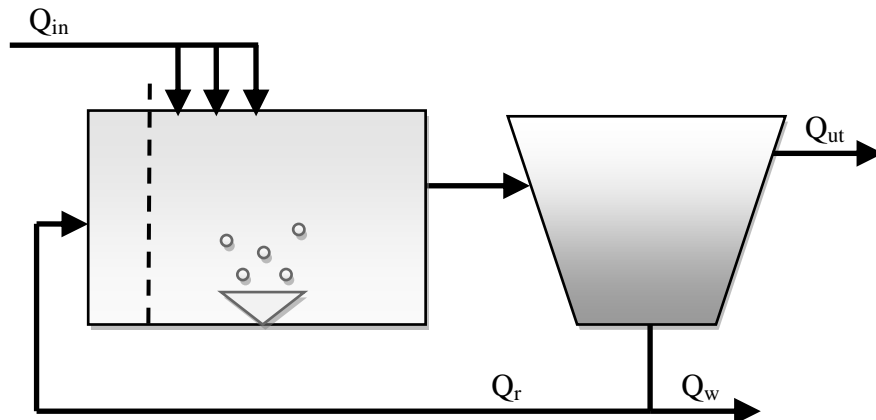
X_r = biomassakoncentration i returslam [g/m^3]

X_e = biomassakoncentration i utflöde från sedimentationsbassängen [g/m^3]

Slamåldern har stor inverkan på hur väl aktivslamprocessen fungerar. En för låg slamålder kan ge problem med så kallad wash out vilket sker om uttaget av biomassa är större än tillväxten (Carlsson, 2010 b). En hög slamålder innebär att en större mängd slam hålls i systemet vilket ger ett ökat syrebehov (Tchobanoglous m.fl., 2004). Den övre gränsen för slamåldern bestäms utifrån sedimentationsbassängens kapacitet. Om mängden biomassa i systemet är för stor kan inte allt slam avskiljas vid sedimentationen utan en del följer med utflödet, så kallad slamflykt.

2.2 BESKICKNINGSSÄTT

Eftersom hela aktivslambassängen inte är totalomblandad kommer zonen närmast inloppet ha högst koncentration av organiskt material. Detta innebär att även syrebehovet är som störst vid inloppet för att sedan avta mot slutet av bassängen. För att få en jämnare syrebelastning kan stegbeskickning tillämpas. Stegbeskickning innebär att inflödet delas upp mellan olika zoner i den luftade bassängen istället för att låta den första zonen ta emot allt inkommande avloppsvatten, se figur 2. Genom stegbeskickning kan även en större mängd slam rymmas i den luftade bassängen utan att slamhalten till sedimenteringen förändras. Ytterligare ökad slamhalt kan erhållas vid införande av en så kallad aktiveringsbassäng där enbart returslammet luftas innan det sammanförs med inkommande avloppsvatten. Utförandet kallas kontaktstabilisering och kan skapas genom att förskjuta inflödet av avloppsvatten till en senare zon i den luftade bassängen. Kontakttiden mellan slam och avloppsvatten blir då något kortare än vid grundutformningen men slamflockarna kan adsorbera partikulärt organiskt material som bryts ned när returslammet luftas (Svenskt Vatten, 2010). Principen för stegbeskickning med kontaktstabilisering visas i figur 2.



Figur 2 Principskiss för stegbeskickning med kontaktstabilisering. Inflödet delas upp mellan olika zoner i den luftade bassen. Returslammet, Q_r , luftas i aktiveringsbassängen (till vänster om den streckade linjen) innan det kommer i kontakt med inflödet, Q_{in} .

2.3 MIKROBIOLOGI I AKTIVSLAMPROCESSEN

I det aktiva slammet återfinns en stor variation av olika mikroorganismer som kommit in i processen med inkommande vatten från ledningsnätet. För reningen i aktivslamprocessen är bakterier den viktigaste gruppen av mikroorganismer (Carlsson och Hallin, 2010). Sammansättningen av mikroorganismer varierar både mellan olika reningsverk och mellan olika tidpunkter beroende på karaktären hos inkommande avloppsvatten och processparametrar som exempelvis syrehalt och temperatur. Urvalet är en självreglerande process där de mikroorganismer som är bäst anpassade till de förhållanden som råder kommer att tillväxa och konkurrera ut sämre anpassade (Svenskt Vatten, 2010). Genom att utnyttja kunskap om olika mikroorganismers levnadskrav går det att skapa förhållanden som är mer eller mindre gynnsamma för olika typer av bakterier. På så vis är det i viss utsträckning möjligt att reglera sammansättningen av mikroorganismer för att optimera de biologiska processerna.

2.3.1 Aerob biologisk oxidation av organiskt material

I avloppsvatten förekommer många olika organiska föreningar som bryts ner genom oxidation med syre. För att få en samlad bild av dessa föreningar används *COD* (Chemical Oxygen Demand) eller *BOD* (Biochemical Oxygen Demand) för att beskriva vattnets innehåll av organiskt material. Enheten för de båda parametrarna är mängd syre per volym och representerar det syre som skulle krävas för att på kemisk respektive biokemisk väg oxidera det organiska material som finns i en viss volym vatten. *BOD* bestäms genom att låta mikroorganismer bryta ned organiskt material medan syreatgången mäts. Vanligen används *BOD*₅ eller *BOD*₇ där indexsiffran anger antal dygn, det vill säga syreförbrukning under fem eller sju dygn (Tchobanoglous m.fl., 2004).

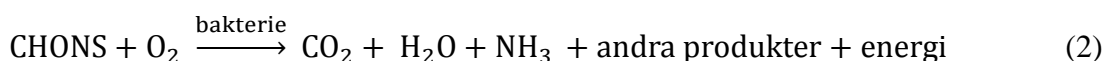
Heterotrofa bakterier kan, till skillnad från *autotrofa*, inte använda det kol som finns i luftens koldioxid för att producera ny biomassa. Heterotroferna använder istället kol

från organiskt material vilket utnyttjas i aktivslamprocessen. Det organiska materialet består av komplexa molekyler som behöver brytas ner i mindre beståndsdelar innan bakterierna kan tillgodogöra sig kolet. Nedbrytning av substratet sker genom oxidation i flera steg där mikroorganismerna erhåller både komponenter till celluppbyggnad och energi. Syre är det vanligaste oxidationsmedlet men även bakterier som kan använda nitrat utnyttjas vid biologisk avloppsvattenrening. I en miljö där syre finns tillgängligt och används kallas nedbrytningen för *aerob*. Om syre endast finns närvarande i nitratform kallas miljön för *anoxisk* och om det är helt syrefritt kallas förhållandena *anaeroba*.

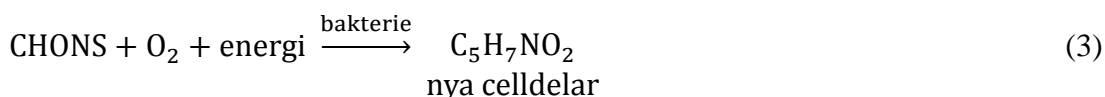
För mikroorganismernas tillväxt behövs utöver kol även kväve och fosfor samt en rad spårämnen. Genom *assimilation*, näringsupptag, sker en reducering av fosfor och kväve från avloppsvattnet med ungefär 10 respektive 50 gram för varje kilogram nedbrutet BOD₇ (Svenskt Vatten, 2010).

Ekvation 2, 3 och 4 beskriver de tre stegen oxidation, syntes och endogen respiration, för aerob biologisk oxidation av organiskt material. Reaktionsformlerna är modifierade efter Tchobanoglous m.fl. (2004), där *COHNS* symboliserar organiskt material och näringsämnen och $C_5H_7NO_2$ representerar nya celldelar.

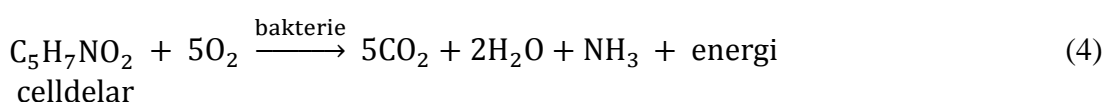
Oxidation:



Syntes:



Endogen respiration:



Mer än hälften av det organiska materialet oxideras i första steget (ekvation 2) medan resterande mängd används till syntes av ny biomassa (ekvation 3) genom att utnyttja den energi som frigjorts vid oxidationen. Den biokemiskt bundna energin kan senare utnyttjas genom endogen respiration (ekvation 4), där celldelar oxideras till slutprodukterna koldioxid och vatten (Tchobanoglous m.fl., 2004). Vid hydrolys av proteiner bildas även ammoniak, NH_3 , som kan oxideras vidare till nitrat och vatten av nitrifierande bakterier, se vidare under avsnitt 2.4.1.

2.3.2 Flockbildning

Mikroorganismernas förmåga att bilda flockar är avgörande för en fungerande aktivslamprocess. Det finns olika funktioner i flockbildningen som behöver kombineras för att flockarna ska få goda sedimenteringsegenskaper. En del bakterier hjälper till att bilda och hålla ihop flockarna genom att de producerar klisteraktiga polymerer, andra

har utstickande filament som stödjer flocken. För att få en klar vattenfas i sedimentationsbassängen krävs att flockarna kan sjunka snabbt och bilda ett kompakt slam i botten. För mycket filamentbildande bakterier kan ge upphov till störningar i processen genom att flockarna blir porösa och så kallad slamsvällning uppstår (Svenskt Vatten, 2010).

Flockarna är även viktiga för vattenreningen genom att partikulärt material kan fångas upp av flocken eller adsorberas till dess yta och på så sätt komma tillräckligt nära bakterierna för att deras enzymer ska kunna spjälka ner materialet. När en bakterie spjälkar en förening kan andra bakterier i flocken dra nytta av detta. Samverkan mellan olika typer av bakterier i flocken ger således en mer effektiv reningsprocess (Svenskt Vatten, 2010).

2.3.3 pH och temperatur

Utöver tillgång på substrat och oxidationsmedel är även pH och temperatur viktiga parametrar för de biologiska processerna. De flesta mikroorganismer föredrar pH kring 7 vilket också är det värde som kommunalt avloppsvatten i regel har. Olika typer av mikroorganismer har ett för arten optimalt pH-värde för tillväxt, dock bör pH i allmänhet ligga mellan 6-8,5. Vid för höga eller för låga pH-värden avtar mikroorganismernas aktivitet och reningsprocessen går långsammare. pH-värden allt för långt från det optimala kan också medföra att mikroorganismerna dör (Svenskt Vatten, 2010).

Generellt gäller att en högre temperatur snabbar på de biologiska processerna. Den grupp av mikroorganismer som främst förekommer i den aktivslamprocessen kallas kryofila och har optimal tillväxt vid temperaturer i intervallet 15-20 °C. I aktivslamprocessen är det dock sällan temperaturen som är den begränsande faktorn för tillväxt varför det inte är säkert att en temperaturhöjning skulle ge bättre reningsresultat. Allt för höga temperaturer kan också ge skada på viktiga proteiners struktur vilket i sin tur hämmar biokemiska reaktioner i organismen. Om temperaturen sjunker alltför lågt påverkas nitrifierarnas tillväxthastighet negativt på ett sätt som kräver att särskild hänsyn tas under drift (Svenskt Vatten, 2010). Det kan behövas en justering av slamåldern så att den är högre under vinterhalvåret jämfört med sommarhalvåret för att kompensera för bakteriernas minskade aktivitet (Forster, 2003). Vid låga temperaturer kan det även vara önskvärt att ytterligare höja slamhalten i bassängen för att få fler aktiva mikroorganismer i processen. Detta kan erhållas genom stegbeskickning eller införande av kontaktstabilisering, se avsnitt 2.2.

2.4 BIOLOGISK KVÄVERENING

Kväve är ett växtnäringsämne som stimulerar ökad biomassaproduktion och ammoniumkväve är en syretärande förening. Detta innebär att utsläpp av stora mängder kväve medför en ökad risk för både övergödning och syrebrist i recipienten. Dessutom är kväve i form av ammoniak toxiskt för fisk. Dessa negativa miljöeffekter motiverar till att rena avloppsvatten från kväveföreningar.

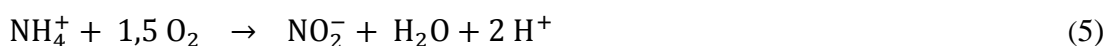
I avloppsvatten förekommer kväve vanligen i form av ammoniumkväve eller som kväve i organiska föreningar (Bitton, 2005). Tillsammans kallas dessa två typer för totalt Kjeldahlkväve (TKN) varav ammoniumkvävet utgör ca 60 till 70 procent (Tchobanoglous m.fl., 2004).

Den kväveavskiljning som erhålls genom assimilation motsvarar 10-30 % av inkommande kväve (Svenskt Vatten, 2010) vilket inte tillräcklig för att uppnå de reningskrav som finns för kväve. Därför är det vanligt att aktivslamprocessen utformas för att även innefatta biologisk kväverening. För att erhålla en utökad kväverening i aktivslamprocessen utnyttjas att en del bakterier kan oxidera oorganiskt material som ammonium och nitrit för att utvinna energi.

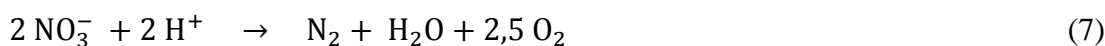
2.4.1 Nitrifikation och denitrifikation

Vid biologisk kväverening utnyttjas de två processerna nitrifikation och denitrifikation för att omvandla ammoniumkväve till kvävgas. Genom nitrifikation oxideras ammonium till nitrat som vidare genom denitrifikation omvandlas till kvävgas. En förenklad beskrivning av hur nitrifikationen går till visas i ekvation 5 och 6. För denitrifikationen sker processen på ett förenklat sätt enligt ekvation 7 (Tchobanoglous m.fl., 2004).

Nitrifikation:



Denitrifikation:



Nitrifikationen utförs av så kallade nitrifierare. Det är en tvåstegsprocess som involverar två grupper av aeroba autotrofa bakterier som kan utvinna energi genom att oxidera ammonium respektive nitrit (Jeyanayagam, 2005).

I första steget (ekvation 5) oxideras ammonium till nitrit av en specialiserad grupp autotrofa bakterier varav en av de vanligaste är *Nitrosomonas* (Bitton, 2005). I nitrifikationens andra steg (ekvation 6) oxideras nitrit till nitrat av en annan grupp specialiserade autotrofa bakterier som ofta representeras av *Nitrobacter* (Eckenfelder och Grau, 1992).

För att neutralisera vätejonerna som frigörs vid oxidationen av ammonium krävs tillräcklig alkalinitet i vattnet varför denna parameter är av betydelse vid övervakning av aktivslamprocessen. En minskning av vattnets alkalinitet medför att pH sjunker vilket kan verka inhiberande på nitrifikationen (Jeyanayagam, 2005).

Denitrifikation sker under anoxiska förhållanden av heterotrofa bakterier och är således beroende av tillgång på nitrat och en organisk kolkälla. Kvävgas (som bildas vid

denitrifikation) har låg löslighet i vatten och kan därför avlägsnas från systemet genom att avgå till luften. Om anoxiska förhållanden råder i sedimenteringstanken kan det dock skapa problem med flytslam när gasbubblorna stiger och drar med sig slamflockar upp till ytan (Bitton, 2005).

Denitrifierarna kan växla mellan att vara aeroba och anaeroba beroende på om syre eller nitrat finns tillgängligt som oxidationsmedel. Om denitrifierande bakterier har tillgång till syre kommer det att användas som oxidationsmedel framför nitrat eftersom det är mer energieffektivt. Omvandlingen av nitrat till kvävgas sker genom följande steg (Bitton, 2005):



Vid ofullständig denitrifikation, på grund av låg tillgång på COD i förhållande till nitrat, kort retentionstid eller lågt pH, kan lustgas (N_2O) bildas. Detta bör undvikas eftersom utsläpp av lustgas bidrar till en ökad växthuseffekt.

2.4.2 Tillväxt och monodkinetik

Den specifika tillväxthastigheten för mikroorganismer μ definieras som

$$\mu = \frac{1}{X} \frac{dX}{dt} \quad (9)$$

där

X = koncentration biomassa [mg/l]

t = tid [d]

Hur celltillväxt hos nitrifierande bakterier påverkas av tillgång på syre och ammonium kan beskrivas med monodkinetik (Tchobanoglous m.fl., 2004) enligt

$$\mu = \mu_{\max} \left[\frac{S_{\text{NH}}}{K_{\text{NH}} + S_{\text{NH}}} \right] \left[\frac{S_{\text{O}_2}}{K_{\text{O}_2} + S_{\text{O}_2}} \right] - k_d \quad (10)$$

där

μ = specifik tillväxthastighet [1/d]

μ_{\max} = maximal specifik tillväxthastighet [1/d]

S_{NH} = koncentration NH_4^+ [mg/l]

S_{O_2} = koncentration löst syre [mg/l]

K_{NH} = halvmättnskonstanten för NH_4^+ [mg/l]

K_{O_2} = halvmättnskonstanten för syre [mg/l]

k_d = avdödshastighet [1/d]

Tillväxthastigheten för nitrifierare är betydligt långsammare än för heterotrofer (Jeyanayagam, 2005). I aktivslamprocessen innebär det en konkurrensfördel för de bakterier som oxiderar organiskt material. Detta medför att vattnets tillgängliga syre i första hand kommer utnyttjas för oxidation av organiskt material. När BOD oxideras frigörs ammoniak som omvandlas till ammonium. Vid neutralt pH (pH 7) förekommer

ammoniak till 99 % i form av ammoniumjoner (Bitton, 2005). Nitrifikationen drivs av lågt BOD och hög ammoniumkoncentration. Vid lång uppehållstid för slammet kommer därigenom även nitrifikation kunna ske i större omfattning.

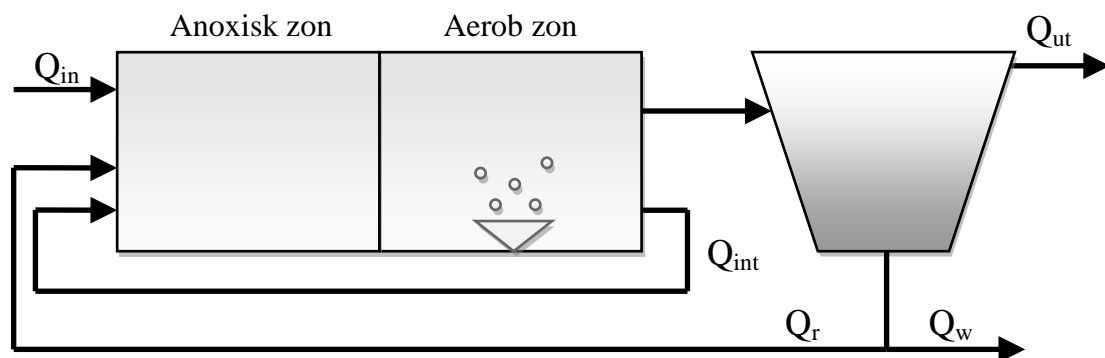
Den grupp nitrifierare som utför oxidationen av ammonium till nitrit växer långsammare än de som oxiderar nitrit till nitrat (Jeyanayagam, 2005). Därför är första steget i nitrifikationen (ekvation 5) hastighetsbegränsande.

2.4.3 Aktivslamprocessen med biologisk kväverening

Eftersom nitrifierare växer långsammare än de heterotrofa bakterier som oxiderar organiskt material krävs en högre slamålder om aktivslamprocessen även ska inkludera biologisk kväverening. Detta är nödvändigt för att nitrifierarna ska hinna omvandla ammonium till nitrat. För att avskilja kvävet från avloppsvattnet krävs att nitrifikationen följs av denitrifikation där nitrat omvandlas till kvävgas. Aktivslamprocessen kan utökas för biologisk kväverening genom att införa anoxiska zoner för denitrifikation. Processen kan då utformas antingen med fördenitrifikation eller med efterdenitrifikation.

Aktivslamprocessen med fördenitrifikation

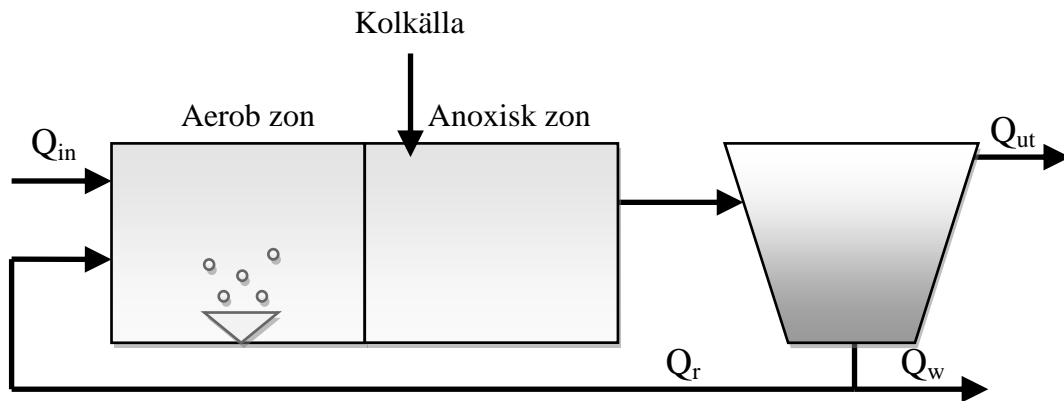
Då aktivslamprocessen utformas med fördenitrifikation placeras en anoxisk zon före den luftade zonen, se figur 3. Detta utformande gör att de denitrifierande bakterierna kan utnyttja substratet i inkommande avloppsvattnet som energikälla. För att erhålla anoxiska förhållanden i den första zonen sker en internrecirkulation, Q_{int} , av nitratrikt vatten från slutet av den luftade zonen. Det är önskvärt att hålla en låg syrehalt i slutet av den luftade zonen för att undvika att syrerikt vatten följer med internrecirkulationen och stör denitrifikationsprocessen.



Figur 3 Principskiss för aktivslamprocessen med fördenitrifikation. Processen är utformad med en anoxisk (oluftad) zon följt av en aerob (luftad) zon. För att erhålla god denitrifikation i den anoxiska zonen recirkuleras nitratrikt vatten från slutet av den luftade zonen. Genom att placera den anoxiska zonen först kan substratet i inkommande vatten utnyttjas som energikälla.

Aktivslamprocessen med efterdenitrifikation

Vid en processutformning med efterdenitrifikation placeras en anoxisk zon efter det luftade steget, se figur 4. Detta utformande medför att det nitratrika vatten som lämnar den luftade delen direkt skapar anoxiska förhållanden i nästa bassäng och således krävs inte någon internrecirkulation. Dock har det mesta av substratet redan förbrukats varför en extern kolkälla ofta krävs tillsätts för att förse bakterierna med energi.



Figur 4 Principskiss över aktivslamprocessen med efterdenitrifikation. För att förse de denitrifierande bakterierna med energi krävs oftast att en extern kolkälla tillsätts i den anoxiska zonen.

3 STYRSTRATEGIER FÖR LUFTNING AV AKTIVSLAMPROCESSEN

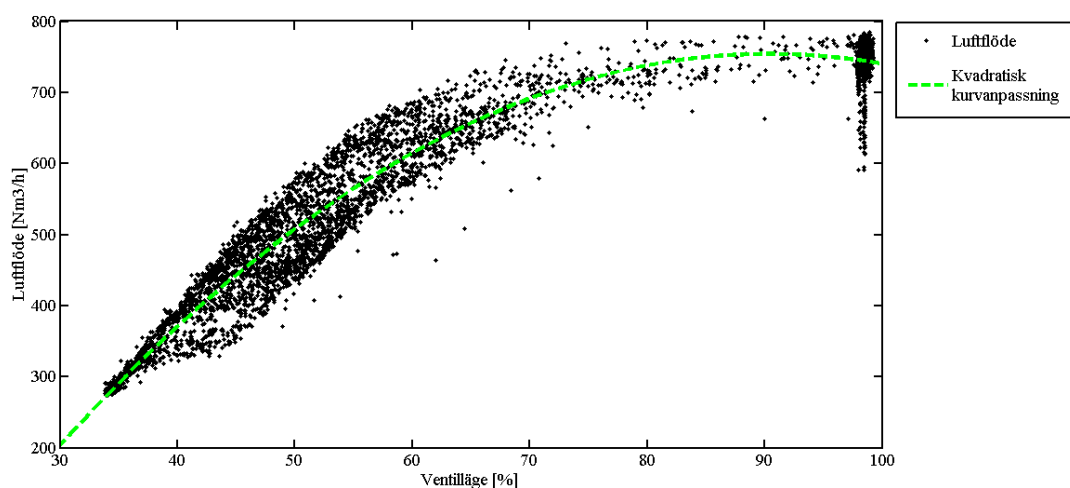
Den huvudsakliga anledningen till att automatisk styrning har införts på avloppsreningsverk är att processerna är utsatta för störningar (Olsson, 2012) som påverkar reningsresultatet. Dessa störningar kan vara regelbundna i form av dygnsvariationer i inflödet eller tillfälliga i form av exempelvis flödestoppar vid regn eller förekomst av något toxiskt ämne. En regulator kan användas för att automatiskt styra driften på ett sätt som kompenserar för dessa störningar, till exempel genom att öka luftflödet till aktivslamprocessen vid ökad belastning.

3.1 PROCESSDYNAMIK

För att kunna optimera aktivslamprocessen med hjälp av reglerteknik krävs kunskap om hur olika delprocesser i bassängen påverkar resultatet. Styrparameter är luftflödet in till bassängen vilket regleras genom att variera öppningsgraden på ventilerna. Det är nödvändigt att förstå hur luftflödet påverkar syrehalten i vattnet och vidare hur syrehalten påverkar mikroorganismernas aktivitet. Dessa processer sker med olinjära samband som gör att regleringen blir mer slagkraftig inom vissa ramar. Hur detta fungerar beskrivs nedan.

3.1.1 Ventillägets inverkan på luftflödet

Ventiler har ofta ett olinjärt samband mellan öppningsgrad och luftflöde (Carlsson och Hallin, 2010) vilket illustreras i figur 5. Konsekvensen blir att en ändring i öppningsgraden ger olika stor förändring i luftflöde beroende på om valvet är nära stängt läge eller nästan helt öppet. I figur 5 kan ses att när ventilläget ändas i intervallet 80-100 % påverkas knappt luftflödet alls.



Figur 5 Exempel på olinjäritet i en ventil. Figuren visar luftflöde (Nm^3/h) plottat mot ventilläge (%), data är hämtad från zon 4 i linje 3 på Himmerfjärdsverket. Grön streckad linje visar en kvadratisk kurvanpassning.

Olinjäritet i ventiler kan göra att det är svårt att få en stabil reglering men genom kaskadreglering (se avsnitt 3.3) kan olinjäritetens inverkan minskas (Carlsson och Hallin, 2010).

3.1.2 Luftningens inverkan på syreöverföringen

Syreöverföring mellan luft och vatten sker genom kontaktytan mellan gas och vätska. För att få maximal syreöverföring från den luft som blåses in i bassängen bör kontaktytan vara så stor som möjligt. Små luftbubblor är önskvärdt eftersom de ger större kontaktyta, dock har allt för små bubblor en tendens att aggregeras ihop till större bubblor.

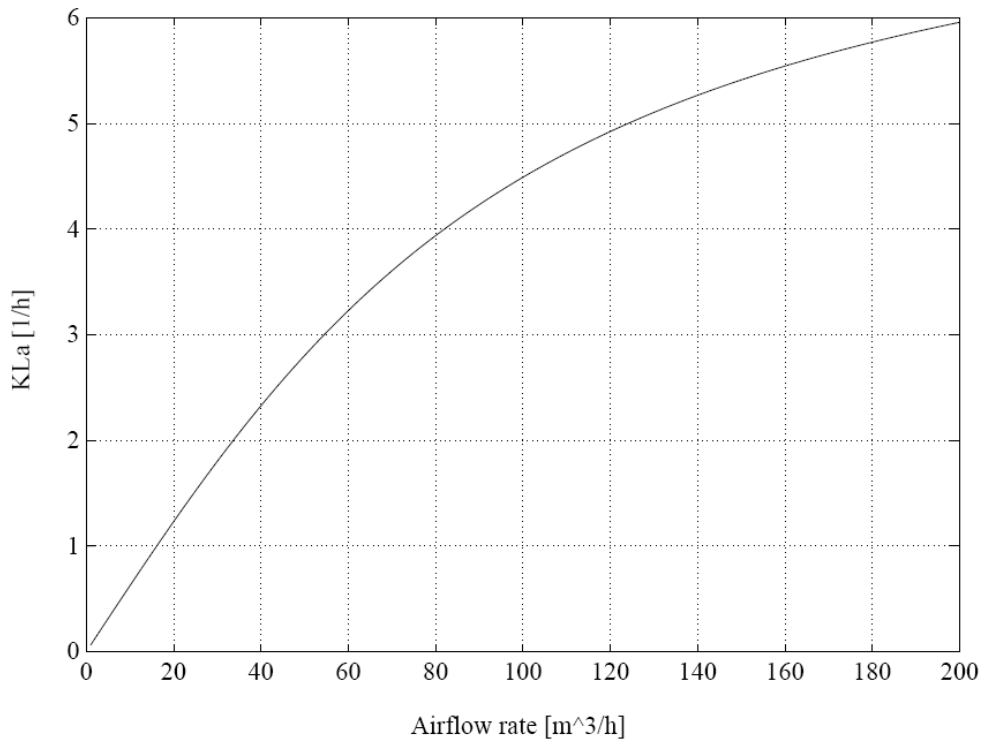
Syreöverföringen mellan luftfas och vattenfas är långsam och därför hinner inte allt syre i luften som blåses in till bassängen omvandlas så att det blir tillgängligt för mikroorganismerna. Det finns även en gräns för hur mycket löst syre vattnet kan innehålla, det så kallade mättnadsvärdet y_{sat} . Utifrån aktuell syrehalt och mättnadsvärdet går det att beräkna syreöverföringshastigheten till vattnet, *OTR* (Oxygen Transfer Rate) [$\text{g O}_2/\text{m}^3 \text{ h}$], se ekvation 11. Syreöverföringshastigheten beskriver hur mycket syre som kan tillsättas vattnet vid en viss temperatur (Tchobanoglous m.fl., 2004).

$$OTR = K_{La} (u(t))(y_{sat} - y(t)), \quad y_{sat} > y(t) \quad (11)$$

där

- OTR = syreöverföringshastighet [mg/h]
- K_{La} = syreöverföringsfunktionen [$1/\text{h}$]
- y_{sat} = mättnadshalt för syre i rent vatten [mg/l]
- $y(t)$ = aktuell syrehalt vid tiden t [mg/l]
- $u(t)$ = luftflöde vid tiden t [Nm^3/h]

Syreöverföringsfunktionen, K_{La} , beskriver hastigheten för överföring av syre till avloppsvattnet och beror främst av luftflödet men även av andra faktorer som har att göra med aktivslamanläggningens utformning, vilken typ av luftare som används och avloppsvattnets sammansättning (Carlsson, 2010 a). Sambandet mellan K_{La} och luftflöde följer ett olinjärt mönster, jämför sambandet mellan ventilläge och luftflöde. Här gäller att ju högre luftflödet är desto större förändring i luftflöde krävs för att nå en viss ökning i syrehalt. Figur 6 visar ett typiskt samband mellan K_{La} och luftflöde (Lindberg, 1997).



Figur 6 Figuren visar K_{La} som funktion av luftflöde. Lutningen på kurvan avtar med ökande luftflöde. Bilden är hämtad från Lindberg (1997).

Eftersom K_{La} beror av luftflödet kan parametern vid simuleringar även användas för att uttrycka energiförbrukning för luftningen (Ingildsen, 2002).

3.1.3 Syrehaltens inverkan på reningen

Syrehalten i den luftade bassängen är inte konstant utan varierar beroende på hur mycket syre som överförs från luften och hur mycket som förbrukas genom mikroorganismernas respiration. Dessutom sker ett flöde genom bassängen där inkommande vatten har betydligt lägre syrehalt än det syresatta vatten som lämnar bassängen. En sammanfattande massbalans för löst syre i en totalomblandad luftningsbassäng kan beskrivas enligt (Lindberg, 1997).

$$\frac{dy(t)}{dt} = \frac{Q(t)}{V} (y_{in}(t) - y(t)) + K_{La}(u(t))(y_{sat} - y(t)) - R(t) \quad (12)$$

där

$y(t)$ = aktuell syrehalt i vattenvolymen [g/m^3]

$y_{in}(t)$ = syrehalt i inflödet [g/m^3]

y_{sat} = mättnadshalt för syre i vattnet [g/m^3]

$u(t)$ = luftflöde in till vattenvolymen [g/m^3]

K_{La} = syreöverföringsfunktionen [1/h]

$Q(t)$ = avloppsvattenflöde [m^3/h]

V = volym avloppsvatten [m^3]

$R(t)$ = respirationshastighet (syreförbrukning) [g/m^3h]

Hur mycket syre som krävs för att uppnå viss rening beror av hur hårt belastad processen är, det vill säga mängd inkommande organiskt material och kväve.

Teoretiskt sätt är syrebehovet 4,57 mg syre per mg ammonium som omvandlas till nitrat (U.S. EPA, 2008). För att uppnå en god nitrifikationshastighet bör syrehalten i aktivslamprocessen hållas mellan 1,5 till 2,0 mg/l (Eckenfelder och Grau, 1992; Tchobanoglous m.fl., 2004). Nitrifierarnas aktivitet avtar om syrehalterna når under 0,5-0,7 mg/l och upphör helt vid koncentrationer ner under 0,2 mg/l (Wiig, 2012). En för låg syrehalt kan även försämra slammets sedimenteringsegenskaper eftersom sådana förhållanden gynnar filamentbildande bakterier (Tchobanoglous m.fl., 2004).

Det kan vara fördelaktigt för nitrifikationen att öka syrehalten över 2,0 mg/l men vid halter över 4,0 mg/l erhålls sällan någon signifikant förbättring av reningen medan driftskostnaderna ökar markant (Tchobanoglous m.fl., 2004).

3.2 REGULATORN

Den vanligaste regulatorn för styrning av såväl industriella processer som avloppsreningsprocesser är den så kallade PI-regulatorn (Carlsson och Hallin, 2010). En PI-regulator består av två delar; en proportionell, P, och en integrerande, I (ekvation 13). Styrsignalen, u , beräknas utifrån reglerfelet, e , det vill säga skillnaden mellan det önskade värdet för utsignalen, *börvärdet*, och uppmätt utsignal.

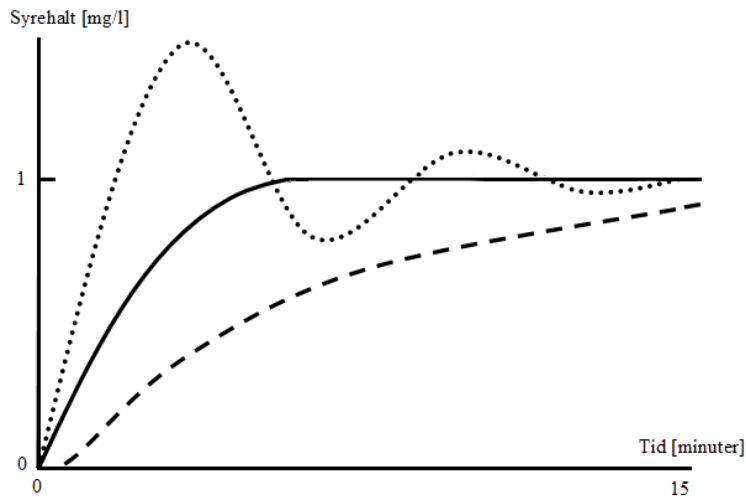
$$u(t) = K \left(e(t) + \frac{1}{T_i} \int_{t_0}^t e(\tau) d\tau \right) \quad (13)$$

där

- K = förstärkning
- T_i = integrationstid
- u = styrsignal
- e = reglerfel

3.2.1 Trimning av regulator

Beroende på hur parametrar i en regulator väljs kan dess styrförmåga justeras med avseende på snabbhet och stabilitet. Generellt gäller att en snabbare reglering minskar stabiliteten. Därför behövs en individuell avvägning mellan dessa egenskaper vid trimning av regulatorn. I en PI-regulator är det de två parametrarna K , och T_i som behöver ställas in. Förstärkningen, K , kan ökas för att få en snabbare respons på förändringar men detta kan leda till oscillationer (slängighet) i svaret (Carlsson och Hallin, 2010). Figur 7 visar hur olika inställningar på K påverkar resultatet av regleringen.



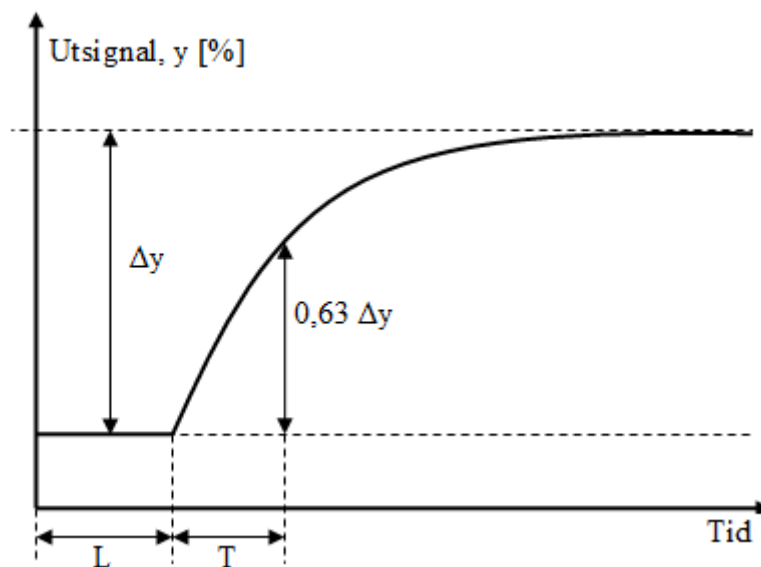
Figur 7 De tre graferna i figuren visar hur syrehalten förändras då börvärdet till regulatorm ändras i ett steg från 0 till 1. Den prickiga linjen har störst värde på förstärkningen, K , och den streckade linjen lägst värde på K . Den heldragna linjen visar ett godtagbart stegsvar. Figuren är modifierad från Carlsson och Hallin (2010).

Som ses i figur 7 ger ett ökat K en snabb respons men ett slängigt svar medan ett minskat värde på K ger ett stabilt men långsamt svar.

För integrationstiden, T_i , gäller att en ökning medför ett långsammare svar med mindre slängighet (Carlsson och Hallin, 2010).

Lambdametoden

Med lambdametoden används ett stegsvarsexperiment för att beräkna värden på K och T_i . Figur 8 visar ett stegsvar där tidskonstanten T är den tid det tar för utsignalen att nå 63 % av slutvärdet och dödtiden, L , är den tid det tar från att steget tas till att utsignalen reagerar. Integrationstiden T_i antas vanligen vara ungefär lika med tidskonstanten T .



Figur 8 Figuren visar hur utsignalen, y , svarat på ett steg i insignalen, u . Den tid som det tar från att steget tas till dess att utsignalen reagerar kallas dödtid och betecknas med L . T är den tid det tar för utsignalen att nå 63 procent av slutvärdet. Bilden är modifierad efter Carlsson och Hallin (2010).

För att beräkna K används förhållandet mellan förändringen i styrsignal, Δu , och förändringen i utsignal Δy som betecknas K_s , se ekvation 14. Parametern lambda, λ , beräknas genom att multiplicera en valbar konstant p med tidskonstanten T . Konstanten p väljs vanligen mellan 2 och 3 där ett lågt värde ger en ökning av regleringens snabbhet men även medför en ökad brus känslighet (Carlsson och Hallin, 2010).

$$K = \frac{T_i}{K_s(\lambda+L)} \quad (14)$$

där

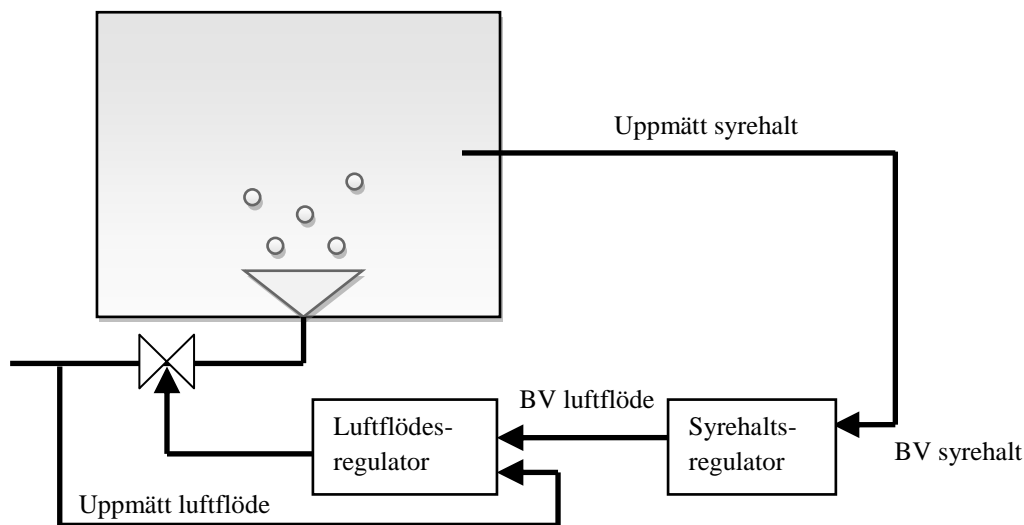
$$K_s = \frac{\Delta y}{\Delta u}$$

$$\lambda = p \cdot T$$

$$T_i = T$$

3.3 REGLERSYSTEM

Kaskadreglering är en vanlig reglerstrategi för att styra syrehalten i aktivslamprocessen. Grundprincipen är att seriekoppla två regulatorer; en överordnad regulator som beräknar börvärdet till en underordnad vilken sedan styr processen (Carlsson och Hallin, 2010). En schematisk bild över kaskadreglering av syrehalten i aktivslamprocessen visas i figur 9.

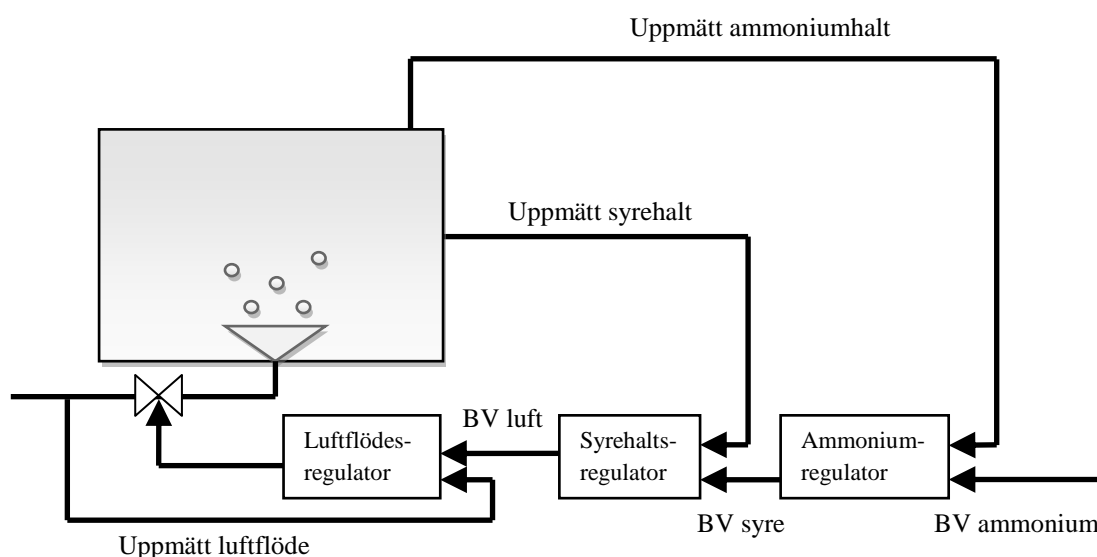


Figur 9 Principskiss över kaskadreglering av syrehalten i aktivslamprocessen. Uppmätt syrehalt skickas till syrehaltsregulatorn som beräknar ett börvärde (BV) för luftflödet. Luftflödesregulatorn jämför detta med det uppmätta luftflödet för att reglera ventilläget.

Den önskade syrehalten i bassängen väljs manuellt och skickas som börvärde till syrehaltsregulatorn. Utifrån skillnaden mellan börvärdet och den uppmätta syrehalten (reglerfelet) beräknar syrehaltsregulatorn ett börvärde för luftflödet som skickas till luftflödesregulatorn. På samma sätt men genom återkoppling från uppmätt luftflöde beräknas reglerfelet för luftflödet och luftflödesregulatorn justerar ventilläget.

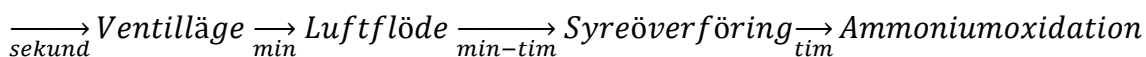
Regleringen sker här genom återkoppling från både syrehalten i bassängen och luftflödet genom ventilen. Detta gör att en störning i luftflödet snabbt kan upptäckas av den underordnade regulatorm vilken kan kompensera för detta innan syrehalten hinner påverkas. Kaskadreglering ger därigenom ofta en minskad inverkan av störningar på processen och en mer stabil reglering. För att regleringen ska fungera krävs dock att det finns signaler som går att mäta och att givare är pålitliga (Carlsson och Hallin, 2010).

Vid reglering av aktivslamprocessen genom återkoppling från utgående ammoniumkoncentration krävs ytterligare en reglerkrets med en ammoniumregulator, överordnad både syrehaltsregulatorn och luftflödesregulatorn, se figur 10.



Figur 10 Kaskadreglering av aktivslamprocessen genom ammoniumåterkoppling. Ett börvärde för utgående ammoniumkoncentration jämförs med uppmätt ammoniumkoncentration och ammoniumregulatorn beräknar ett börvärde (BV) för syrehalten. Uppmätt syrehalt skickas till syrehaltsregulatorn som beräknar ett börvärde för luftflödet och luftflödesregulatorn jämför detta med det uppmätta luftflödet för att reglera ventilläget.

De olika delprocesser som regulatorerna styr reagerar i olika tidsskala; en ändring i ventilläge sker på någon sekund, en ändring i luftflöde på några minuter och förändring av syrehalten på minut- till timbasis. Detta gör att den inre reglerkretsen som styr luftflödet måste vara snabbare än den överordnade regulatorm för syrehalten och långsammast måste ammoniumregulatorn vara (Åmand, muntl. 2012-01-17). De olika delprocesser som krävs vid ammoniumrening i aktivslamprocessen och respektive reaktionstid illustreras genom följande reaktionskedja.



Ju längre åt höger längs linjen regulatorn styr desto långsammare behöver den vara.

3.4 TIDIGARE STUDIER AV LUFTFLÖDESSTYRNING

Nedan ges en sammanfattning av ett antal tidigare genomförda studier av luftflödesstyrning för aktivslamprocessen. Den litteratur som studerats har behandlat både fullskaliga försök vid olika reningsverk och modellsimuleringar. Även de två tidigare examensarbeten som behandlat luftflödesstyrning vid Himmerfjärdsverket presenteras.

3.4.1 Fullskaleförsök

I en utvärdering av luftflödesstyrning genom fullskaleförsök på Källby avloppsreningsverk i Lund undersökte Ingildsen (2002) olika strategier för ammoniumreglering. Försöken inkluderade fyra varianter med både framkoppling (ammoniumgivare placerad i första luftade zonen) och återkoppling, dels från ammoniumhalten i den sista luftade zonen, dels återkoppling med givare placerad i utflödet från sedimenteringsbassängen. Studien visade att återkoppling från den sista luftade zonen var den strategi som styrde processen bäst med avseende på att hålla en viss utgående ammoniumkoncentration. Strategin medförde även en minskning av luftflödet med 10-15 % på grund av att perioder med utgående ammoniumkoncentrationer nära 0 mg/l kunde undvikas.

Även på Käppalaverket i Stockholm har fullskaleförsök visat att energibesparingar kan erhållas genom förändringar av luftflödesregleringen (Lundgren, 2011; Nordenborg, 2011; Thunberg, 2007). Reglerstrategierna zonvis syrehaltsreglering och ammoniumåterkoppling samt en kombination av dessa strategier utvärderades av Thunberg (2007) under hösten 2006. Strategierna jämfördes med den ursprungliga regleringen som var utformad för att skapa en jämn syrehalt i hela den luftade delen av bassängen genom zonvis nedtrappning av luftflödet. Försöken visade att den kombinerade strategin var bättre än de övriga två och gav en minskning av luftflödet med 18 % jämfört med tidigare reglering. Då syrehalten styrdes mot en avtagande syrehaltsprofil erhöles en minskning av luftflödet med 16 % och ammoniumåterkopplingen gav en minskning av luftflödet med 9 %. Samtliga strategier hade en ammoniumavskiljning kring 98-99 % av inkommande ammoniumkväve.

Vid fortsatta försök att förbättra luftflödesstyrningen vid Käppalaverket visades att det, jämfört med kombinerad ammoniumåterkoppling med zonvis reglerad syrehalt, är mer energieffektivt att hålla ett konstant luftflöde alternativt en konstant syrehalt i bassängen (Lundgren, 2011). Dessa strategier undersöktes i fullskala av Nordenborg (2011) och resultatet visade att åtgången volym luft per avskiljt ammoniumkväve var lägre jämfört med återkopplingsstrategin. Dock minskade regleringens stabilitet och kraftiga variationer i utgående kvävehalt erhöles.

3.4.2 Fullskaleförsök vid Himmerfjärdsverket

Vid Himmerfjärdsverket har två tidigare försök att optimera luftflödesstyrningen i nitrifikationsprocessen genomförts. Åfeldt (2011) har i en fullskalestudie undersökt hur zonvis reglering av syrehalten påverkar energiförbrukning och ammoniumrening jämfört med ursprunglig syrehaltsreglering där luftningen var densamma till hela

bassängen. Dessutom undersöktes om den zonvisa regleringen kunde åtgärda de höga syretoppar på upp till 10 mg/l som tidvis uppstod i slutet av de luftade bassängerna.

Utvärderingen visade att en implementering av den zonvisa regleringen i alla verkets nitrifikationsbassänger kan ge en energibesparing på minst 10 %. Studien visade även att genom separat reglering av syrehalten i de sista zonerna kan syretoppar minskas, dock lyckades inte tillräcklig rening uppnås under försöken på grund av begränsad luftflödeskapacitet.

Wiig (2012) genomförde vidare försök med zonvis syrehaltsreglering och test av ammoniumåterkoppling vid Himmerfjärdsverket. Försöken begränsades av att regulatorns integrationstid inte kunde ökas tillräckligt för att uppnå en långsam ammoniumåterkoppling. Resultat från reglering med konstanta syrehalter och snabb ammoniumåterkoppling visade dock att den mest energieffektiva strategin var konstanta syrehalter. För att undvika syretoppar i slutet av bassängen föreslår författaren att en stigande syrehaltsprofil bör användas.

Vrecko m.fl. (2006) har utvärderat luftflödesstyrning för aktivslamprocessen på en pilotanläggning vid Domžale-Kamnik avloppsreningsverk, Slovenien. De typer av reglering som testades var kaskadreglering med återkoppling från syrehalt respektive ammoniumhalt i slutet på den luftade bassängen och kaskadreglering med framkoppling från inkommande ammoniumkoncentration. Pilotförsöken visade att det genom återkoppling från utgående ammoniumhalt går att minska luftningen med 23 % jämfört med återkoppling från syrehalten och dessutom erhålla god rening av ammonium. Framkopplingen var den strategi som gav bäst resultat; toppar i utgående ammoniumkoncentration minskades och upp till 45 % mindre luft per avskiljd mängd ammoniumkväve krävdes jämfört med syrehaltsregleringen. Författarna påpekar dock att utvärderingsperioden är kort (totalt 15 dygn för de tre strategierna) och att längre försök krävs för att dra slutsatser om den ekonomiska förtjänsten med strategierna.

3.4.3 Simuleringsstudier

Åmand och Carlsson (2012) har i en simuleringsstudie undersökt hur luftflödesstyrning för en aktivslamprocess med nitrifikation kan optimeras genom ammoniumåterkoppling. Olika regulatorinställningar undersöktes och energiförbrukningen (i form av $K_L a$) jämfördes mot ett referensscenario med konstant syrehalt. Enligt studien är den optimala lösningen för minimal energiförbrukning en reglering som ger en liten variation i syrehalt över dygnet, vilket kan uppnås genom en långsam ammoniumåterkoppling. Studien visar även att ju mer inflödet varierar över dygnet desto större blir den energibesparing som kan erhållas med långsam ammoniumåterkoppling jämfört med då syrehalten hålls konstant.

Benchmark Simulation Model 2 (BSM2) (Jeppson m.fl., 2007) är en utveckling av BSM1 som beskriver aktivslamprocessen med fördenitrifikation, se beskrivning av BSM1 i avsnitt 5.1. BSM2 beskriver utöver aktivslambassängen och efterföljande sedimenteringsbassäng även förbehandling av avloppsvattnet och slamhantering. I BSM2 finns möjlighet att utvärdera processen övre längre tid (ett år) jämfört med

BSM1 (en vecka). Benedetti m.fl. (2010) har utfört simuleringar i BSM2 där kaskadreglering med ammoniumåterkoppling jämförts mot konstant syrehalt. I utvärderingen beaktades utgående koncentrationer av organiskt material och kväve (som viktades till ett värde) samt olika ekonomiska parametrar. Utöver detta togs även hänsyn till den tid som ammoniumhalten överskridit börvärdet. Resultatet visar att med ammoniumåterkoppling minskar ammoniumtoppar i utgående vatten genom att regulatorn ökar syrehalten vid hög belastning. Dessutom medför ammoniumåterkopplingen en minskad driftskostnad eftersom syrehalten sänks under lågbelastade perioder (då syrebehovet är lägre). Författarna menar att dessa två aspekter visar fördelen med reglering utifrån den parameter som är av intresse att styra, i det här fallet utgående ammoniumkoncentration, istället för en mellanliggande signal (syrehalt eller luftflöde).

Stare m.fl. (2007) har utvärderat en mer avancerad strategi med modellprediktiv reglering (MPC) av luftflödet till aktivslamprocessen. I studien jämfördes MPC mot enklare reglerstrategier. Utvärderingen baserades på modellsimuleringar i *Activated Sludge Model no. 1* (ASM1, se beskrivning i avsnitt 5.1) och den huvudsakliga utvärderingsparametern var driftskostnad. Den modellprediktiva regleringen hade tillgång till uppgifter om exakt modell för processen, alla uppmätta variabler och de störningar processen utsattes för. Därigenom erhöles ideal reglering. Övriga reglerstrategier använde mindre information om processen och hade inte lika komplexa algoritmer för regulatorn. Utifrån studiens resultat drar författarna slutsatsen att det endast är motiverat att använda den mer avancerade prediktiva regleringen om processen är utsatt för hög belastning eller vid mycket strikta krav på reningsresultatet. Jämfört med den ideala regleringen kan nästan samma driftskostnad uppnås med en återkoppling från nitratkoncentration och framkoppling från ammoniumkoncentration. För en verklig process anser författarna även att MPC ger ännu mindre nytta eftersom simuleringarna utförts med ideal reglering. I studien visas även att syrehaltsreglering är mindre effektivt än att styra luftningen utifrån uppmätt nitrat och ammonium. Dessutom visas att styrning från uppmätta nitrat- och ammoniumkoncentrationer gör regleringen mer anpassningsbar för olika driftsförhållanden.

4 HIMMERFJÄRDSVERKET

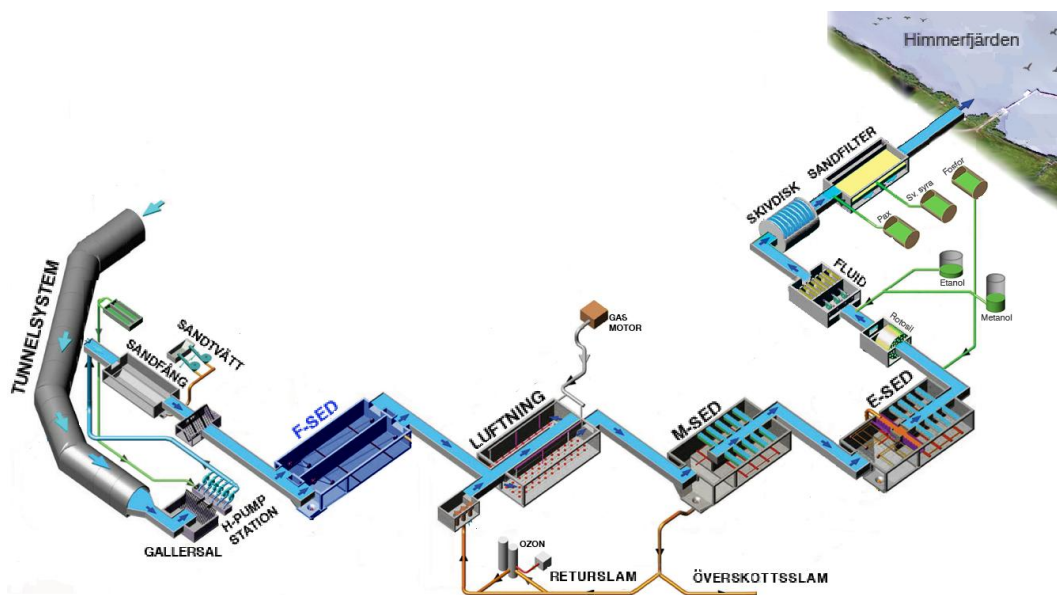
Himmerfjärdsverket ligger i Grödinge, söder om Stockholm, och i verket renas avloppsvatten från sydvästra Stockholmsregionen. Reningsverket har 290 000 anslutna personer och tar även emot vatten motsvarande 50 000 – 60 000 personekvivalenter (p.e.) från industrier (Syvab, 2011). Det kommunala aktiebolaget Syvab (Sydvästra Stockholmsregionens VA-verks Aktiebolag) driver Himmerfjärdsverket och ägs av bolagen Stockholm Vatten AB och Telge i Södertälje AB samt kommunerna Botkyrka, Salem, Nykvarn och Ekerö (Syvab, 2009).

Vid driftstarten 1974 fanns på Himmerfjärdsverket tre steg för att rena avloppsvattnet; ett mekaniskt, ett biologiskt och ett kemiskt för respektive avskiljning av rens, organiskt material och fosfor. Problemen med övergödning och algblomning i Östersjön har sedan dess medfört större krav på minskade utsläpp av både kväve och fosfor från reningsverk. Regeringen tog beslut om att införa specifika krav på kväverening för reningsverk längs Östersjöns kust under slutet på 1980-talet. På Himmerfjärdsverket genomfördes en första utbyggnad för kväverening i full skala som stod klar för drift 1988 (Winnfors, 2009). Sedan dess har en rad förändringar gjorts och reningsprocessen såsom den fungerar idag beskrivs nedan.

4.1 PROCESSUTFORMNING

Följande beskrivning av Himmerfjärdsverkets utformning och olika processer baseras på uppgifter från boken ”...och vid Himmerfjärden ligger Syvab” (Winnfors, 2009) och broschyren ”Vi värnar vårt vatten” (Syvab, 2009).

De reningsprocesser som avloppsvattnet går igenom visas översiktligt i figur 11.



Figur 11 Översiktlig bild av de reningsprocesser som avloppsvattnet genomgår på Himmerfjärdsverket. Inkommande vatten från tunnelsystemet når först en gällersal där större föremål avskiljs innan vattnet pumpas upp till marknivå. Därefter passerar vattnet i tur och ordning ett sandfång, fingaller och försedimenteringsbassängerna (F-SED), luftade bassänger för aktivslamprocessen, sedimentering i två steg (M-SED och E-SED), en fluidiserad bädd, skivdisk- och sandfilter innan det släpps ut i Himmerfjärden (Bild: Syvab internt, modifierad med tillstånd).

Vattnet rinner genom självfall till Himmerfjärdsverket i långa svagt sluttande tunnlar utsprängda i berggrunden. Tunnelsystemet är breddat närmast mynningen vid reningsverket vilket möjliggör lagring av vatten (upp till fem dygns normalflöde av inkommande avloppsvatten) om reningsverket av någon anledning, t.ex. driftstopp eller strömavbrott, inte skulle klara av att ta emot det. Det stora upptagningsområdet gör att vattnet transporteras i genomsnitt tre mil innan det når reningsverket, cirka åtta timmar efter att det spolats ner i avloppet. Genom att tunnelsystemet lutar når inkommande vatten reningsverket 54 meter under markytan.

För att skydda de pumpar som sedan ska pumpa vattnet upp till marknivå, passerar vattnet först ett grovgaller (20 mm spaltvidd) som avskiljer större föremål. En fällningskemikalie i form av järnsulfat tillsätts innan vattnet pumpas upp till markytan. Järnsulfatet används för att få fosfor i vattnet att bilda flockar som kan avskiljas i ett senare skede. Väl uppe i marknivå passerar vattnet genom ett sandfång och ett fingaller (2 mm spaltvidd) innan det når försedimenteringen där ungefär hälften av vattnets innehåll av fasta organiska föreningar och fosfor avskiljs genom sedimentation. Slammet pumpas vidare till bioreaktorer för att stabiliseras efter att det genomgått gravitationsförtjockning.

Det vatten som lämnar försedimenteringen leds till åtta parallella luftade bassänger för biologisk rening genom aktivslamprocessen. Vattnet blandas med bioslam för nedbrytning av löst organiskt material och fosfor samt biologisk kväverening genom nitrifikation. En mer utförlig beskrivning av detta reningssteg ges i avsnitt 4.3.

Efter de luftade bassängerna finns mellansedimenteringen där bioslammet avskiljs och pumpas tillbaka till de luftade bassängerna. En del av bioslammet, motsvarande den tillväxt av mikroorganismer som sker, pumpas som överskottsslam till en flotationsanläggning. I eftersedimenteringen avskiljs tertiärslammet som består av partiklar som inte hann avskiljas i mellansedimenteringen.

Det sista steget i den biologiska kvävereningen består av en fluidiserad bädd där denitrifikation sker genom bakterier som växer på sandkorn i en suspenderad bädd. I detta steg tillsätts en kolkälla i form av metanol och fosforsyra för att täcka bakteriernas behov av fosfor.

Vattnet filtreras i ett skivdiskfilter och leds vidare genom ett sandfilter innan det slutligen når utloppet 1 600 meter ut i Himmerfjärden.

4.2 BELASTNING OCH RENING

Inflödet till Himmerfjärdsverket är i medeltal 110 000 m³/d med en dygnsvariation mellan 77 000 - 211 000 m³/d (Syvab, 2011). Data över inflödets sammansättning visas i tabell 1. Medelkoncentration av inkommande ammonium är 22 mg/l medan belastningen av COD är ungefär 430 mg/l (Syvab, 2011).

Tabell 1 Himmerfjärdsverket belastning redovisat som årsmedelvärden (Syvab, 2011).

Mätparameter	Enhet	2011	2005-2011
Antal anslutna	p.e.	290 000	270 000
Inflöde, Q_{IN}	m ³ /d	110 000	108 000
BOD	mg/l	146	161
COD	mg/l	376	428
P-tot	mg/l	3,8	5,4
N-tot	mg/l	35	35
NH₄-N	mg/l	21	22

Vattnets uppehållstid i reningsverket är i genomsnitt 20 timmar (från inlopp till utlopp) och under den tiden har cirka 65 % av allt kväve, 95 % av fosfor och 97 % av det organiska materialet, BOD, avskiljts (Syvab, 2011). Tabell 2 visar värden för utgående koncentrationer från Himmerfjärdsverket. Medelvärdet för utgående ammoniumkoncentration är 2,4 mg/l. Detta motsvarar en reduktionsgrad på 90 % av inkommande ammonium.

Tabell 2 Utgående koncentrationer av organiskt material (BOD och COD), totalfosfor (P-tot), totalkväve (N-tot) och ammoniumkväve (NH₄-N) från Himmerfjärdsverket redovisat som årsmedelvärde för 2011 (Syvab, 2011) samt utsläppsvillkor som årsmedelvärden (Syvab, 2009).

Mätparameter	Enhet	2011	2005-2011	Villkor (årsmedel)
BOD	mg/l	6,6	5,3	8
COD	mg/l	39	36	70
P-tot	mg/l	0,36	0,34	0,5
N-tot	mg/l	8,1	12,1	10
NH₄-N	mg/l	2,3	2,4	

De utsläppsvillkor som finns för organiskt material (BOD och COD), totalfosfor (P-tot) och totalkväve (N-tot) är angivna för medelkoncentration över ett år och visas i tabell 2. Utöver dessa villkor finns även kvartalsvisa riktvärden för utgående koncentration av BOD.

För utsläpp av totalkväve är gränsen 10 mg/l (Syvab, 2011). Utgående ammoniumkoncentration regleras inte av något specifikt gränsvärde men på Himmerfjärdsverket finns ett internt mål att ammoniumkoncentrationen ut från nitrifikationsbassängerna inte ska överskrida 4 mg/l.

4.3 ENERGIFÖRBRUKNING

Energiförbrukningen på Himmerfjärdsverket går till drift av reningsprocesserna, pumpning av vatten och uppvärmning. Hur energiförbrukningen fördelas mellan el, olja och gas visas i tabell 3. Den totala energiförbrukning under 2011 var 37,5 GWh varav 63 % var elenergi (Syvab, 2011).

Tabell 3 Energiförbrukning på årsbasis vid Himmerfjärdsverket.

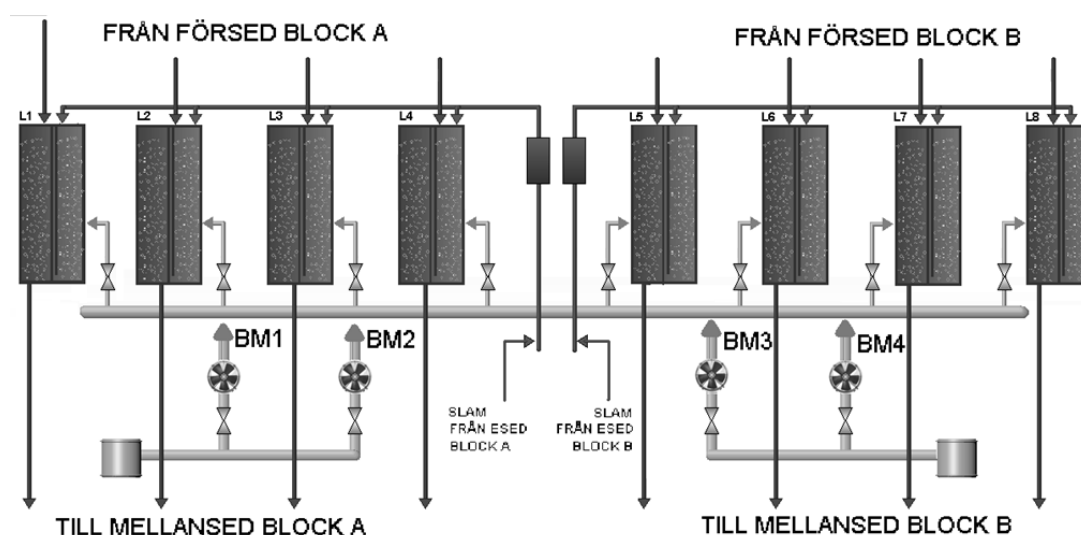
Energikälla	Enhet	2011	2005-2011
El (varav åtgått till luftning)	MWh	26 000 (3 300)	24 100 (4 600)
Olja	MWh	0	108
Gas	MWh	15 100	15 900
Totalt	MWh	41 100	40 200

Sedan 2005 har luftningen i genomsnitt stått för 19 % av Himmerfjärdsverkets totala elenergiförbrukning. Under 2011 förbrukades mer energi totalt dock åtgick mindre elenergi för luftning (13 % av totala elenergiförbrukningen).

Gasenergin som förbrukas vid Himmerfjärdsverket kommer från egenproducerad biogas som framställs genom rötning av slam och externt material. En del av gasen används till den gasmotor som förser de luftade bassängerna med majoriteten av dess luftflöde. Denna gasmotor har varit i drift sedan 2008 och sedan dess har förbrukningen av elenergi för luftning minskat (Fors, 2008). Av de 6,54 MNm³ biogas som producerades under 2011 användes 23 % till gasmotorn, vilket motsvarar 1,5 MNm³ biogas där metaninnehållet var ungefär 60-65 %. Totalt utnyttjades 37 % av den producerade biogasen internt. Övrig biogas förädlades till fordonsgas (57 %) eller facklades (6 %) (Syvab, 2011).

4.4 NITRIFIKATIONSBASSÄNGER

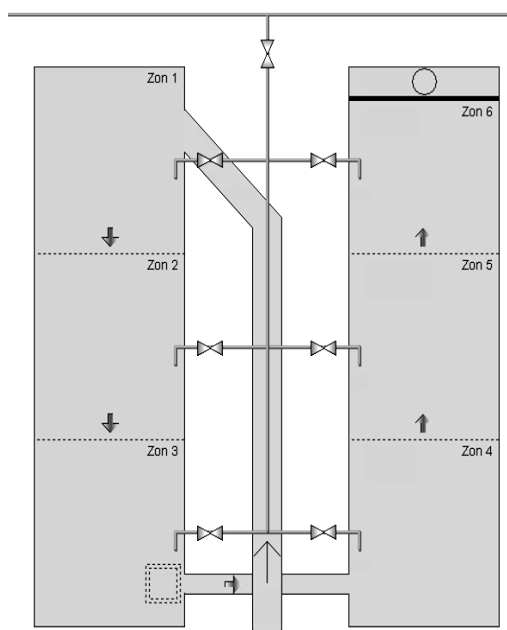
På Himmerfjärdsverket finns åtta parallella linjer för aktivslamprocessen, se figur 12. För att generera luftflödet till bassängerna finns fyra eldrivna blåsmaskiner och en gasmotordriven blåsmaskin.



Figur 12 Bassängblocket för aktivslamprocessen på Himmerfjärdsverket. Totalt finns åtta parallella linjer uppdelade i block A och block B. För att förse bassängerna med luft finns fyra eldrivna blåsmaskiner (BM) samt en gasmotordriven blåsmaskin (visas ej i bilden). Luftflödet kan regleras genom separata ventiler för varje linje (Bild: Syvab internt, modifierad med tillstånd).

Eftersom gasmotorn drivs av egenproducerad biogas används den i så stor utsträckning som möjligt framför de eldrivna blåsmaskinerna. Detta innebär att alla eldrivna blåsmaskiner inte behöver vara igång under normala förhållanden, men finns i beredskap om något fel skulle uppstå med gasmotorn.

Varje linje är indelad i sex luftade zoner, tre på var sida om inflödeskanalen i mitten, se figur 13. Mellan zon 3 och 4 passerar vattnet genom ett schakt under inkommande flöde. Varje zon är cirka 16 meter lång och 6 meter bred. Den luftade volymen är omkring 2 700 kubikmeter per linje (Syvab, 2009).



Figur 13 Utformning av de luftade bassängerna på Himmerfjärdsverket. Varje luftad bassäng är indelad i sex zoner, ca 16 x 6 meter, med tre zoner på var sida om inflödet i mitten vilket ger ett u-format flöde (Bild: Syvab internt, modifierad med tillstånd).

Vattnet luftas med Flygt Sanitaire tallriksluftare som är monterade i botten av bassängerna. Antalet installerade dysor är störst i bassängens första zon och är färre mot slutet av bassängen. Varje dysa kräver ett minsta luftflöde på 1,5 Nm³/h för att inte sättas igen av slammet (Wiig, 2012). Detta medför en undre begränsning i regleringen av luftflödet. Antalet dysor och motsvarande minsta tillåtna luftflöde per zon visas i tabell 4.

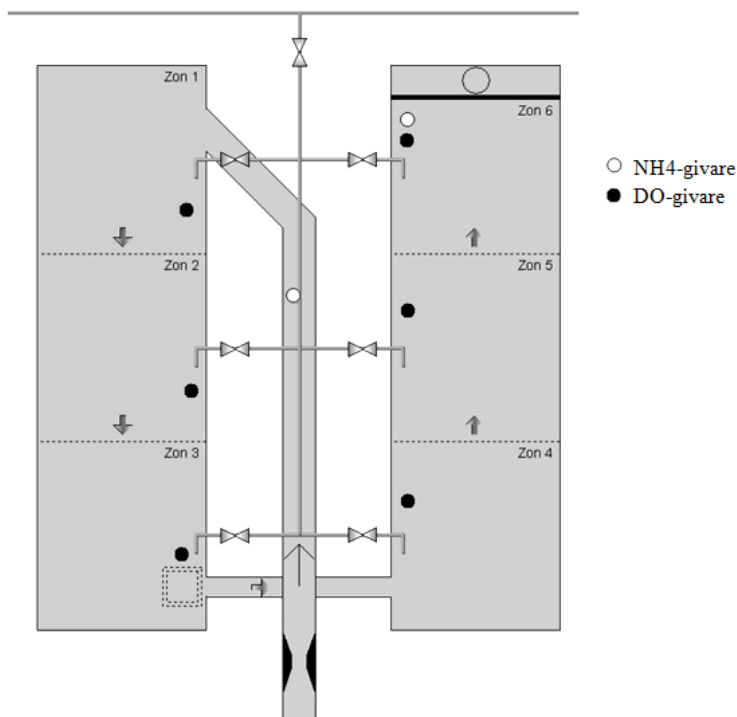
Tabell 4 Antal dysor och minsta tillåtna luftflöde (min Qluft) som krävs (för att dysorna inte ska sätta igen, beräknat utifrån att varje dysa kräver ett minsta luftflöde på 1,5 Nm³/h) per zon i luftningsbassängerna.

Zon	Antal dysor	Min Qluft (Nm ³ /h)
1	343	514,5
2	295	442,5
3	222	333,0
4	185	277,5
5	149	223,5
6	135	202,5

Varje linje är utrustad med två syrehaltsgivare placerade i zon 2 och zon 6, samt en luftflödesgivare vid reglerventilen in till respektive linje. Luftningen styrs genom kaskadreglering med en syrehaltsregulator och en luftflödesregulator. Återkoppling till syrehaltsregulatorn sker från syrehalten i början av respektive bassäng med undantag för linje 3 som är försökslinje för test av olika reglerstrategier.

4.4.1 Försökslinje

Under 2010 byggdes linje 3 om för att kunna användas som försökslinje vid test av olika reglerstrategier för luftningen. Nya luftflödesventiler installerades, en i varje zon, för att möjliggöra luftflödesreglering separat för varje zon, jämför utformningen i övriga linjer där en ventil styr luftflödet till alla zoner. Efter installationen av de nya ventilerna justerades läget för den ventil som reglerar inflödet till hela linjen så att den hålls helt öppen. Försökslinjen har även utrustats med fler givare för luftflöde, ammonium och syrehalt, antal och placering visas i figur 14.

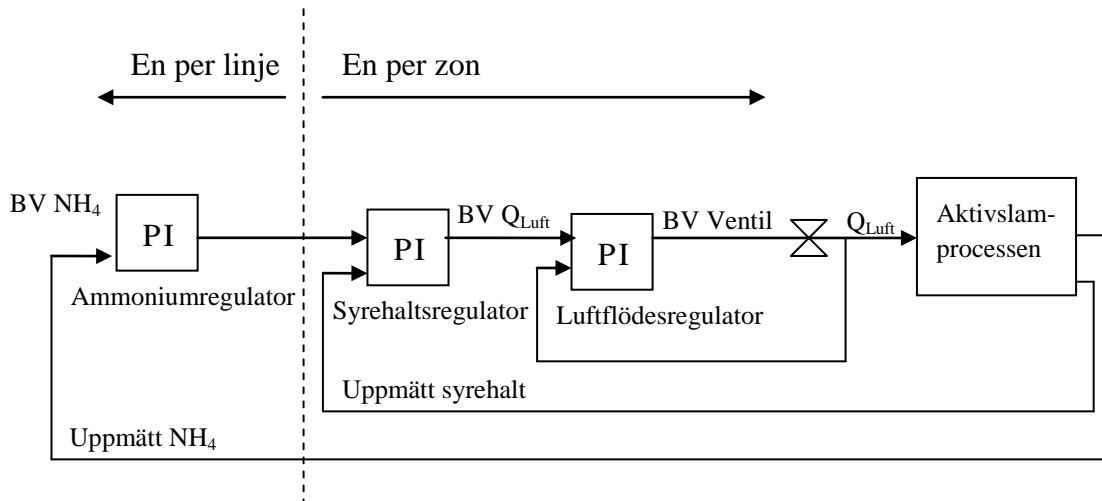


Figur 14 Placering av givare för syrehalt (DO) och ammonium (NH_4) i försökslinjen. Varje zon har en syrehaltsgivare. I inloppet och i slutet på zon 6 finns ammoniumgivare. I zon 3-6 finns även luftflödesgivare (Bild: Syvab internt, modifierad med tillstånd).

För att kunna använda linje 4 som referens vid olika utvärderingar i försökslinjen har även en ammoniumgivare installerats i slutet av linje 4 (fortsättningsvis kallad referenslinjen).

Tanken att det kan vara fördelaktigt att reglera bassängens zoner separat baseras på att olika syrehalt behövs i olika delar av bassängen eftersom belastningen är störst vid inloppet och avtar allteftersom den mikrobiologiska nedbrytningen pågår.

För att reglera luftflödesventilerna i försökslinjen finns för varje zon en luftflödesregulator och en syrehaltsregulator. Utöver dessa finns även en överordnad ammoniumregulator som kan kopplas in. Figur 15 visar hur reglersystemet för försökslinjen är uppbyggt. I zon 1 och zon 2 har luftflödesgivarna avlägsnats då det upptäcktes att det maximala luftflödet in till dessa zoner minskade efter installationen av givarna (Åfeldt, 2011). Detta innebär att ventilläget i dessa zoner inte kan styras genom återkoppling från luftflödet utan syrehaltsregulatorn styr ventilen direkt.



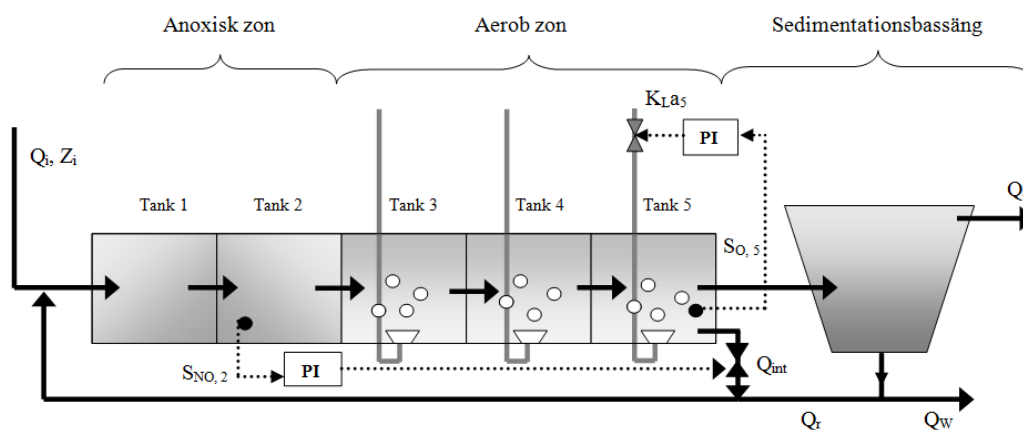
Figur 15 Schematisk bild över hur reglersystemet är utformat för försökslinjen på Himmerfjärdsverket. För de sex zonerna finns varsin luftflödesregulator och syrehaltsregulator, till höger om den streckade linjen. Dessutom finns en ammoniumregulator med återkoppling från ammoniumkoncentrationen i slutet av zon 6, vänster om den streckade linjen. För zon 1 och zon 2 styrs ventilläget direkt av syrehaltsregulatorn eftersom det inte längre finns några luftflödesgivare i dessa zoner.

5 SIMULERINGSSTUDIE

5.1 BESKRIVNING AV ANVÄND MODELL

Benchmark Simulation Model No 1 (BSM1; Alex m.fl., 2008) är en simuleringsmodell som beskriver aktivslamprocessen med fördenitrifikation. Den standardiserade modellen har tagits fram för att kunna simulera processen med olika reglerstrategier och möjliggöra mer rättvisa jämförelser mellan olika studier.

I sin grundutformning består BSM1 av fem bassänger i serie varav de två första är anoxiska och de övriga tre är luftade, se figur 16. Modellen inkluderar även en sedimentationsbassäng efter den sista luftade zonen. Luftningen av de två första aeroba bassängerna (tank 3 och 4) sker med ett konstant luftflöde (i modellen anges luftningen i form av $K_L a_5$) medan den femte bassängens luftflöde styrs av en PI-regulator genom återkoppling från syrehalten i bassängen, $S_{O,5}$. Internrecirkulationen, Q_{int} , styrs av en annan PI-regulator med återkoppling från nitrathalten, $S_{NO,2}$, i den andra anoxiska bassängen.



Figur 16 Schematisk bild över grundutformningen av BSM1, modifierad efter Alex, m.fl. (2008).

De biologiska processerna i reningssteget beskrivs av Activated Sludge Model No 1 (ASM1; Henze m.fl., 1987) som är en matematisk modell över oxidation av BOD, nitrifikation och denitrifikation i aeroba och anoxiska miljöer. I ASM1 beräknas förändringen av 13 tillståndsvariabler, se tabell 5, som representerar tillväxt av olika mikroorganismer och förekomst av olika typer av organiskt material, kväveformer samt syrehalt och alkalinitet i vattnet.

Tabell 5 Tillståndsvariabler i ASM1 (Alex, m.fl., 2008).

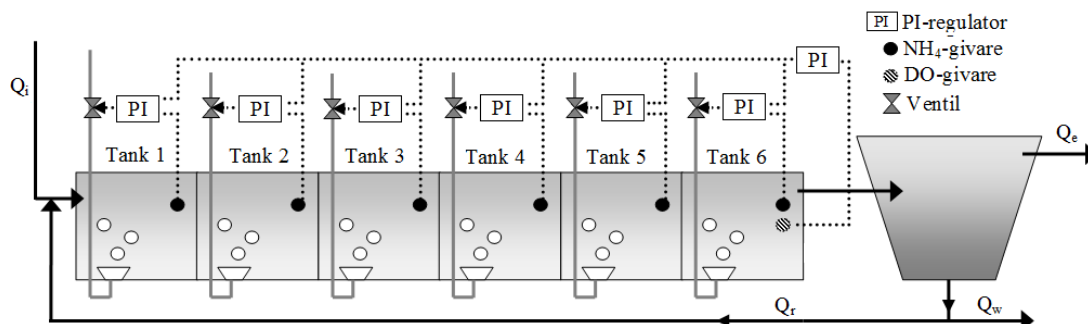
Definition	Beteckning
Löst inert organiskt material	S_I
Lättillgängligt biologiskt nedbrytbart substrat	S_S
Partikulärt inert organiskt material	X_I
Långsamt biologiskt nedbrytbart substrat	X_S
Aktiv heterotrof biomassa	$X_{B,H}$
Aktiv autotrof biomassa	$X_{B,A}$
Partikulära produkter från endogen respiration	X_P
Syrehalt	S_O
Nitrit- och nitratkväve (NO_2^- , NO_3^-)	S_{NO}
Ammoniak- och ammoniumkväve (NH_3 , NH_4^+)	S_{NH}
Löst biologiskt nedbrytbart organiskt kväve	S_{ND}
Partikulärt biologiskt nedbrytbart organiskt kväve	X_{ND}
Alkalinitet	S_{ALK}

För simuleringarna krävs indata motsvarande ett inflöde till processen. Till BSM1 medföljer fyra typer av inflöden; konstant inflöde, inflöde vid torrt väder, regnigt väder och vid storm. De indata som modellen behöver är utöver tillståndsvariablerna i tabell 5 även tid och inflöde av avloppsvatten.

5.2 METOD SIMULERINGSSTUDIE

För utvärdering av olika reglerstrategier användes en implementering av BSM1 i Matlab/Simulink. Modellen byggdes om för att likna försökslinjen på Himmerfjärdsverket. Sex aeroba bassänger i serie skapades med varsin syrehaltsregulator av typen PI, jämför zon 5 i figur 16. Antalet bassänger valdes dels på grund av att samma antal zoner finns i försökslinjen, dels för att få en representativ kombination av omblandning och pluggflöde (jämn förskjutning av vattenvolym i flödesriktningen). I modellen är varje bassäng totalomblandad och bassänger i serie ger ett pluggflöde. De anoxiska bassängerna och tillhörande internrecirkulation i ursprungliga BSM1 avlägsnades från systemet eftersom endast nitrifikationen skulle simuleras. Alla givare behölls som i ursprungliga modellen (givare i klass A) men utan mätbrus och ställdon antogs uppträda idealt.

För att även kunna testa ammoniumåterkoppling skapades ytterligare en PI-regulator överordnad alla syrehaltsregulatorer. Styrsignalen från ammoniumregulatorn skickades som börvärde till de sex syrehaltsregulatorerna. En schematisk bild över processen i den modifierade utformningen visas i figur 17.



Figur 17 Schematisk skiss över BSM1-modellen efter den byggts om för att likna försökslinjen på Himmerfjärdsverket. Modellen inkluderade sex luftade bassänger med varsin syrehaltsgivare och regulator samt en överordnad ammoniumregulator och en ammoniumgivare i den sjätte bassängen.

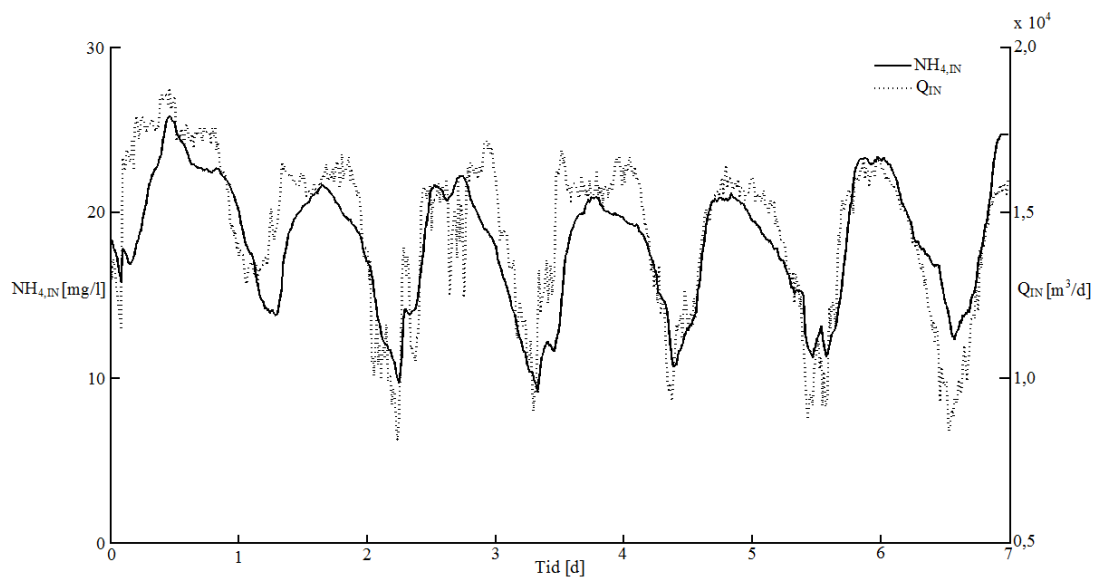
Värden för de modellparametrar i ASM1 som ändrades från ursprungliga inställningar visas i tabell 6.

Tabell 6 Värden för modellparametrar i ASM1 som ändrades.

Parameter		
Luftad volym	450	[m ³ /zon]
Q_r	7968	[m ³ /d]
Q_w	90	[m ³ /d]
K_{OA}	1,0	[g (-COD)/m ³]

Konstanten K_{OA} används i modellen för beräkning av hur autotrofa bakteriers tillväxt påverkas av syrehalten, där ett högre värde ger långsammare tillväxt. Med det ursprungliga värdet på 0,4 erhöles tillfredställande rening vid betydligt lägre syrehalter än vad som krävs på Himmerfjärdsverket. För att få upp syrehalten vid simuleringarna ökades därför K_{OA} till 1,0.

En veckoprofil över inflöde (Q_{in}) och inkommande ammoniumhalt ($NH_{4,in}$) motsvarande förhållandena på Himmerfjärdsverket användes som indata vid simuleringarna. Under den tid som denna studie pågick följde inte inflödet någon typisk dygns- eller veckoprofil. Dessutom visade givaren för inkommande ammonium värden som avvek mycket från halter erhållna vid laboratorieanalys. Av dessa anledningar användes fyra veckor i september 2011, som alla hade liknande veckoprofil, för att skapa indata till simuleringarna. Ett medelvärde för de fyra veckorna fick ge form åt själva profilen som sedan skalades om för att respektive medelvärde skulle stämma med försöksperiodens inflöde och inkommande ammonium. Den veckoprofil som användes visas i figur 18. Övriga inparametrar hämtades från inflödesfilen för torrt väder som finns i BSM1.



Figur 18 Veckoprofil över inflöde och inkommande ammonium. Profilen användes som indata till BSM1.

En simulering över 150 dygn med konstant inflöde gav stationära värden på tillståndvariablerna i ASM1 i varje aerob bassäng. Dessa användes sedan som initialtillstånd vid försök med olika reglerstrategier. För varje strategi simulerades processen under 28 dygn och den sista veckan användes för utvärdering.

För att undersöka energieffektiviteten hos olika reglerstrategier valdes inställningar som gav likvärdigt reningsresultat. Reningsresultatet beräknades som ett icke flödesproportionellt medelvärde av utgående ammoniumkoncentration. Nedan listas de reglerstrategier som testades, för regulatorinställningar och börvärden se appendix F.

- Konstant K_{La}
- Konstant syrehalt
- Långsam ammoniumåterkoppling
- Snabb ammoniumåterkoppling

Eftersom K_{La} i modellen motsvarar luftflöde valdes denna parameter för att beskriva energiförbrukningen. Vid utvärdering av strategierna jämfördes totalt K_{La} och utgående ammoniumkoncentration för att bedöma reglerstrategiernas energieffektivitet.

För att undersöka hur processen och regleringen påverkas av luftflödesbegränsningar och om det är möjligt att minska syretoppar i linjens sista zoner genom en stigande syrehaltsprofil sattes övre och undre gränsvärden för K_{La} enligt tabell 7. Olika syrehaltsprofiler simulerades med samma begränsning på K_{La} och effekten på syretoppar och reningsgraden jämfördes.

Tabell 7 Gränser för K_{La} (1/h) som användes vid simulering för att erhålla liknande syrehalter som vid Himmerfjärdsverket.

K_{La}-begränsning [1/h]	Zon 1	Zon 2	Zon 3	Zon 4	Zon 5	Zon 6
Max	340	340	200	180	340	340
Min	120	120	120	120	120	120

De reglerstrategier som testades vid simulering med begränsning på K_{La} var:

- Konstant luftflöde
- Konstant syrehalt (jämn profil)
- Stigande syrehaltsprofil
- Avtagande syrehaltsprofil
- Långsam ammoniumåterkoppling
- Snabb ammoniumåterkoppling

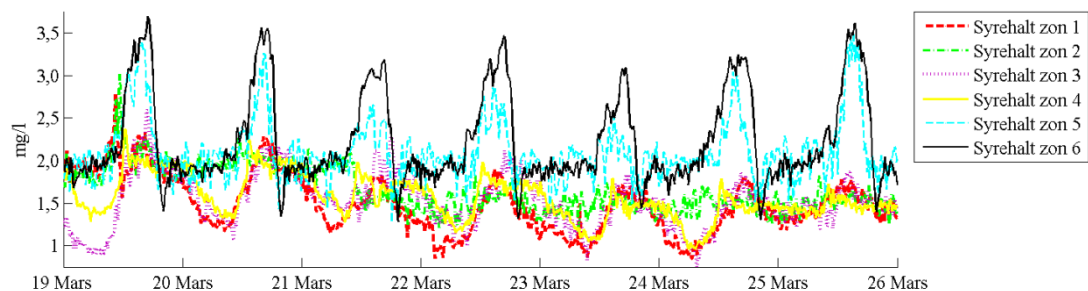
Regulatorinställningar och börvärden för respektive strategi återfinns i appendix G.

Jämförelsen baserades på en rangordning av reglerstrategierna med avseende på energiförbrukning per mängd avskilt ammoniumkväve för att användas som grund inför försöken i full skala.

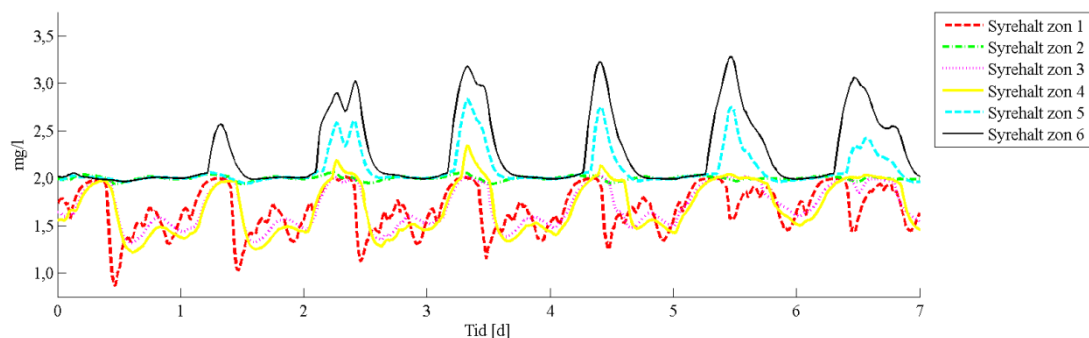
5.3 RESULTAT SIMULERINGSSTUDIE

5.3.1 Modellkalibrering

Begränsningar på K_{La} medförde att syrehalterna följde samma tendens till syretoppar i de sista zonerna som processen på Himmerfjärdsverket uppvisar, se figur 19 och figur 20. Begränsningarna medförde att syretoppar uppstod i linjens sista zoner medan syrehalten i zon 1, 3 och 4 under den högbelastade delen av dygnet inte lyckas nå upp till börvärdet.



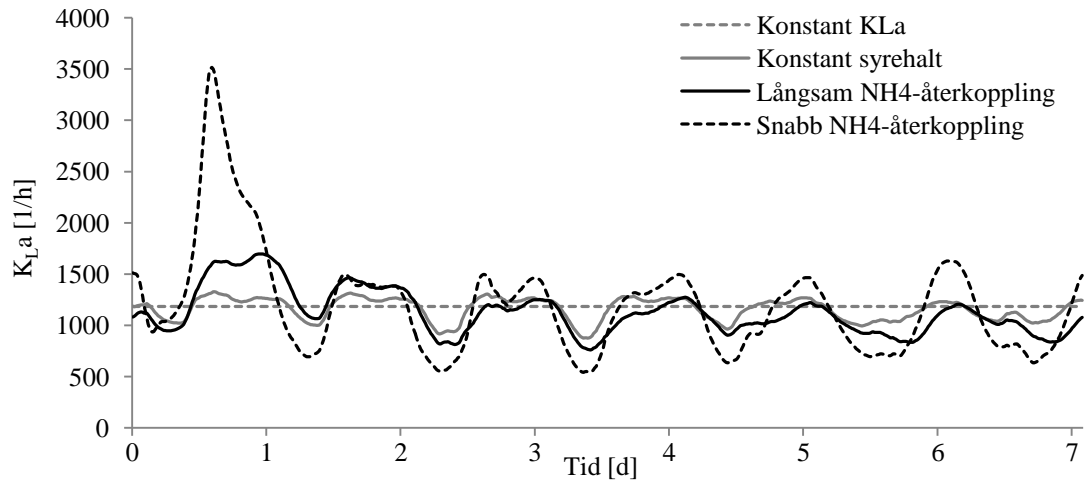
Figur 19 Uppmätta syrehalter i zon 1–6 mellan den 19-25 mars 2012. I zon 5 och 6 (turkos respektive svart linje) uppstod syretoppar dagtid, då belastningen är låg. I zon 1, 3 och 4 (röd, rosa och gul linje) finns tendens att syrehalten går under 1,5 mg/l vilket var det lägsta börvärdet i dessa zoner, se börvärden för veckan i tabell 10.



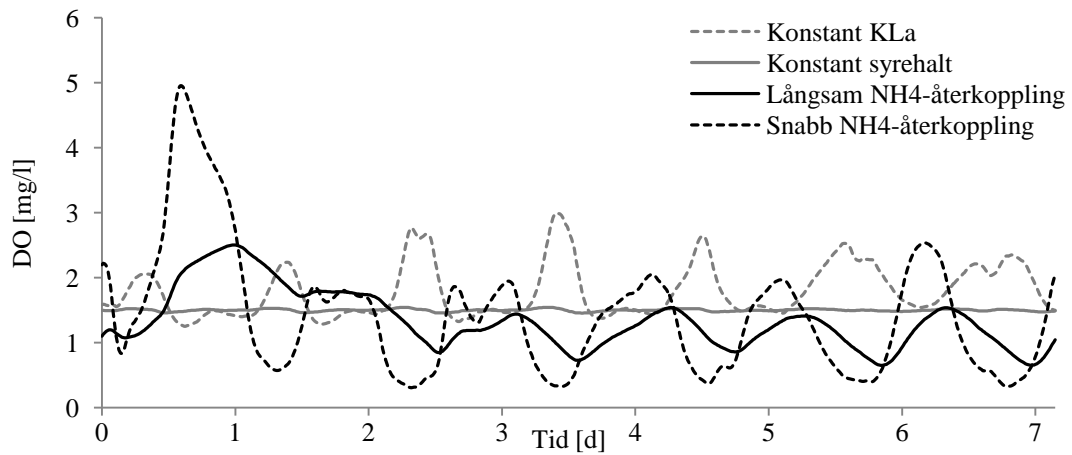
Figur 20 Simulerade syrehalter i zon 1–6 under en vecka. Börvärdet för syrehalterna var satt till 2,0 mg/l i alla zoner. Syretoppar uppträder i zon 5 och 6 (turkos respektive svart linje) och syrehalterna i zon 1, 3 och 4 (röd, rosa och gul linje) sjunker under 1,5 mg/l under vissa delar av dygnet.

5.3.2 Försök utan begränsning på maximalt K_{La}

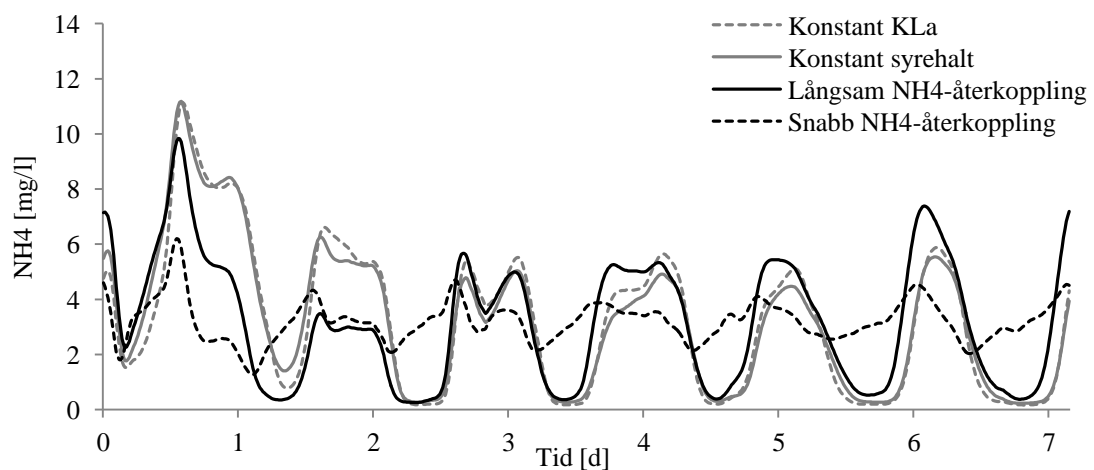
Simuleringsresultat för totalt K_{La} , syrehalt och utgående ammoniumhalt under en vecka visas i figur 21, 22 och 23.



Figur 21 Totalt K_{La} vid simulering med olika reglerstrategier under en vecka.



Figur 22 Medelvärde av syrehalten i de sex zonerna vid simulering med olika reglerstrategier under en vecka.



Figur 23 Ammoniumkoncentration i zon 6 vid simulering med olika reglerstrategier under en vecka.

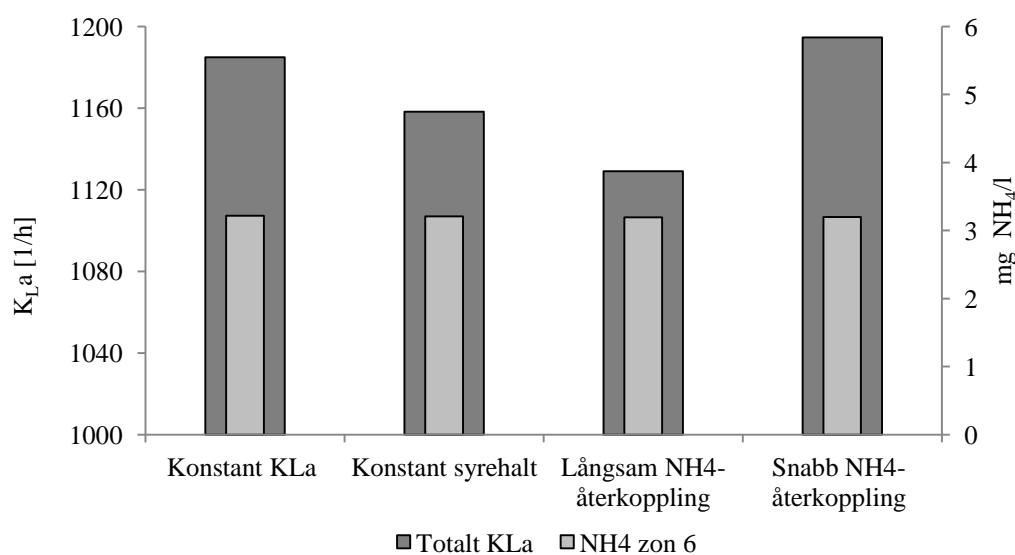
Vid reglering genom konstant K_{La} erhöles syretoppar under lågbelastade perioder, jämför toppar i figur 22 med låg utgående ammoniumkoncentration i figur 23, och stora variationer i utgående ammoniumhalt. För att hålla en konstant syrehalt krävdes viss

dygnsvariation av K_{La} och även denna strategi medförde att reningsresultatet varierade mycket beroende på belastning.

Snabb ammoniumåterkoppling var den strategi som höll jämnast utgående ammoniumhalt och koncentrationen sjönk aldrig under 1 mg/l. Dock krävdes stor variation i K_{La} vilket avspeglade sig på syrehalten, se dygnsvariationer i figur 22 och 24.

Både snabb och långsam ammoniumåterkoppling medförde att syrehalten sänktes under lågbelastade perioder. Dock reagerade syrehalten svagare och med viss fördröjning då den långsamma återkopplingen tillämpades. Jämför strategiernas syrehalt i figur 22 under perioder med låg ammoniumhalt i figur 23. Syrehaltens dygnsprofil vid ammoniumåterkoppling är helt omvänd den profil som erhöles vid konstant K_{La} .

Lägst totalt K_{La} (summan för alla sex zoner) erhöles vid långsam ammoniumåterkoppling, se figur 24. Samtliga strategier hade ett medelvärde för utgående ammoniumkoncentration på 3,2 mg/l. Reglering genom snabb ammoniumåterkoppling och konstant K_{La} var de strategier som krävde högst totalt K_{La} .



Figur 24 Totalt förbrukad K_{La} vid simulering utan begränsning på maximalt K_{La} .

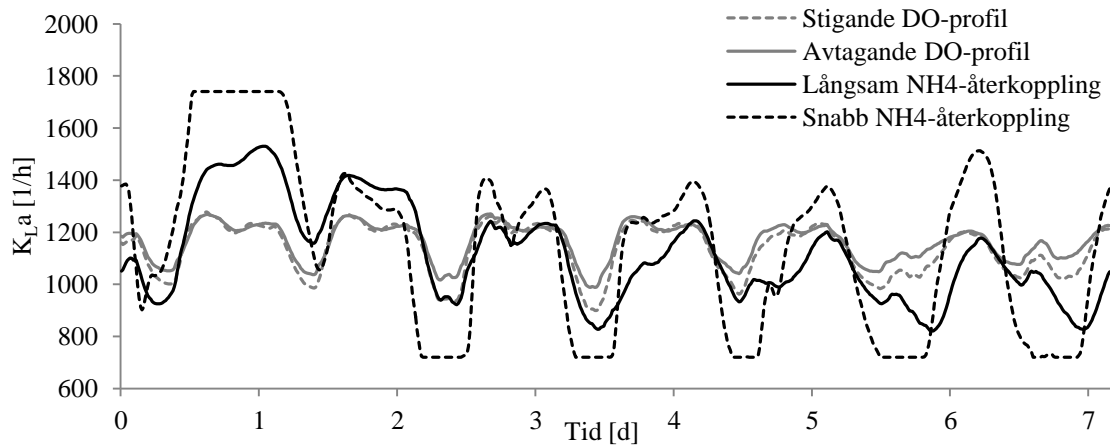
Den långsamma ammoniumåterkopplingen förbrukade även minst K_{La} per kilogram avskilt ammoniumkväve (tabell 8). Snabb ammoniumåterkoppling var den strategi som krävde mest K_{La} för att uppnå samma ammoniumavskiljning som övriga strategier.

Tabell 8 Energieffektivitet; K_{La} per kilogram avskilt ammoniumkväve.

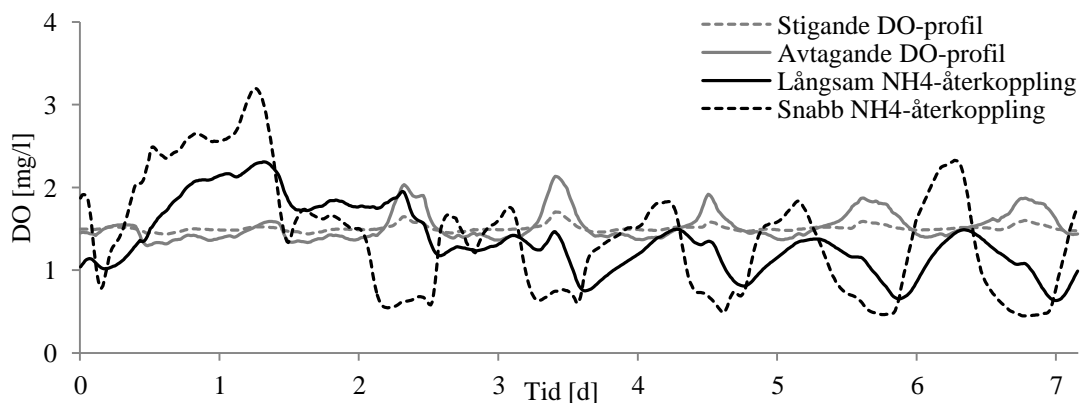
Strategi	K_{La} /kg NH_4 -N-red
Konstant K_{La}	5,52
Konstant syrehalt	5,39
Långsam NH_4-återkoppling	5,25
Snabb NH_4-återkoppling	5,55

5.3.3 Försök med begränsning på K_{La}

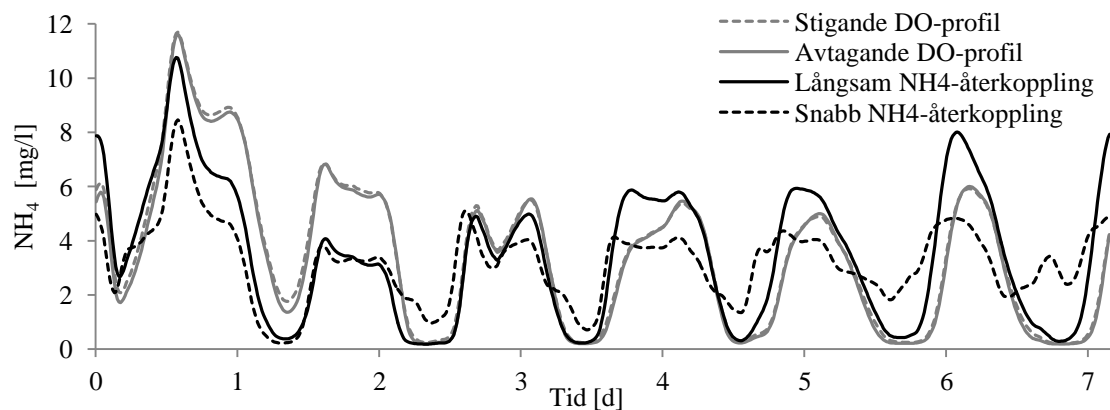
Simuleringsresultat för totalt K_{La} , medelvärde av zonernas syrehalt och utgående ammoniumhalt under en vecka med stigande och avtagande syrehaltsprofil (DO-profil) samt snabb och långsam ammoniumåterkoppling (NH_4 -återkoppling) visas i figur 25, 26 och 27. Endast vid snabba ammoniumåterkoppling påverkades totalt K_{La} märkbart av undre begränsningar på K_{La} (figur 25).



Figur 25 Totalt K_{La} för olika reglerstrategier under en vecka vid simulering av luftflödesbegränsningar.

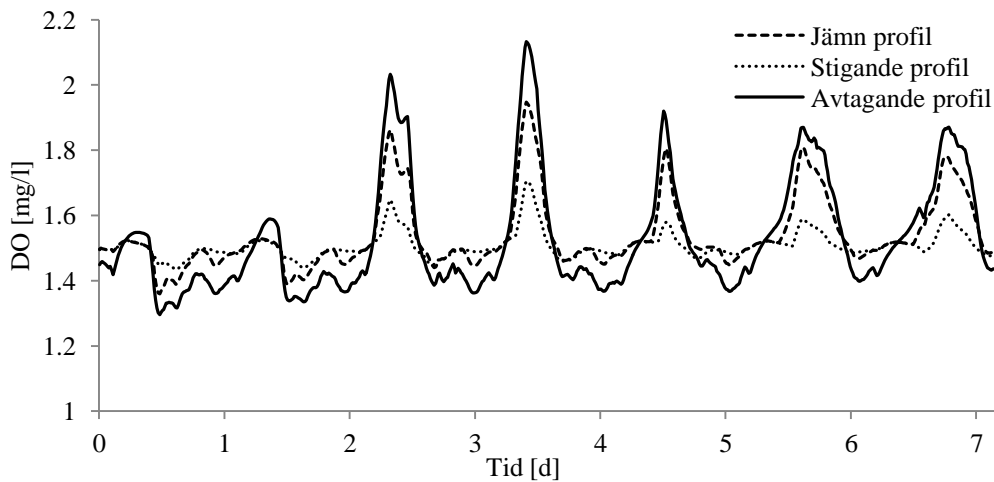


Figur 26 Medelvärde av zonernas syrehalt under en vecka vid reglering med olika strategier och simulering av luftflödesbegränsningar.



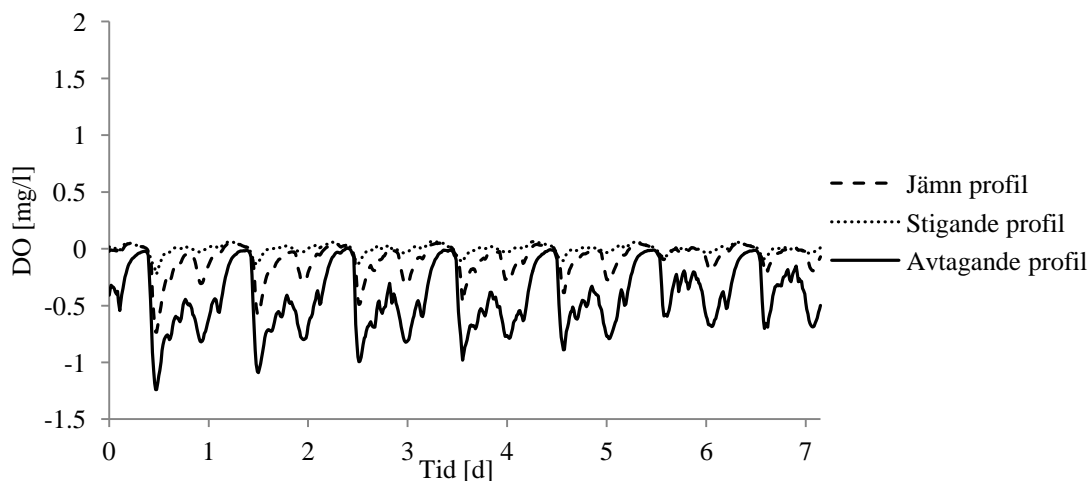
Figur 27 Utgående ammoniumkoncentration under en vecka vid reglering med olika strategier och simulering av luftflödesbegränsningar.

Medelkoncentrationen av syre i de sex zonerna vid simulering under en vecka med strategierna, jämn, stigande och avtagande syrehaltsprofil visas i figur 28. Den stigande profilen minskade syretopparna jämfört med en jämn profil, medan en avtagande profil istället medförde ökade syretoppar.

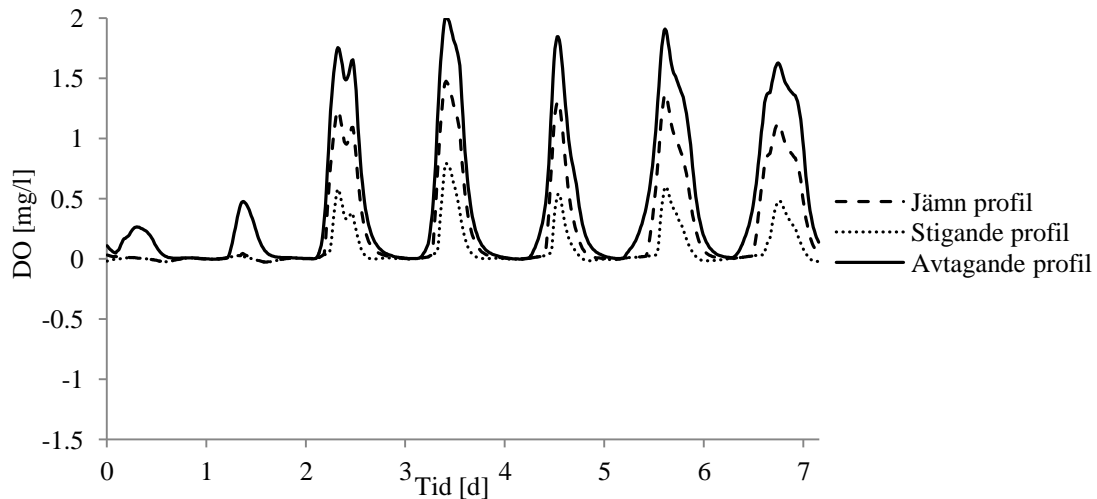


Figur 28 Syrehalt som medelvärde över alla zoner under en vecka vid reglering med olika syrehaltsprofiler och begränsningar på K_{La} .

Den stigande syrehaltsprofilen medförde att syrehalten avvek mindre från börvärdet både då den övre begränsningen på K_{La} medförde att syreöverföringen inte var tillräcklig (figur 29) och då syreöverföringen inte kunde minskas på grund av den undre begränsningen på K_{La} (figur 30).

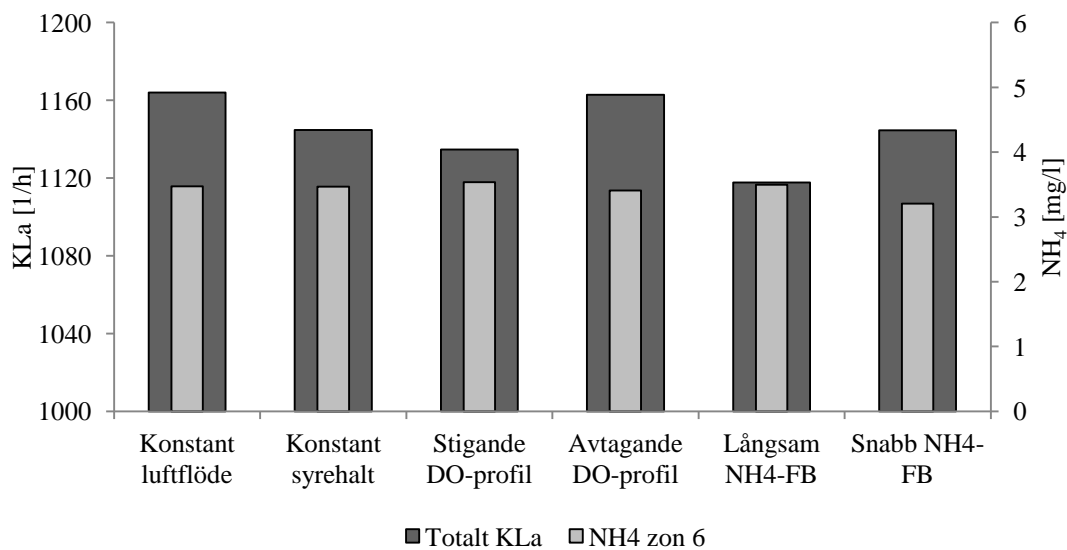


Figur 29 Syrehaltens avvikelse från börvärdet i zon 1 vid reglering med olika syrehaltsprofiler och begränsningar på K_{La} . Den övre begränsningen på K_{La} medförde att syrehalten i zon 1 periodvis underskred börvärdet.



Figur 30 Syrehaltens avvikelse från börvärdet i zon 6 vid reglering med olika syrehaltsprofiler och begränsningar på K_{La} . Den undre begränsningen på K_{La} medförde att syrehalten i zon 6 periodvis överskred börvärdet.

Totalt K_{La} och utgående ammoniumkoncentration för de undersökta reglerstrategierna visas i figur 31. Även vid simuleringar med begränsningar på K_{La} var långsam ammoniumåterkoppling den strategi som förbrukade minst totalt K_{La} . Den stigande syrehaltsprofilen gav ett lägre totalt K_{La} jämfört med en konstant profil. Simulering av en avtagande syrehaltsprofil och konstant luftflöde (konstant K_{La}) gav högst totalt K_{La} .



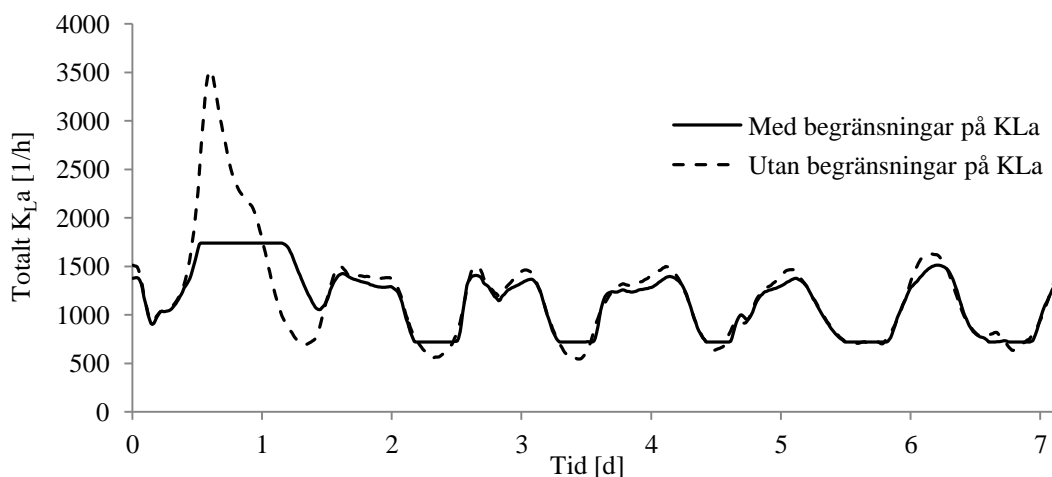
Figur 31 Totalt K_{La} och koncentration i zon 6 vid simulering med olika reglerstrategier.

Medelkoncentrationen av utgående ammonium var något lägre vid försök med snabb ammoniumåterkoppling (figur 31). Börvärdet 3,5 mg/l underskreds och utgående koncentration var i medel 3,2 mg/l. Vid jämförelse av strategiernas energieffektivitet (K_{La} / kg NH_4 -red) erhöles att den snabba ammoniumåterkopplingen var bättre i förhållande till de övriga strategierna än vid jämförelse av endast totalt K_{La} . Den strategi som krävde minst K_{La} per avskilt kilogram ammoniumkväve var den långsamma ammoniumåterkopplingen.

Tabell 9 Energieffektivitet; K_{La} per avskiljt kilogram ammoniumkväve.

Strategi	K_{La} /kg NH_4 -N-red
Konstant K_{La}	5,51
Konstant syrehalt	5,42
Stigande DO-profil	5,40
Avtagande DO-profil	5,48
Långsam NH_4-återkoppling	5,30
Snabb NH_4-återkoppling	5,32

Begränsningarna på K_{La} medförde att reningseffektiviteten blev lägre för alla strategier utom för den snabba ammoniumåterkopplingen, jämför högre värden i tabell 8 än i tabell 9 för alla strategier utom snabb ammoniumåterkoppling. Utan begränsningar för K_{La} var den snabba ammoniumåterkopplingen den minst energieffektiva av de utvärderade strategierna medan den var näst bäst då K_{La} var begränsat. I figur 32 visas hur den höga toppen i K_{La} under första dygnet kapades då begränsningar för K_{La} användes. Den minskning av totalt K_{La} som den övre begränsningen medförde var betydligt större än den ökning som den undre begränsningen gav.



Figur 32 Totalt K_{La} vid snabb NH_4 -återkoppling med och utan begränsningar på K_{La} .

6 FULLSKALEFÖRSÖK

6.1 METOD FULLSKALEFÖRSÖK

Reglerstrategierna zonvis återkoppling från syrehalten respektive återkoppling från utgående ammoniumkoncentration testades i försökslinjen på Himmerfjärdsverket. För jämförelse mot ursprunglig strategi användes resultat från referenslinjen.

Fullskaleförsöken pågick under 10 veckor från februari till april 2012.

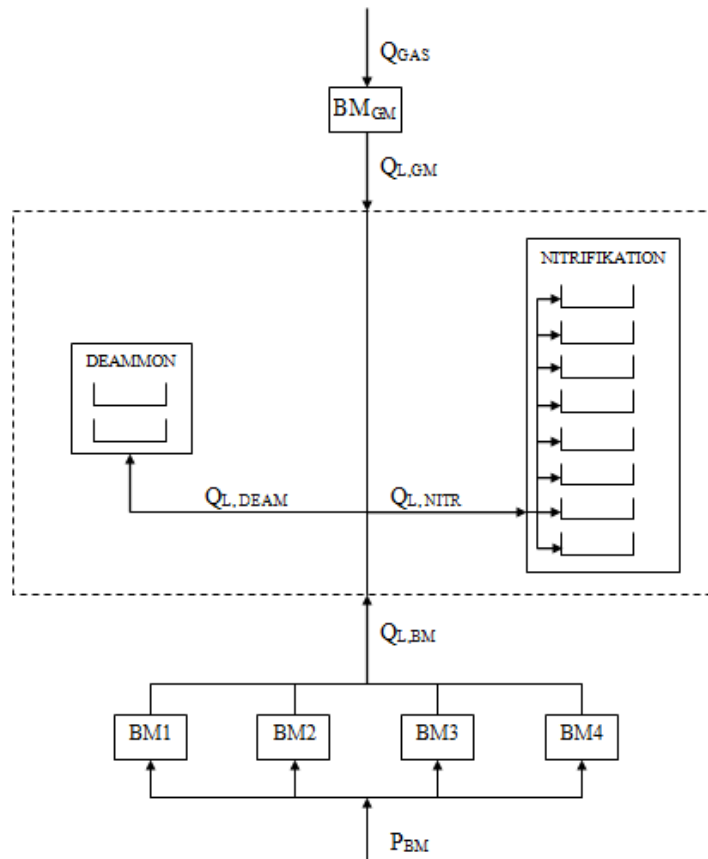
För att underlätta jämförelsen mellan strategierna önskades att utgående ammoniumkoncentration skulle vara likvärdig för de försöksperioder som utvärderades mot varandra. Genom att först testa konstanta syrehalter kunde ett medelvärde för utgående ammoniumkoncentration erhållas och sedan användas vid val av börvärde för ammoniumåterkopplingen. Ammoniumbörvärdet valdes dock något lägre än det önskade medelvärdet baserat på resonemanget att det inte är möjligt att helt reglera ut störningar i ammonium genom att variera syrehaltens börvärde, se Ingildsen (2002). Variationen i ammoniumkoncentration kan medföra att det önskade medelvärdet överskrids varför viss säkerhetsmarginal ansågs nödvändigt utifrån förväntad belastning på processen. Vid utvärdering av strategierna undersöktes sedan hur väl de uppmätta parametrarna följde sina respektive börvärden.

Reningen kvantifierades genom laboratorieanalyser av COD och ammoniumkväve på dygnsprover tagna av automatiska provtagare placerade efter försedimenteringen och före den fluidiserade bädden (efter sedimentering). Dessa provpunkter representerar inkommande och utgående koncentrationer från hela nitrifikationssteget (alla åtta linjer). En mer utförlig beskrivning av analysmetoderna finns i appendix A. De automatiska provtagarna i dessa punkter samlar ett prov var sjätte minut och proverna som analyserades gav således icke flödesproportionella dygnsmedelvärden.

För att utvärdera reningen av ammonium i försöks- och referenslinjen användes de ammoniumgivare som fanns i utloppet från dessa linjer. Givarna rengjordes och kalibrerades varje vecka. Alla beräkningar av reningsresultat utifrån dessa onlinegivare gjordes även de som icke flödesproportionella medelvärden.

Hur väl en reglerstrategi presterar är kopplat till vilka kriterier som ska uppfyllas, i det här fallet hur utsläppsgränserna är formulerade. Det gränsvärde som är relevant för den här studien (utgående totalkväve) baseras på medelkoncentrationen under ett år. Reglerstrategierna har därför inte utvärderats med avseende på ammoniumhaltens avvikelser från börvärdet vid specifika tidpunkter utan istället baserats på veckomedelvärden.

För att utvärdera strategiernas energieffektivitet har utgångspunkten varit de fyra eldrivna blåsmaskinernas effekt och gasmotorns biogasförbrukning. Energiförbrukning per genererad kubikmeter luft har använts som grund för att beräkna hur stor andel av energiförbrukningen som respektive process/linje kunde belastas med. Beskrivning av beaktade flöden ges i figur 33.



Figur 33 Flödesschema för genererat luftflöde, Q_L , från gasmotordriven blåsmaskin, BM_{GM} , och de fyra eldrivna blåsmaskinerna, $BM1$ - $BM4$. Gasmotorn drivs av ett flöde biogas, Q_{GAS} , och de eldrivna blåsmaskinerna drivs med en effekt P_{BM} . De processer som luftas är deammon, och nitrifikation.

De ekvationer som användes för att beräkna energiförbrukning visas i appendix B. För att erhålla energiinnehållet i biogasen har gasförbrukningen räknats om till normalkubikmeter förbrukad metangas, se appendix C. Gasmotorn producerar även värme som används för att värma upp verket. I energiberäkningarna har antagits att hälften av den energi som förbrukas i gasmotorn går till att driva blåsmaskinen och hälften till att producera värme.

Åfeldt (2011) har utifrån uppmätt totalt luftflöde till nitrifikationsbassängerna och de eldrivna blåsmaskinernas effektförbrukning tagit fram följande samband

$$P = 0,02 \cdot Q_L + m \quad (15)$$

där

- P = effekt [kW]
- Q_L = luftflöde [Nm^3/h]
- m = konstant [kW]

Interceptet, m , varierar mellan olika tidpunkter (Åfeldt, 2011) varför inget värde har kunnat fastställas. Ekvationen användes endast för att finna skillnaden mellan

strategierna. Med antagande att interceptet är detsamma under försöken medför detta att termens värde inte har någon betydelse för resultatet.

6.1.1 Inställningar för regulatorer

Inför starten av denna studie genomfördes trimning av samtliga regulatorer i försökslinjen på Himmerfjärdsverket. De inställningar som trimningen gav har använts som utgångspunkt under försöksperioden tillsammans med erfarenheter från föregående examensarbeten vid reningsverket. En fullständig redogörelse för regulatorernas inställningar återfinns i appendix E.

Ett lämpligt värde för ammoniumregulatorns integrationstid har beräknats vara ungefär 7000 sekunder (Wiig, 2012). Integrationstiden i regulatorn var dock begränsad till maximalt 300 sekunder fram till denna studie startade. Det maximala värdet för integrationstiden i ammoniumregulatorn programmerades då om till 1200 sekunder och detta värde har således använts för att få en så långsam ammoniumåterkoppling som möjligt.

Under projektets gång testades att variera ammoniumregulatorns förstärkning. Efter dessa försök valdes en förstärkning fyra gånger så hög som den ursprungliga (tidigare förstärkning var 0,3 vilket ändrades till 1,2). Även för syrehaltsregulatorerna i zon 3 och zon 4 ökades förstärkningen för att få en snabbare reglering då regleringen i dessa zoner fungerade sämre än övriga zoner. Förstärkningen i zon 3 ökades från 0,3 till 0,8 och förstärkningen i zon 4 ökades från 0,5 till 2,0.

Ursprungligen sattes lägsta tillåtna öppningsgrad för ventilerna till 30 % i alla zoner för att säkerställa att dysorna inte sattes igen av slampartiklar och för att erhålla tillfredställande omblandning. Efter utredning av sambandet mellan ventilläge och erhållet luftflöde justerades minimumgränsen för ventilläget i zon 6 till 20 %.

6.1.2 Stegsvarexperiment

Stegsvarexperiment utfördes i zon 3 och zon 5 eftersom data med tillräcklig upplösning för att följa svaret endast fanns för dessa zoner (data samplas varje sekund i zon 3 och zon 5 medan data i övriga zoner samplas varje minut). Stegsvar gjordes för ventilläge och luftflöde. Inga stegsvarexperiment genomfördes för syrehalt och utgående ammonium eftersom reaktionstiden för dessa parametrar är så långsam att yttre förutsättningar skulle hinna ändras innan experimentet var avslutat.

För att få ett stegsvar i ventilläge sattes luftflödesregulatorn i manuellt läge och börvärdet för ventilens öppningsgrad ändrades från 40 % till 60 % medan det faktiska ventilläget följdes. Stegsvarexperimentet för luftflödet utfördes genom att koppla ur syrehaltsregulatorn och därefter ändra börvärdet för luftflödet från 30 % till 50 %. I zon 3 motsvarade det ett steg från 450 till 750 Nm³/h och i zon 5 ett steg från 300 till 500 Nm³/h.

6.1.3 Veckoförsök

Inställningar

Försök med zonvis konstanta, manuellt satta, börvärden för syrehalten genomfördes under en vecka från måndagen den 19 mars till och med söndagen den 25 mars. Under veckan testades först en jämn syrehaltsprofil (DO-profil) genom att välja samma börvärde i alla zoner. Därefter undersöktes en stigande syrehaltsprofil i två utformningar. Första stigande profilen gick i tre steg från 1,5 mg/l till 2,0 mg/l medan den andra profilen endast hade två steg med det högre börvärdet i de två sista zonerna. De börvärdeskombinationer för syrehalten som testades under försöksveckan 19-25 mars visas i tabell 10.

Ammoniumåterkoppling kördes med börvärde 1,5 mg NH₄-N/l under perioden 2-8 april.

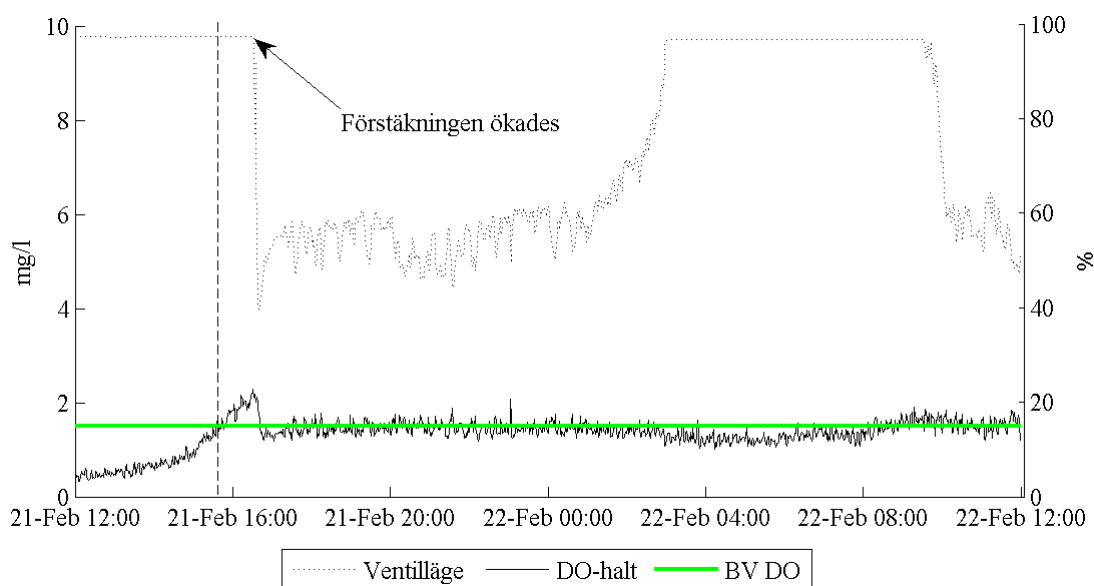
Tabell 10 Börvärden för syrehalten i zon 1 till zon 6 under försöksveckan 19 - 25 mars 2012. Syrehalterna är angivna i mg/l.

Datum	Zon 1	Zon 2	Zon 3	Zon 4	Zon 5	Zon 6
19-20 mars	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
21-23 mars	1,5	1,5	1,75	1,75	2,0	2,0
24-25 mars	1,5	1,5	1,5	1,5	2,0	2,0
Veckomedel	1,67	1,67	1,75	1,75	2,0	2,0

6.2 RESULTAT FULLSKALEFÖRSÖK

6.2.1 Inställningar för regulatorer

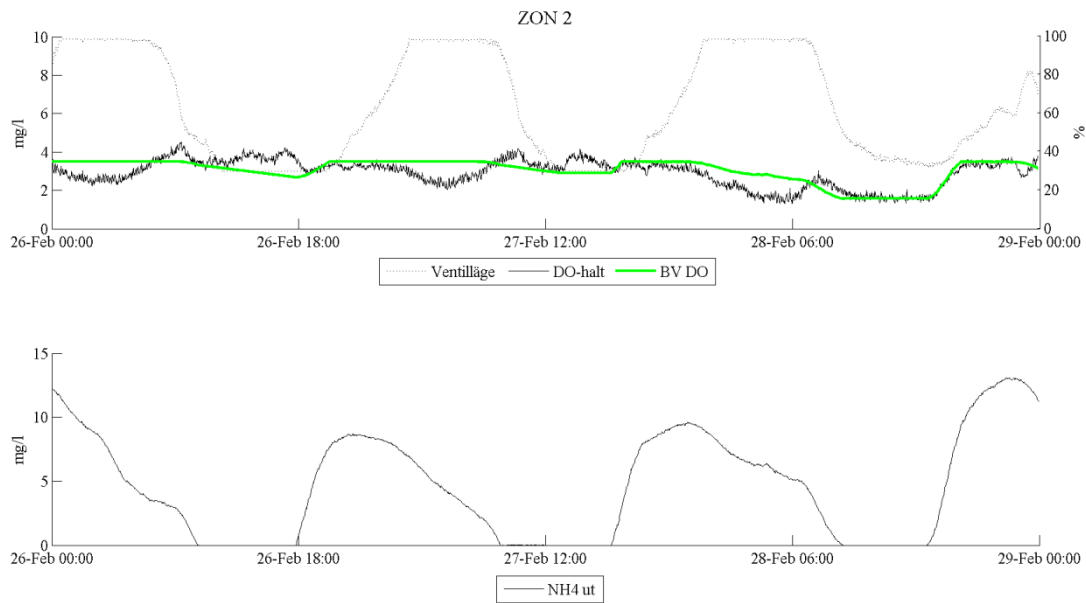
Vid inledande försök att hålla en konstant syrehalt upptäcktes att regleringen reagerade långsammare i zon 4 än i övriga zoner. Ventilläget stod kvar i helt öppet läge trots att syrehalten hade legat högre än börvärdet i ungefär 45 minuter. För att göra regleringen snabbare ökades förstärkningen i syrehaltsregulatorn från 0,5 till 2,0. Figur 34 visar reglering före och efter syrehaltsregulatorns förstärkning ökades.



Figur 34 Figuren visar resultatet av syrehaltsregleringen i zon 4 efter det att förstärkningen i syrehaltsregulatorn ökats. Den streckade vertikala linjen indikerar tidpunkten då syrehalten stigit över börvärdet.

När syrehaltsregulatorns förstärkning ökades drogs ventilläget direkt ned till cirka 50 % för att minska syrehalten. Efter justeringen hölls börvärdet fortsatt betydligt bättre än innan.

Under första veckan med ammoniumåterkoppling upptäcktes att regleringen inte fungerade särskilt väl. Ammoniumregulatorns utsignal (börvärdet för syrehalten) hölls högt trots att utgående ammoniumhalt var mycket nära noll. Ammoniumregulatorns förstärkning ökades från 0,3 till 1,2 vilket medförde att utsignalen gick ner till det lägsta tillåtna värdet under lågbelastade perioder. I figur 35 visas hur ökningen av ammoniumregulatorns förstärkning påverkade syrehaltsregleringen. Vid jämförelse mellan den 26 februari och 28 februari ses att förstärkningen medförde att utsignalen varierades kraftigare och syrehalten lyckades även följa börvärdet bättre efter justeringen.

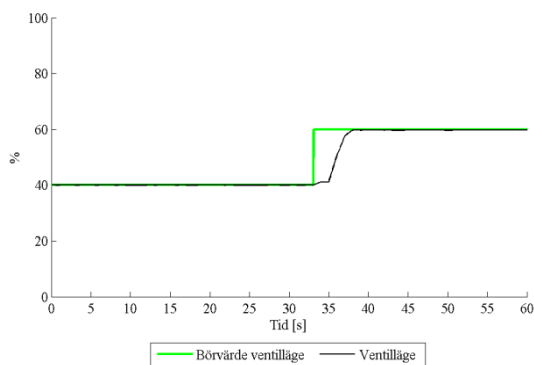


Figur 35 Ventilläge och uppmätt syrehalt i zon 2 samt utgående ammoniumkoncentration vid styrning av syrehalten med ammoniumåterkoppling. Den 27 februari ökades ammoniumregulatorns förstärkning.

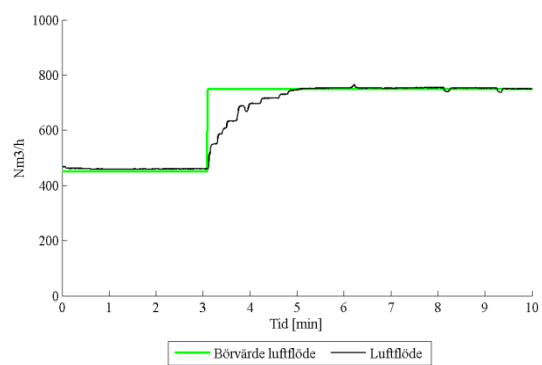
6.2.2 Stegsvarexperiment

Stegsvar för ventilläge (figur 36) och luftflöde (figur 37) utfördes i zon 3 med steg från 40 % till 60 % i ventilläge och steg i luftflöde från 450 Nm³/h till 750 Nm³/h.

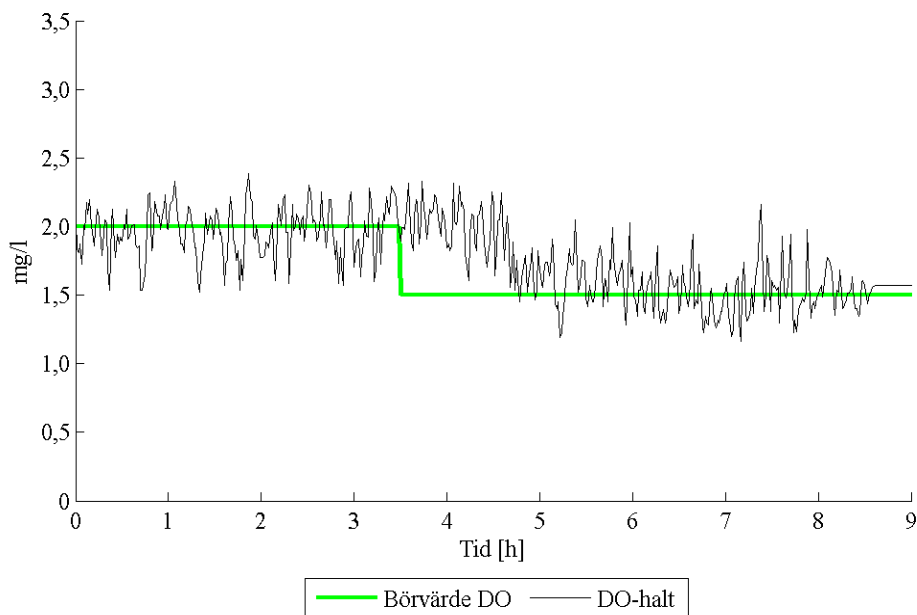
Ventilläget anpassades till börvärdet efter ett par sekunder medan luftflödets insvängningstid till det nya börvärdet var cirka fem minuter. Stegsvarexperiment i zon 5 gav samma insvängningstider som i zon 3. Ett tydligt stegsvar för syrehalten erhöles i zon 2 under veckoförsöken då börvärdet ändrades från 2,0 mg/l till 1,5 mg/l. I figur 38 kan ses att insvängningstiden var ungefär två timmar.



Figur 36 Stegsvvar för ventilläge.



Figur 37 Stegsvvar för luftflöde.



Figur 38 Stegsvar för syrehalt.

6.2.3 Veckoförsök

Under veckoförsöken testades zonvis konstanta börvärden för syrehalten (DO-profil) och återkoppling från ammoniumhalten i zon 6. De två veckor som har använts för utvärdering var 19-25 mars med DO-profil och 2-8 april med ammoniumåterkoppling.

Hela nitrifikationssteget

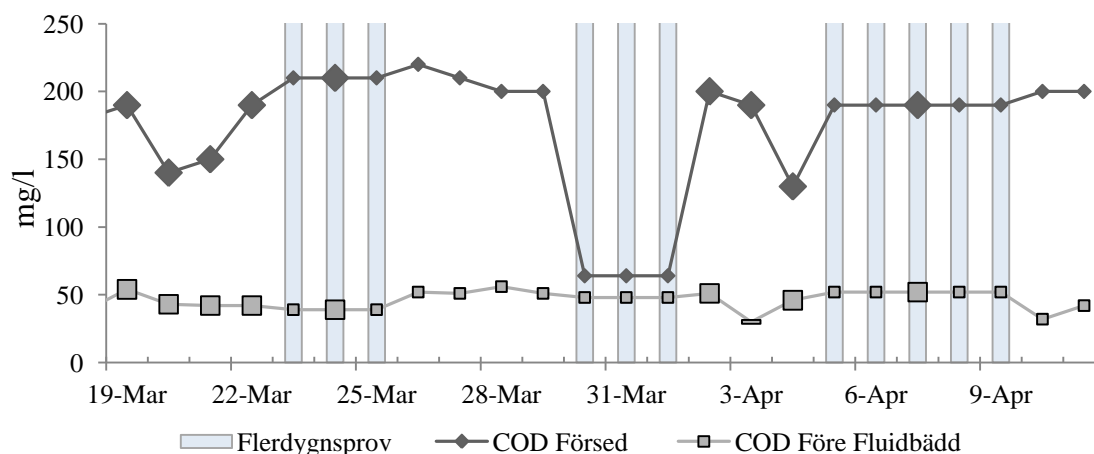
Belastning och reningsresultat för hela nitrifikationssteget (alla åtta linjer) visas i tabell 11. Utgående koncentrationer mättes i en punkt där vattnet passerat de båda sedimentationsstegen som följer efter nitrifikationsbassängerna.

Tabell 11 Belastning och reningsresultat för hela nitrifikationssteget på Himmerfjärdsverket. Reduktionsgraden är beräknad utifrån mängd avskilt ammoniumkväve och COD.

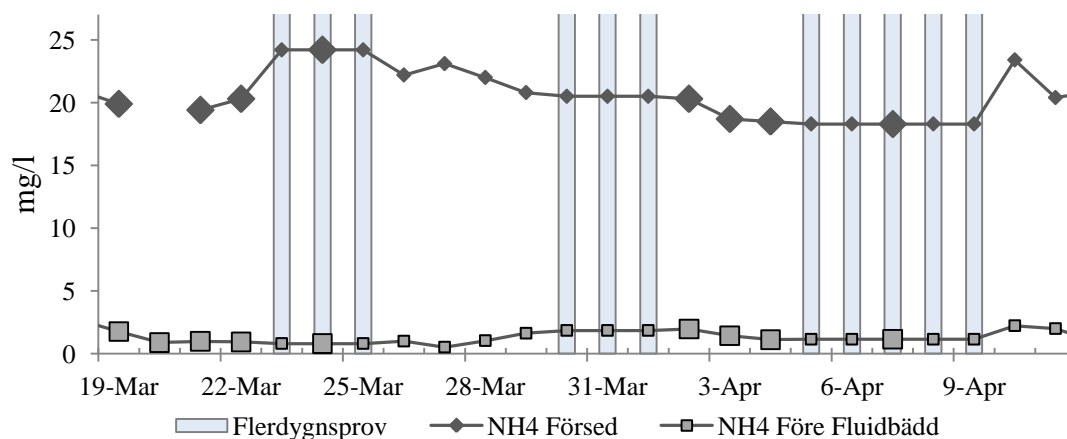
	Q_{IN} m ³ /d	$NH_{4,IN}$ mg/l	$NH_{4,UT}$ mg/l	COD_{IN} mg/l	COD_{UT} mg/l	NH_4 -red %	COD -red %
19-25 mars	110000	22,0	1,0	186	42,6	95,4	77,1
2-8 april	116000	18,7	1,3	183	47,9	93,0	73,8

Inkommande koncentration av COD var något lägre under försöken med DO-profil, dock var belastningen sett till mängden inkommande COD (kg/d) 4 % högre under försöken med ammoniumåterkoppling.

Resultat från laboratorieanalyser av COD och NH_4 under de två försöksveckorna visas i figur 39 respektive figur 40 (analysresultat från hela försöksperioden redovisas i appendix A). Under veckan med syrehaltsprofil analyserades fem prover för inkommande och utgående koncentrationer. Veckan med ammoniumåterkoppling inträffade under påskhelgen varför endast fyra prover kunde analyseras, varav ett var ett samlingsprov över fem dygn (2-9 april).



Figur 39 Koncentration COD i avloppsvattnet in till nitrifikationen (COD Försed) och efter sedimenteringar (COD Före Fluidbädd). Förstorade datapunkter visar de resultat som har använts för de två försöksveckorna. Vertikala linjer indikerar att analysen utförts på ett samlingsprov över flera dygn (gällde för helger). Den 3 april erhöles utgående koncentration under detektionsgränsen 30 mg/l (visas med ett streck i figuren). Mätosäkerheten för analysresultaten var $\pm 15-30\%$.



Figur 40 Koncentration NH_4 i avloppsvattnet in till nitrifikationen (NH_4 Försed) och efter sedimenteringar (NH_4 Före Fluidbädd). Förstorade datapunkter visar de resultat som har använts för de två försöksveckorna. Vertikala linjer indikerar att analysen utförts på ett samlingsprov över flera dygn (gällde för helger).

Förbrukad energi i form av el och gas för att förse nitrifikationsbassängerna med luft under de två försöksveckorna redovisas i tabell 12. Under försöksveckan med DO-profil var den totala energiförbrukningen något högre än under veckan med ammoniumåterkoppling. Andelen förbrukad elenergi var även större vid försök med DO-profil.

Tabell 12 Veckomedelvärde för energiförbrukning i form av elenergi och gasenergi samt totala energiförbrukningen för hela nitrifikationssteget under de två försöksveckorna.

	$E_{\text{EL,NITR}}$ MWh/d	$E_{\text{GAS,NITR}}$ MWh/d	$E_{\text{TOT,NITR}}$ MWh/d
19-25 mars	9,8	12,9	22,7
2-8 april	7,8	13,4	21,2

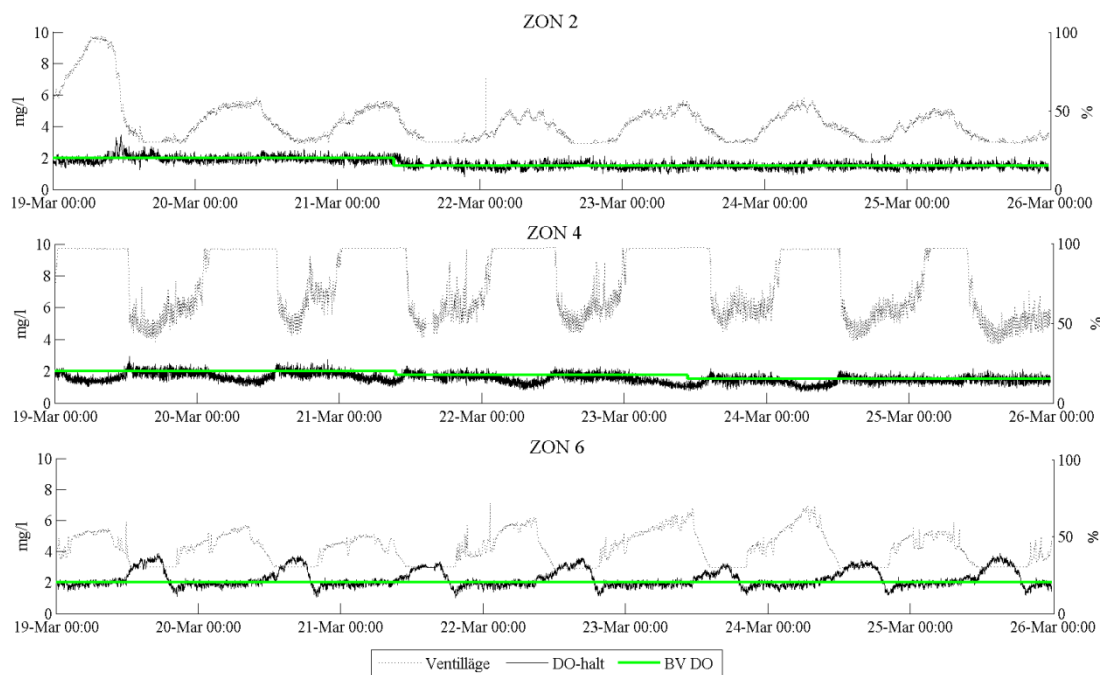
Förmåga att hålla börvärdet för syrehalten

Medelvärden för uppmätta syrehalter under perioden 19-25 mars, då DO-profil testades, visas tabell 13, jämför med börvärden i tabell 10. Zon 2 var den zon som lyckades hålla syrehalten närmast börvärdet; 1,68 mg/l under försöksveckan, jämför med veckomedel för börvärdet 1,67 mg/l. Syrehalten i zon 6 avvek mest från börvärdet, 0,26 mg/l högre än önskat. Zon 3 var den zon där syrehalten låg lägst i förhållande till börvärdet, 0,2 mg/l lägre än önskat.

Tabell 13 Uppmätta syrehalter i zon 1 till zon 6 under försöksveckan 19-25 mars 2012. Syrehalterna är angivna i mg/l.

Datum	Zon 1	Zon 2	Zon 3	Zon 4	Zon 5	Zon 6
19-20 Mar	1,8	2,0	1,7	1,8	2,2	2,3
21-23 Mar	1,4	1,6	1,6	1,6	2,1	2,2
24-25 Mar	1,4	1,5	1,4	1,4	2,2	2,3
Veckomedel	1,5	1,7	1,6	1,6	2,1	2,3

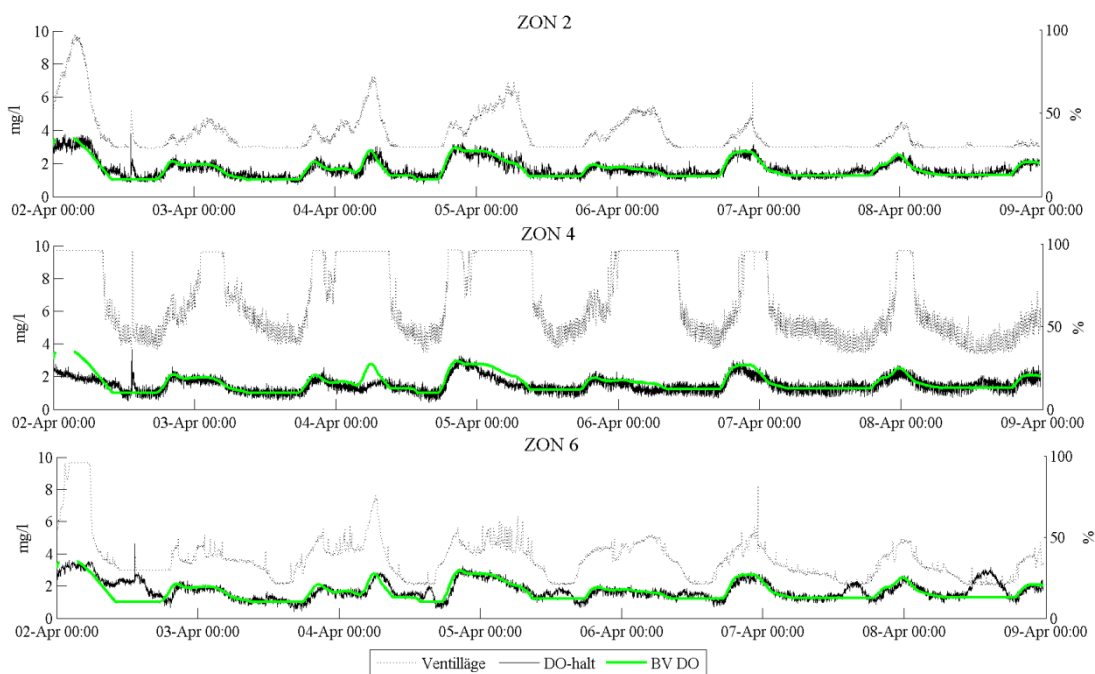
Figur 41 visar syrehalten med respektive börvärde och ventilläge i zon 2, 4 och 6 under försöksveckan med DO-profil. Dygnsvariationerna i belastning påverkade hur mycket luft som krävdes för att hålla börvärdet vilket ses genom ventillägets variation. Lägsta tillåtna öppningsgrad för ventilläget var 30 % vilket gav minsta möjliga luftflöde, maximalt luftflöde erhöles vid helt öppen ventil. Syrehalten lyckades följa börvärdet bäst i zon 2 medan det i zon 4 och 6 uppkom dygnsvariationer i syrehalten. I figur 41 ses att perioder då syrehalten låg under börvärdet i zon 4 överensstämde med perioder då ventilen varit öppen till 100 %. Zon 6 uppvisade motsvarande överensstämmelse mellan perioder där syrehalten steg över börvärdet och perioder då ventilen varit öppen till 30 %, det vill säga då luftflödet har varit lägsta tillåtna.



Figur 41 Syrehalt (DO), manuellt valt börvärde för syrehalt (BV DO) och luftflödesventilens läge för zon 1-6 under perioden 19-25 mars 2012 då olika DO-profiler testades.

Figur 42 visar hur syrehalterna varierade vid ammoniumåterkoppling.

Ammoniumregulators utsignal motsvarade börvärdet för syrehalten. Det syns tydligt att syrehalten lyckades följa börvärdet väl så länge ventiläget inte nådde något av sina ändlägen och zon 2 var den zon där syrehalten avvek minst från börvärdet.



Figur 42 Syrehalt (DO), börvärde för syrehalt (BV DO) och luftflödesventilens läge för zon 1-6 under perioden 2-8 april 2012. Börvärdet för syrehalten har beräknats av ammoniumregulatorn.

Vid jämförelse mellan zonerna under den 4 april kan ses att ventilen i zon 4 var den enda som var helt öppen samtidigt som syrehalten där inte nådde upp till börvärdet. I

zon 6 lyckas regleringen inte få ner syrehalten till börvärdet vid de tillfällen när ventilläget gått ner till 30 %, se exempelvis den 8 april i figur 42.

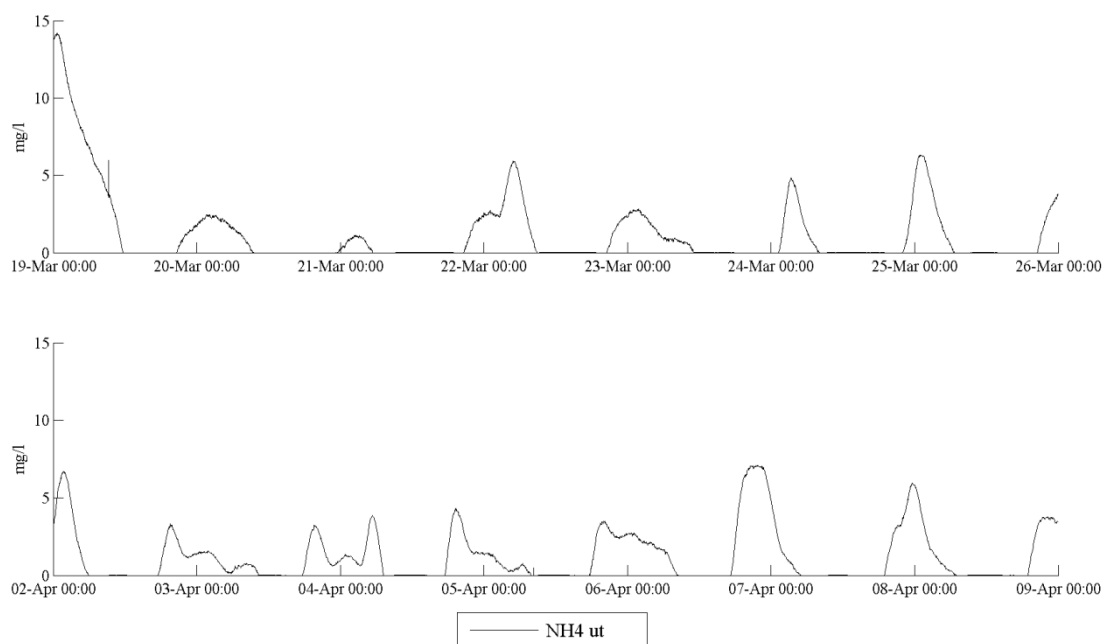
Lägsta och högsta uppmätta syrehalter under de två försöksveckorna visas i tabell 14. Högsta syrehalten uppmättes i zon 6 (4,0 mg/l) och lägsta syrehalten uppmättes i zon 4 (0,40 mg/l), båda vid ammoniumåterkoppling. Under veckan med syrehaltsprofil varierade syrehalten mellan 0,55 och 3,9 mg/l.

Tabell 14 Högsta och lägsta uppmätta syrehalter (DO) i zon 1 – 6 under de två försöksveckorna. Beräknade från minutdata (från NXW multiplicerade med korrektionsfaktor 1,2).

Datum		Zon 1	Zon 2	Zon 3	Zon 4	Zon 5	Zon 6
19-25 mars	min DO [mg/l]	0,66	0,80	0,55	0,70	0,96	1,0
19-25 mars	max DO [mg/l]	3,4	3,4	2,8	2,9	3,9	3,9
2-8 april	min DO [mg/l]	0,57	0,73	0,62	0,40	0,56	0,43
2-8 april	max DO [mg/l]	3,5	3,8	3,4	3,7	3,9	4,0

Reningsresultat

Utgående halt ammonium från försökslinjen under försöksveckorna med DO-profil och ammoniumåterkoppling visas i figur 43. Dagtid då belastningen var låg lyckades allt ammonium renas medan utgående koncentrationer ökade nattetid.



Figur 43 Ammoniumhalt ut från försökslinjen under de två försöksveckorna, 19-25 mars med DO-profil (den övre grafen) och 2-8 april med ammoniumåterkoppling (den undre grafen).

Belastning och reningsresultat för de två försöksveckorna redovisas i tabell 15. Medelvärde för utgående ammoniumkoncentration i försökslinjen var 1,3 mg/l vid reglering med DO-profil och 1,2 mg/l vid reglering med ammoniumåterkoppling. Högsta utgående ammoniumhalt var 14,2 mg/l vilket erhöles under första försöksveckan

med DO-profil. Under försöksveckan med ammoniumåterkoppling var högsta utgående koncentration ammonium 7,1 mg/l. Utgående ammoniumkoncentration från referenslinjen var högre än i försökslinjen under båda försöksveckorna.

Tabell 15 Veckomedelvärden för belastning och reningsresultat i försökslinjen (L3) och referenslinjen (L4) under respektive försöksvecka. Inkommande ammoniumkoncentration har analyserats i laboratorium. Under 19-25 mars utvärderades fem prover medan det under påskveckan 2-8 april endast fanns fyra prover varav det sista var ett samlingsprov för 5-9 april. Övriga värden har beräknats utifrån loggade data från onlinegivare.

Datum	Q_{IN} m ³ /d	NH _{4,IN} mg/l	NH _{4,UT,L3} mg/l	NH _{4,UT,L4} mg/l
19-25 mars	13700	21,7	1,3	2,6
2-8 april	14400	18,7	1,2	2,2

Jämförelse av veckomedelvärden för belastningen under de två försöksveckorna visar att inflödet var högre men inkommande ammoniumkoncentration lägre under veckan med ammoniumåterkoppling. Tabell 16 visar belastning som mängd inkommande ammoniumkväve (kg/d) och reningsgrad för de två försöksveckorna. Reningsgraden för respektive linje var likvärdig under båda försöksveckorna, dock lyckades inte referenslinjen uppnå lika hög avskiljning som försökslinjen.

Tabell 16 Veckomedelvärden för belastning och reningsgrad av NH₄ i försökslinjen (L3) och referenslinjen (L4) under de två försöksveckorna.

Datum	NH _{4,IN} kg/d	NH _{4-red} _{L3} %	NH _{4-red} _{L4} %
19-25 mars	297	94,0	88,0
2-8 april	270	93,4	88,4

Energiförbrukning

I tabell 17 visas veckomedelvärden för tillförd luft till försöks- och referenslinjen samt det flöde av biogas och den effekt som krävdes för att generera dessa luftflöden.

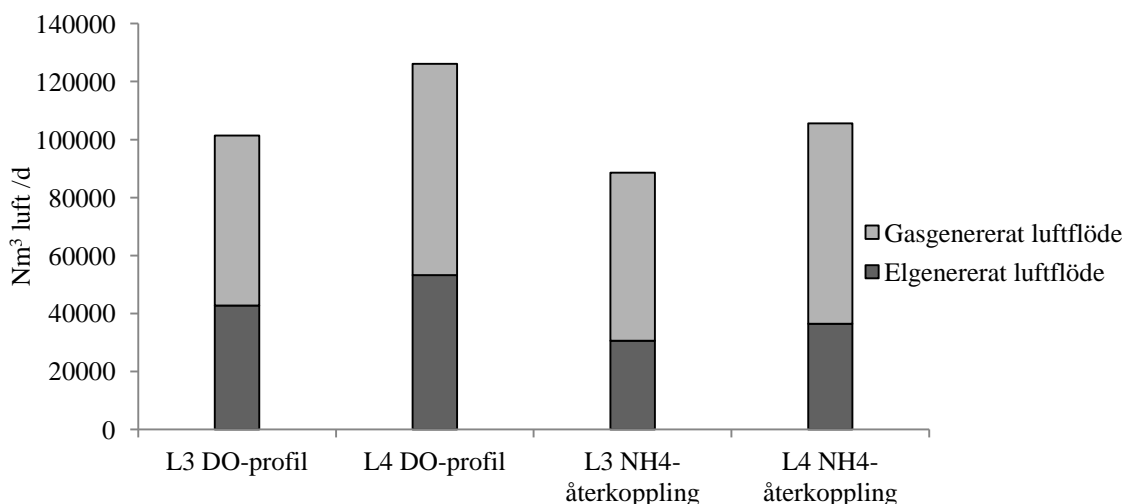
Tabell 17 Veckomedelvärden för luftflöde till försökslinjen (L3) och referenslinjen (L4) samt det gasflöde och den effekt som dessa luftflöden kan belastas med.

Datum	$Q_{Luft,L3}$ Nm ³ /d	Gas _{L3} m ³ /d	Effekt _{L3} kW/d	$Q_{Luft,L4}$ Nm ³ /d	Gas _{L4} m ³ /d	Effekt _{L4} kW/d
19-25 mars	101000	208	48	126000	259	60
2-8 april	88600	213	37	106000	254	44

Under försöksveckan med ammoniumåterkoppling jämfört med syrehaltsprofilen var

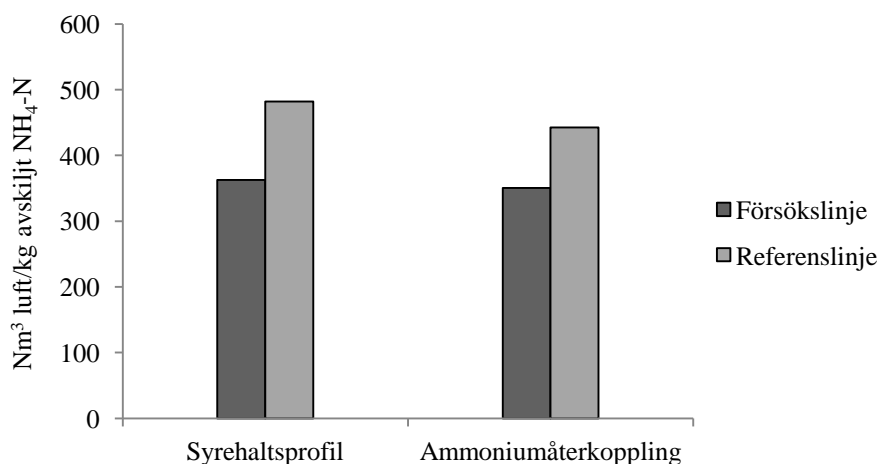
- Luftflödet 12 % lägre
- Gasförbrukningen 2 % högre
- Effektförbrukningen 22 % lägre

I figur 44 visas andelen av det totala luftflödet som genererats från de eldrivna blåsmaskinerna respektive den gasdrivna blåsmaskinen vid försök med de två reglerstrategierna och ursprunglig regleringen i referenslinjen.



Figur 44 Luftförbrukning i försökslinjen (L3) och referenslinjen (L4) under försöksvecka med syrehaltsprofil respektive ammoniumåterkoppling. Staplarna visar andel av luftflödet som var genererat av den gasdrivna blåsmaskinen respektive genererat av de eldrivna blåsmaskinerna.

Figur 45 visar reningseffektiviteten, Nm³ luft per kg NH₄-N som avskiljts, för de två reglerstrategierna i försökslinjen och vid ursprunglig reglering i referenslinjen under respektive vecka. Båda reglerstrategierna var mer effektiva än den ursprungliga regleringen. Med ammoniumåterkoppling krävdes i genomsnitt 351 Nm³ luft/kg NH₄-N medan det vid reglering med syrehaltsprofil gick åt 363 Nm³ luft/kg NH₄-N.



Figur 45 Volym luft som krävs för att avskilja ett kilogram ammoniumkväve i försöks- och referenslinjen under veckan med syrehaltsprofil respektive veckan med ammoniumåterkoppling.

En jämförelse av energiförbrukningen i försökslinjen och referenslinjen samt snittförbrukningen med ursprunglig reglering under de två försöksveckorna visas i tabell 18. Snittet för ursprunglig reglering har beräknats som medelvärdet för alla linjer utom försökslinjen. Vid beräkning av energiförbrukning har hänsyn tagits till variationer mellan dygnet för mängd gas och effekt som krävs per Nm³ luft och att

gasmotorn även producerar värme, se appendix D. Gasförbrukningen har översatts till normalkubikmeter metangas (se appendix C) med standardtemperatur 0 °C och standardtryck 1 atm för att erhålla gasenergiförbrukningen i kWh.

Tabell 18 Energiförbrukning och reningsresultat med ursprunglig reglering, redovisat som snittförbrukning per linje (utifrån alla linjer utom försökslinjen, Snitt_{NITR}) samt för försökslinjen (L3) och referenslinjen (L4) under de två försöksveckorna med syrehaltsprofil respektive NH₄-återkoppling. Reningsresultaten för snittet gäller för alla åtta linjer.

	Försök med syrehaltsprofil			Försök med NH ₄ -återkoppling		
	Snitt _{NITR}	L3	L4	Snitt _{NITR}	L3	L4
Energiförbrukning						
Totalt [MWh/d]	2,9	2,7	3,3	2,7	2,4	2,9
El [MWh/d]	1,2	1,2	1,4	0,98	0,89	1,1
Total energiförbrukning jmf. mot ursprunglig reglering [%]						
L3 jmf. mot L4	-	80	100	-	84	100
L3 jmf. mot snitt	100	93	-	100	91	-
NH₄-återkoppling jmf. mot DO-profil [%]						
Total energiförbrukning	-	100	-	-	92	-
Elenergiförbrukning	-	100	-	-	78	-
Reningsresultat [%]						
COD	77	-	-	73	-	-
NH ₄	95	94	88	93	93	88

Utifrån tabell 18 kan ses att båda reglerstrategierna lyckades uppnå bättre rening med mindre förbrukad energi jämfört med referenslinjen (16 % mindre med ammoniumåterkoppling och 20 % mindre med syrehaltsprofil). Reningsresultatet var även bättre för hela nitrifikationssteget än för referenslinjen. Vid jämförelse av försökslinjens prestation mot snittet erhöles likvärdigt reningsresultat dock var energiförbrukningen lägre än medelförbrukningen för övriga sju linjer.

Under veckan med ammoniumåterkoppling var energiförbrukningen 8 % lägre än under veckan med syrehaltsprofil. Jämfört mot medelförbrukning i övriga linjer erhöles en besparing på 9 % vid reglering med ammoniumåterkoppling och en besparing på 7 % vid reglering med syrehaltsprofil.

Skillnaden i elenergiförbrukning mellan ammoniumåterkoppling och syrehaltsprofil omräknat till årsförbrukning ger att reglering med syrehaltsprofil skulle förbruka 92 MWh mer elenergi per år. Vid beräkning av effektförbrukning med ekvation 15 och veckomedelvärde för totalt luftflöde till respektive linje under försöksveckorna erhöles att syrehaltsprofilen under ett år skulle förbruka 94 MWh mer energi än ammoniumåterkopplingen.

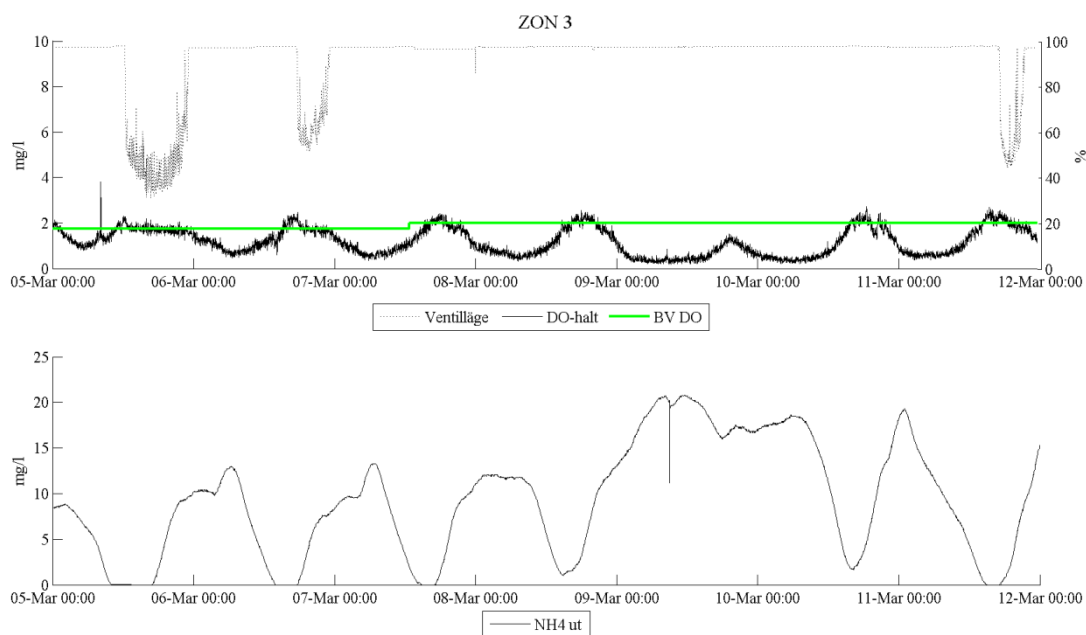
I relation till Himmerfjärdsverkets elenergiförbrukning för all luftning motsvarar skillnaden mellan strategierna ungefär 2 %. Omräknat för samtliga linjer skulle detta medföra att ammoniumåterkoppling kan ge en besparing på ungefär 750 MWh/år jämfört med syrehaltsprofilen vilket motsvarar cirka 3 % av Himmerfjärdsverkets totala elenergiförbrukning.

Skillnaden mellan ammoniumåterkoppling och ursprunglig reglering ger att det med ammoniumåterkoppling finns potential att minska energiförbrukningen med 90-170 MWh per år och linje (det undre värdet gäller vid jämförelse mot referenslinjen och det övre vid jämförelse mot medelvärdet för ursprunglig reglering i övriga sju linjer). Om ammoniumåterkoppling skulle implementeras i alla åtta linjer skulle således energiförbrukningen kunna minskas med ungefär 0,7-1,4 GWh/år vilket motsvarar 2-3 % av Himmerfjärdsverkets totala energiförbrukning.

Vid jämförelse av energiförbrukning per genererad volym luft erhöles att den gasdrivna blåsmaskinen förbrukade cirka 26 Wh/Nm³ luft (med antagande att hälften av gasmotorns energiförbrukning går till att generera luft och resterande energi går till uppvärmning) medan de eldrivna blåsmaskinerna förbrukade 29 Wh/Nm³ luft.

6.2.4 Luftflödesbegränsningar och regulatorproblem

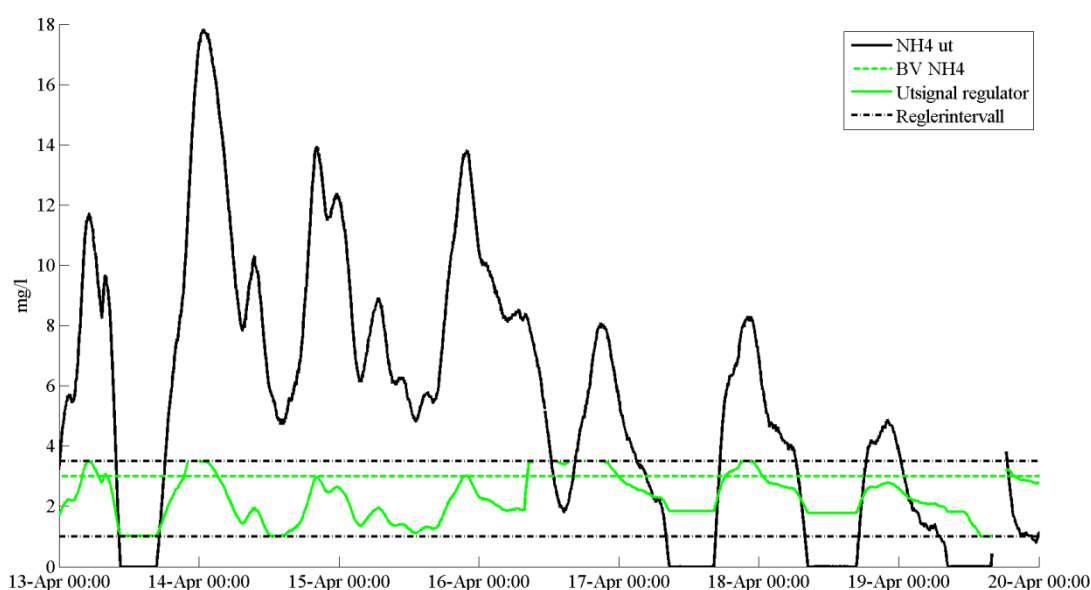
Stora delar av den 10 veckor långa försöksperioden kunde inte användas för utvärdering eftersom regleringen av olika anledningar inte fungerade. En av dessa anledningar var att belastningen var så hög att luftflödet inte räckte till och ventilläget i till största delen av dygnet stod helt öppet. Speciellt i zon 3 var luftflödet inte tillräckligt för att kunna styra syrehalten. Exempel på detta inträffade under veckan 5-11 mars (figur 46) då försök gjordes med konstanta syrehalter.



Figur 46 Övre grafen visar ett exempel på när det inte går att styra syrehalten eftersom luftflödet inte räcker till (ventilen helt öppen men syrehalten når inte upp till börvärdet). Undre grafen visar utgående ammoniumkoncentration under samma vecka.

Belastningen var så hög att processen inte klarade av att rena tillfredställande (se utgående ammoniumkoncentration i figur 46). Medelvärdet för utgående ammoniumkoncentration var 9,2 mg/l under den försöksveckan vilket är betydligt högre än önskat medelvärde på max 4 mg/l.

Under försöksperioden uppstod även kommunikationsproblem i ammoniumregulatorn vilket medförde att regleringen av syrehalterna inte fungerade. Under dessa perioder utnyttjades inte det tillåtna reglerintervall för ammoniumregulatorns utsignal. Exempel på detta visas i figur 47 där utgående ammoniumhalt var högt över börvärdet på 3 mg/l mellan den 14-16 april men regulatorns utsignal (börvärdet till syrehaltsregulatorerna) gick inte upp till maximala gränsen på 3,5 mg/l.



Figur 47 Exempel på hur regleringen sett ut då det inträffat kommunikationsproblem i ammoniumregulatorn.

På morgonen den 16 april justerades regulatorn och den fungerade fram till natten mot den 17 april. Därefter gick utsignalen inte längre ner till 1 mg/l under dagtid trots att utgående ammoniumhalt var nära noll. Jämför fungerande reglering 13 april med icke fungerande reglering 18 april i figur 47.

7 DISKUSSION

7.1 SIMULERINGSSTUDIE

Simuleringsförsöken visade att det var mer effektivt att variera syrehalten utifrån belastning genom långsam ammoniumåterkoppling jämfört med att hålla en konstant syrehalt eller ett konstant luftflöde. Anledningen till detta är troligen att inflöde och belastning varierade mycket över dygnet. Rimligheten i detta resultat stöds av det samband mellan ökad variation i inflöde och bättre effektivitet genom långsam ammoniumåterkoppling, jämfört med konstant syrehalt, som funnits av Åmand och Carlsson (2012).

Utgående ammoniumkoncentration varierade minst med den snabba ammoniumåterkopplingen vilket beror på att luftflödet (K_{La}) justerades kraftigare för att kompensera för ändringar i belastning. Utan simulerade luftflödesbegränsningar visades att detta inte var speciellt energieffektivt vid hög belastning eftersom mycket högt K_{La} användes, se det första dygnet i figur 21. Däremot var den snabba ammoniumåterkopplingen bättre då luftningen begränsades vilket kan förklaras av att topparna i K_{La} , speciellt toppen under första dygnet, kapades (figur 32) utan att det påverkade reningen märkbart. Då utgående ammonium kan tillåtas variera över dygnet, under förutsättning att medelvärdet inte överskrider börvärdet, är långsam ammoniumåterkoppling att föredra eftersom denna strategi var mest energieffektiv.

Anledningen till att medelvärdet för utgående ammonium underskred börvärdet vid reglering med snabb ammoniumåterkoppling och begränsningar på K_{La} var att luftningen inte kunde minskas tillräckligt på grund av den undre begränsningen för K_{La} .

Eftersom det inte är möjligt att säkerställa att de begränsningar i K_{La} som användes under simuleringarna är jämförbara med luftflödesbegränsningarna på Himmerfjärdsverket är det svårt att dra någon slutsats kring hur den snabba ammoniumåterkopplingen står sig i förhållande till en stigande syrehaltsprofil. Utan begränsningar för luftningen var syrehaltsprofilen mer energieffektiv än snabb ammoniumåterkoppling, dock var situationen den omvända vid simulerade luftflödesbegränsningar. Tidigare utredning av snabb ammoniumåterkoppling i försökslinjen på Himmerfjärdsverket har visat att en syrehaltsprofil är mer energieffektiv (Wiig, 2012).

Vid simulering med luftningsbegränsningar erhöles att en stigande DO-profil kan minska syretoppar medan en avtagande profil förstärker syretoppar, se figur 28. En tänkbar förklaring till detta är att belastningen förskjuts längre in i bassängen vid stigande profil. Förutsättningarna var skapade så att reglering med en jämn profil medförde svårigheter att nå upp till önskad syrehalt i början av bassängen och svårigheter att hålla syrehalten nere på önskad nivå i slutet av bassängen. Dessa begränsningar medförde att det var lättare att upprätthålla en låg syrehalt i de första zonerna och hög syrehalt i slutet av bassängen. Med den avtagande profilen önskades istället högst syrehalt i den högst belastade zonen och lägre syrehalt i den minst

belastade zonen. Detta innebär att börvärdet för syrehalten både i början och i slutet av bassängen var satt ännu längre från vad som var möjligt att uppnå med de simulerade begränsningarna för luftningen. Regleringen gav således större avvikelser från börvärdet vilket visas i figur 29 och 30.

De inställningar som gjordes för att erhålla begränsningar i modellen motsvarande luftflödeskapaciteten till försökslinjen valdes utifrån erhållen syrehaltsprofil eftersom syftet var att minska syretoppar. Ett annat sätt hade kunnat vara att se till storleksordning för högsta och lägsta möjliga luftflöde till respektive zon. I försökslinjen ger ett visst ventilläge olika högt luftflöde i olika zoner. K_{La} i modellen kunde ha begränsats utifrån dessa spann för att efterlikna verkliga begränsningar. Detta sätt gav dock inte önskat svar på syrehalten i modellen varför denna metod frångicks.

Efter kalibrering av modellen lyckades syrehalten i zonerna och utgående ammoniumkoncentration efterlikna förhållandena på Himmerfjärdsverket med avseende på både medelvärde och variation. Syrehalten varierades mellan ungefär 0,5-3,5 mg/l med en utgående ammoniumkoncentration som var mycket nära noll under lågbelastade perioder och som under belastningstoppar nådde upp till cirka 5-8 mg/l som mest (undantaget det första dygnet). En anledning till att det första dygnet avvek så mycket från övriga dygn under den simulerade veckan beror på att värden i början på veckoprofilen (figur 18) inte överensstämde med värden i slutet på veckoprofilen. Då veckoprofilen kopierades upp för att täcka en längre period erhöles således ingen kontinuerlig övergång mellan veckorna i inflödesfilen vilket satte spår i resultatet under första dygnet.

När det gäller reglersystemet i modellen är en viktig skillnad jämfört med styrningen på verket att syrehalten i BSM1 regleras direkt genom styrsignalen från syrehaltsregulatorerna som ges i form av K_{La} . Det fanns alltså inga luftflödesregulatorer eller påverkan från ventiler när processen simuleras.

7.2 FULLSKALEFÖRSÖK

Anledningen till att de två försöksveckorna 19-25 mars och 2-8 april valdes för utvärdering var att dessa veckor hade likvärdig belastning och att tillfredställande reningsresultat uppnåddes. Tidigare i försöksperioden var belastningen så hög att val av styrstrategi inte påverkade resultatet eftersom luftningen stora delar av dygnen inte räckte till (se exempel på detta i figur 46). I och med att luftflödet inte räckte till erhöles otillfredsställande rening vilket båda reglerstrategierna naturligtvis försökte justera genom att styra ventilen till helt öppet läge för att få in maximalt med luft till bassängen. Det var under dessa perioder således inte möjligt att skilja strategiernas prestation åt. Under perioden 5-15 mars var linje 8 avstängd vilket medförde att övriga linjer belastades mer än normalt. När alla linjer åter var igång noterades en märkbar förändring i reningsresultatet. Med minskad belastningen lyckades försökslinjen och referenslinjen uppnå tillfredställande rening utan att maximal luftning krävdes under allför stor del av dygnen vilket möjliggjorde jämförelse av strategierna.

Utifrån stegsvarexperiment och veckoförsök kan konstateras att regulatorerna varit vältrimmade. Regleringen fungerade bra så länge processen inte påverkades i allt för stor grad av begränsning i luftningskapaciteten eller andra komplikationer med utrustning och regulatorer.

7.2.1 Jämförelse mellan syrehaltsprofil och ammoniumåterkoppling

Förmåga att hålla börvärdet för syrehalten

Den huvudsakliga anledningen till att syrehalten under perioder avvek från börvärdet var begränsningar i luftflödet. Exempel på detta har visats i figur 41 och 42 där det syns att styrningen fungerar väl så länge ventilens öppningsgrad inte nått det övre eller undre ändläget. I zonerna 1, 3 och 4 klarade regleringen inte att få upp syrehalten till börvärdet under den högbelastade delen på dygnet på grund av att det inte gick att blåsa in tillräckligt med luft. Motsatsen inträffade främst i zon 5 och 6 där syrehalten steg över börvärdet under lågbelastade perioder. Det uppstod dock inte lika höga syretoppar som tidigare förekommit i de sista zonerna. Under veckoförsöken erhöles som högst syrehalter kring 4 mg/l vilket kan jämföras med utvärderingen av Åfeldt (2011) då de syretoppar över 8 mg/l som registrerades i de sista zonerna kunde minskas till maximalt 4 mg/l genom att införa zonvis reglering av syrehalten.

Rening och energiförbrukning

Under de två försöksveckorna erhöles likvärdig rening för båda reglerstrategierna, dock krävdes mindre mängd luft vid reglering med ammoniumåterkoppling. Eftersom inkommande koncentration och inflöde skiljde sig åt mellan försöksveckorna kan det vara mer rättvist att jämföra hur mycket luft som gått åt för per avskiljd mängd ammoniumkväve. Luftningsbehovet beror dock både på inkommande ammonium och COD. Vid hög COD-belastning förbrukas mer syre vilket behöver kompenseras genom ett ökat luftflöde. Koncentrationen av COD in och ut från nitrifikationsbassängerna ansågs vara tillräckligt lika mellan de två försöksveckorna för att kunna anta att andelen syre som förbrukats för oxidation av organiskt material var densamma under de veckor som utvärderades. Därigenom jämfördes strategiernas luftförbrukning i relation till mängd avskiljt ammoniumkväve för att ge ett mått på energieffektiviteten. Värt att poängtera här är att kvantiteten luft (som redovisas i figur 45) inte skulle vara densamma om processen endast renade ammoniumkväve utan det är skillnaden mellan strategierna som är relevant.

Skillnaden i energiförbrukning mellan de två reglerstrategierna var densamma oberoende av om beräkningen gjordes utifrån den andel av totala luftflödet till försökslinjen som genererats av de eldrivna blåsmaskinerna (genom att utnyttja ekvation 15) eller utifrån den faktiska effektförbrukningen. Detta resultat visar att sambandet mellan luftflöde och effektförbrukning som Åfeldt (2011) tagit fram för de eldrivna blåsmaskinerna fortfarande gäller trots installation av en gasdriven blåsmaskin. Beräkningar av förbrukad energi per genererad volym luft visade att det var ungefär lika energieffektivt att generera luft med de eldrivna blåsmaskinerna som från med gasdrivna blåsmaskinen. Detta innebär att ekvation 15 även kan användas för uppskattning av energiförbrukning utifrån det totala luftflödet. Detta gäller dock under

förutsättning att endast hälften av gasmotorns energiförbrukning kan antas gå till luftning.

7.2.2 Jämförelse mot ursprunglig reglerstrategi

Båda reglerstrategierna som testades i försökslinjen medförde en minskad energiförbrukning jämfört med referenslinjen (tabell 18). Skillnaden mellan försökslinje och referenslinje var störst under veckan med syrehaltsprofil. Sett till totalt förbrukad energi förbrukades dock minst energi med ammoniumåterkoppling.

Under första försöksveckan tillämpades stegbeskickning i referenslinjen men inte i försökslinjen. Beskickningen ändrades inför försöken med ammoniumåterkoppling och efter ändringen förbättrades reningsresultatet i referenslinjen. Detta kan förklaras genom att en större slamhalt hålls i bassängen vid stegbeskickning vilket ger ett ökat syrebehov. Då luftflödet i referenslinjen inte kunde tillgodose syrebehovet blev reningen sämre. Stegbeskickningen anses därför bidra till att skillnaden mellan linjernas prestation var större under den första försöksveckan än under den andra försöksveckan. Skillnaden gör att DO-profil tycks bättre än ammoniumåterkoppling jämfört med ursprunglig reglering, vilket inte behöver vara fallet.

På grund av att referenslinjen inte anses vara representativ för den ursprungliga regleringens prestation, speciellt inte under försöksveckan med DO-profil, kan jämförelse mot denna linje ge en överskattning av reglerstrategiernas potential att minska energiförbrukningen. Istället kan snittet för alla linjer, utom försökslinjen, utgöra en bättre grund för jämförelse. Dock anses denna jämförelse ge en underskattning av möjlig energibesparing. Speciellt under veckan med ammoniumåterkoppling då förutsättningarna i referenslinjen var desamma som i försökslinjen (i största möjliga mån). Med ammoniumåterkoppling var besparingen i försökslinjen 7 procentenheter lägre vid jämförelse mot referenslinje än vid jämförelse mot snittförbrukningen. Kontentan av detta resonemang är att syrehaltsprofilens prestation i jämförelse mot ursprunglig reglering i referenslinjen ger en överskattning av reglerstrategins potential att spara energi. Större vikt bör istället läggas vid jämförelse mot veckan med ammoniumåterkoppling, där resultaten visar att ammoniumåterkopplingen förbrukade 8 % mindre energi än syrehaltsprofilen. För ammoniumåterkopplingen anses jämförelse mot referenslinjen ge en mer rimlig indikation på strategins potential. Trots att energibesparingen var mindre vid jämförelse mot snittförbrukningen än vid jämförelse mot referenslinjen anses att en besparing på omkring 9 % sannolikt ger en större underskattning än den eventuella överskattning det innebär att anta en potentiell energibesparing på 16 %.

I försökslinjen styrdes ventilläget i zon 1 och 2 direkt av syrehaltsregulatorn. Nackdelen med en sådan styrning diskuteras bland annat av Olsson m.fl. (2005) som förordar en inre reglerkrets där en underordnad luftflödesregulator kan kompensera för ventilens olinjäritet och få syrehaltsregulatorn att uppfatta systemet som linjärt. Dock har det under fullskaleförsöken inte uppstått några problem med regleringen i de två första zonerna. I dessa zoner är det varit möjligt att få ett högre luftflöde än i zon 3 trots att de

tre zonerna har dimensionerats för samma maximala luftflöde. En trolig anledning till detta kan vara borttagandet av luftflödesgivarna i zon 1 och 2, se Åfeldt (2011) för resonemang kring tryckförluster på grund av dessa givare. Eftersom zon 3 var svårast att styra på grund av att ventilläget snabbt nådde 100 % vid ökad belastning kan det vara värt att överväga att ta bort luftflödesgivaren även i denna zon och låta syrehaltsregulatorn styra luftflödet.

Under den 10 veckor långa försöksperioden varierade förutsättningarna mycket. Yttre omständigheter som bidrog till störningar på processen var bland annat temperaturförändringar och flödestoppar vid snösmältning och regnperioder. Med detta i åtanke anses att de två försöksveckorna är för kort utvärderingsperiod för att säkert kunna dra några slutsatser kring hur de undersökta reglerstrategierna skulle prestera under en längre tid jämfört med ursprunglig reglering. Dock har båda strategierna uppvisat tydliga fördelar med avseende på reningsresultat och energiförbrukning. Att regleringen skulle förbättras vid implementering av syrehaltsprofil eller ammoniumåterkoppling stöds även av studerad litteratur.

En långtidsutvärdering av ammoniumåterkoppling rekommenderas för att göra en säkrare bedömning av regleringens prestation.

7.2.3 Regulatorer

Både stegsvarexperiment och veckoförsök har visat att regulatorerna är vältrimmade. I figur 42 kan ses att syrehalten i zon 2 kunde följa börvärdet väl vilket indikerar att ammoniumregulatorn var tillräckligt långsam. Om syrehalten istället reagerat med en förskjutning i förhållande till börvärdet hade detta varit en indikation på att ammoniumregulatorn varit för snabb.

Konsekvensen av de kommunikationsproblem som ammoniumregulatorn i perioder uppvisat (figur 47) var otillfredsställande ammoniumrening i de fall regulatorns utsignal inte ökades tillräckligt. När utsignalen inte gick ner vid låga utgående ammoniumkoncentrationer blev konsekvensen istället att bassängen luftades mer än nödvändigt vilket ur energisynpunkt är ineffektivt. Därför är det viktigt att säkerställa att kommunikationsproblem i regulatorn inte inträffar.

Om det skulle återkomma problem med höga syrehalter och att ventilen inte kan tillåtas stängas mer skulle det vara möjligt att minska luftningen ytterligare genom att variera antal luftade zoner alternativt genom att tillämpa intermitterent luftning (stänga av och slå på luftningen i tidsintervall).

Även om det tidigare funnits att en lämplig integrationstid för ammoniumregulatorn i försökslinjen är omkring 7000 s (Wiig, 2012) tycks 1200 s medföra att regulatorn blir tillräckligt långsam. Med denna inställning följde syrehalten börvärdet och regleringen var mer energieffektiv än övriga strategier. Eftersom det inte är möjligt att överföra regulatorinställningar från simuleringar till regulatorerna på Himmerfjärdsverket är det inte möjligt att dra några säkra slutsatser kring huruvida en ännu långsammare regulator skulle förbättra regleringen. Dock kan det vara av intresse att undersöka detta med tanke

på den tidigare utredningen av Wiig (2012) och att simuleringarna i denna studie visade att en långsam ammoniumåterkoppling var mer energieffektiv än en snabb.

7.2.4 Felkällor

De data som har använts hämtades huvudsakligen i form av minutvärden från systemet NXW. Uppgifter från ammoniumgivaren i referenslinjen loggas dock inte. Data för utgående ammonium från referenslinjen hämtades istället från ett annat system (Citect) som endast kan ge 1000 värden över vald tidsperiod. Dessa värden slumpas fram och då data hämtats dygnsvis erhöles således färre och mer osäkra uppgifter från Citect jämfört med NXW (1440 värden från NXW jämfört med 1000 slumpade värden från Citect). För att bedöma pålitligheten i de data som hämtats från Citect gjordes en jämförelse av data från ammoniumgivaren i utloppet från försökslinjen. Veckomedelvärde för försöksveckorna var något lägre då data från Citect användes jämfört med uppgifter från NXW. Avvikelsen var som mest 0,03 mg/l (beräknat för veckan 19-25 mars).

Eftersom utgående ammoniumkoncentrationer för hela nitrifikationssteget baseras på mätningar efter sedimenteringsstegen är reningsgraden inte direkt jämförbar med reningen i försöks- och referenslinjen. Under sedimentationen kan en viss nitrifikation fortsätta ske vilket medför att utgående koncentrationer blir lägre i mätpunkten efter sedimentationsbassängerna.

Ammoniumgivaren i inflödet till försökslinjen fungerade inte under försöksperioden vilket gjorde att det inte var möjligt att utvärdera ammoniumreningen lika noggrant som önskat. Dessutom har det inte varit möjligt att mäta flöde och belastning specifikt till försöks- och referenslinjen. Den provtagare som använts för att mäta inkommande ammoniumkoncentrationer sitter i mitten av det flöde som går till de åtta nitrifikationslinjerna dock kan antas att belastning och flöde skiljer en del mellan linjerna. I och med att provtagaren samlade vatten över hela dygn kunde inte dygnsvariationerna i belastningen studeras.

Det olinjära samband som gäller mellan K_{La} och luftflöde medför att energiförbrukning per avskild mängd ammoniumkväve ökar med ökad reningsgrad. Det kostar således mer att avskilja en viss mängd kväve om koncentrationen redan är låg jämfört med att avskilja samma mängd vid en högre koncentration. Att använda kWh/ NH_4 -red för att utvärdera reningseffektiviteten med olika strategier kan därför ge missvisande resultat vid om reningsresultaten är olika. Under försöken på Himmerfjärdsverket erhöles dock likvärdig rening, med avseende på både variation och medelvärde, under veckorna med respektive reglerstrategi. Simuleringarna genomfördes så att alla strategier gav samma medelvärde för utgående ammoniumkoncentration dock var variationen olika. Som nämnts i avsnitt 3.4.1 visar resultat från Ingildsens (2002) fullskaleförsök att det går att spara energi om utgående ammoniumkoncentrationer nära noll undviks. Då dygnsvariationer medför att utgående ammoniumkoncentrationen under perioder är mycket låg är det således mer energieffektivt att minska variationerna.

8 SLUTSATSER

Ammoniumåterkoppling jämfördes med syrehaltsprofil för styrning av Himmerfjärdsverkets aktivslamprocess med nitrifikation. Utvärderingen gjordes genom fullskaleförsök och simuleringar i BSM1. Resultatet visade att:

- Den mest energieffektiva reglerstrategin enligt simuleringar var långsam ammoniumåterkoppling, vilket även bekräftades vid fullskaleförsök.
- Både stigande syrehaltsprofil och ammoniumåterkoppling presterade bättre med avseende på rening och energiförbrukning jämfört med ursprunglig reglering vid Himmerfjärdsverket. Om ammoniumåterkoppling skulle implementeras i alla åtta linjer finns potential att minska Himmerfjärdsverkets energiförbrukning för luftning av nitrifikationsbassängerna med 16 %.
- En stigande syrehaltsprofil är att föredra framför en avtagande eller jämn profil för att minska uppkomsten av syretoppar i slutet på den luftade bassängen. Det är även mer energieffektivt med en stigande profil jämfört med jämn eller avtagande profil.

Under perioder då regleringen inte var påverkad av luftflödets övre och undre begränsningar fungerade styrningen av syrehalten mycket väl och börvärdet för utgående ammoniumkoncentration kunde hållas. Regleringen begränsades främst av luftningskapaciteten men i slutet av bassängen medförde även minsta tillåtna luftflöde att det under lågbelastade perioder inte gick att styra processen. För att regleringen ska fungera under höga belastningstoppar krävs att luftningskapaciteten ökas. För att ammoniumregleringen ska fungera krävs även att det inte uppstår några kommunikationsproblem i regulatorn.

Vidare utredningar kring reglersystemet kan ytterligare förbättra processen. Till exempel bör utredas om de luftflödesgivare som finns installerade i zon 3-6 påverkar luftningskapaciteten negativt och hur reglerstrategierna fungerar över längre tid.

9 REFERENSER

Benedetti, L., De Baets, B., Nopens, I. & Vanrolleghem, P.A. (2010). "Multi-criteria analysis of wastewater treatment plant design and control scenarios under uncertainty". [Elektronisk]. *Environmental Modelling & Software*, vol. 25, nr 5, s. 616-621. Tillgänglig via: Science Direct.

Bitton, G. (2005). *Wastewater microbiology*, 3rd ed., John Wiley & Sons Inc, New Jersey.

Carlsson, B. (2010 a). *Some control strategies for the activated sludge process*. [Kursmaterial, Kommunal och industriell avloppsvattenrening]. Division of Systems and Control, Department of Information Technology, Uppsala universitet. Senast reviderad augusti 2010, Uppsala.

Carlsson, B. (2010 b). *An introduction to modelling of bioreactors*. [Kursmaterial, Kommunal och industriell avloppsvattenrening]. Division of Systems and Control, Department of Information Technology, Uppsala universitet. Senast reviderad augusti 2010, Uppsala.

Carlsson, B. och Hallin, S. (2010). *Tillämpad reglerteknik och mikrobiologi i kommunala reningsverk*. Svenskt Vatten, Publikation U10.

Eckenfelder W. W. och Grau P., (reds.) (1992). *Activated sludge process design and Control: Theory and practice, Volume 1*. Technomic publication.

Fors, J. (2008). *Grafisk redovisning av energiflöden inom SYVAB*, EnerGia Konsulterande ingenjörer AB. [Opublicerat manuskript].

Forster C. F. (2003). *Wastewater Treatment and Technology*. Thomas Telford, London. ISBN: 0-72773-229-3.

Henze, M., Grady, C.P.L. Jr, Gujer, W., Marais, G.v.R. och Matsuo, T. (1987). *Activated Sludge Model No. 1. IAWQ Scientific and Technical Report No.1*. IAWQ, London.

Ingildsen, P. (2002). *Realising full-scale control in wastewater treatment systems using in situ nutrient sensors*. ISBN: 91-88934-22-5. Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund university.

Jeppsson, U., Pons, M.N., Nopens, I., Alex, J., Copp, J.B., Gernaey, K.V., Rosen, C. Steyer, J.P., Vanrolleghem, P.A. (2007). "Benchmark simulation model no. 2: general protocol and exploratory case studies". [Elektronisk]. *Water Science & Technology*, vol. 56, nr 8, s. 67-78. Tillgänglig via: Science Direct.

Jeyanayagam, S. (2005). "True confessions of the Biological Nutrient Removal Process". *Florida Water Resources Journal*, s. 37-46. Januari.

Lindberg, C-F. (1997). *Control and estimation strategies applied to the activated sludge process*. ISBN: 91-506-1202-6. Department of Materials Science Systems and Control Group, Uppsala university.

Lundgren, M., (2011) *Utveckling av en energieffektiv luftningsstrategi vid Käppalaverket, Lidingö*. Examensarbete i Miljö- och vattenteknik, Uppsala universitet, UPTTEK W 10 035.

Olsson, G., Nielsen, M., Yuan, Z., Lyngaard-Jensen, A., Steyer, J.P. (2005). *Instrumentation, Control and Automation in Wastewater Systems*. Tryckt av: IWA Publishing, London, UK.

Olsson, G. (2012). "ICA and me – a subjective review". [Elektronisk]. *Water research*, vol. 46, nr 6, s.1585-1624. Tillgänglig via: ScienceDirect.

Svenskt Vatten (2010). *Avloppsteknik 2, reningsprocessen*, andra upplagan. Svenskt Vatten, Publikation U2, ISSN 1654-5117.

Syvaab (2009). *Vi värnar vårt vatten*. [Broschyr].

Syvaab (2012). *Syvaab Himmerfjärdsverket, miljörapport 2011*. [Opublicerat manuskript].

Tchobanoglous G., Burton F. L., Stensel H. D. (2004). *Wastewater engineering: treatment and reuse*, 4th ed., Metcalf & Eddy, Inc., McGraw-Hill, New York.

Thunberg, A., (2007) *Energieffektivisering av luftningssteget på Käppalaverket, Lidingö*. Examensarbete i Miljö- och vattenteknik, Uppsala universitet, UPTTEK W 07 005.

U.S. EPA (2008). *Municipal Nutrient Removal Technologies Reference Document, Volume 1 – Technical Report*. [Elektronisk]. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 832-R-08-006.

Wiig, L. (2012). *Utvärdering av reglerstrategier i luftningssteget på Himmerfjärdsverket*. Examensarbete i Kemiteknik, KTH, Stockholm. [Opublicerat manuskript].

Yong, M., Yongzhen, P. & Shuying, W., (2005) *Feedforward-feedback control of dissolved oxygen concentration in a predenitrification system*. *Bioprocess and biosystems engineering*, vol. 27, nr 4, s. 223-228.

Åfeldt, E. (2011). *Utvärdering och förbättring av syrerregleringen vid Himmerfjärdsverket*. Examensarbete i Industriell ekologi, KTH, Stockholm.

Åmand, L., och Carlsson, B. (2012). "Optimal aeration control in a nitrifying activated sludge process". [Elektronisk]. *Water research*, vol. 46, nr 7, s. 2101-2110. Tillgänglig via: ScienceDirect.

APPENDIX A

Analys av ammoniumkväve och COD i avloppsvattnet har utförts på dygnsprover tagna av automatiska provtagare placerade efter försedimenteringen (IN) och före fluidbädden (UT). Dessa punkter representerar inkommande och utgående koncentrationer från hela nitrifikationssteget (alla åtta linjer). Analysen av ammoniumkväve har genomförts i kyvetter från Hach-Lange för NH₄-N i intervallen 0,015-2,0 mg/l (LCK 304) och 2-47 mg/l (LCK 303) och spektrofotometer DR 5000.

Från samma dygnsvattenprover har även ett prov skickats för ackrediterad analys av COD till ALcontrol AB, Linköping. Analysen har skett med ampullmetod COD_{Cr}. Mätosäkerheten angiven till ±15-30 % där högre osäkerhet gäller vid halter nära rapporteringsgränsen.

Prover har endast hämtats under arbetsveckodagar, fem prov per vecka där fredag till söndag ger ett gemensamt prov, med undantag för särskilda helgdagar. Vattenproverna har frysts in och analys av NH₄-N har utförts en gång per vecka.

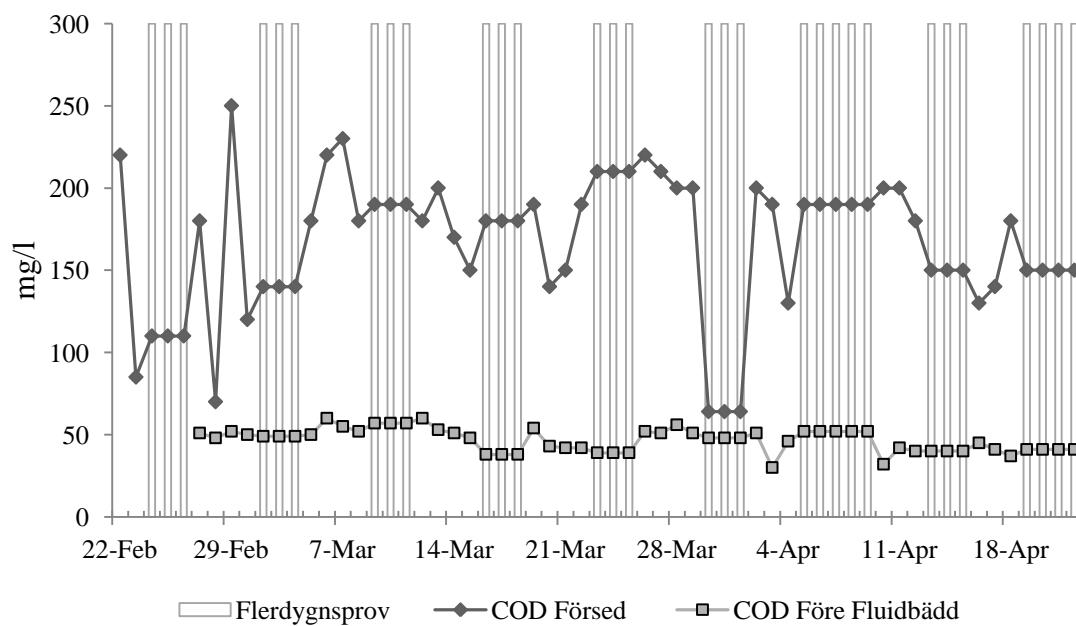
I tabell A1 och figur A1 redovisas analysresultaten för NH₄-N och COD.

Tabell A1 Analysresultat för ammoniumkväve (NH₄-N) och COD in till nitrifikationsbassängerna och ut från eftersedimenteringen.

Provdatum	NH₄-N IN	NH₄-N UT	COD IN	COD UT
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
2/22/2012	20,3	-	220	-
2/23/2012	9,87	-	85	-
24-26/2 2012	13,9	-	110	-
2/27/2012	15,7	4,1	180	51
2/28/2012	15,5	3,96	70	48
2/29/2012	19,8	6,86	250	52
3/1/2012	19,4	4,42	120	50
2-4/3 2012	17,6	2,07	140	49
3/5/2012	20,4	4,3	180	50
3/6/2012	20,9	6,9	220	60
3/7/2012	24,3	7,68	230	55
3/8/2012	23,4	6,76	180	52
9-11/3 2012	20,9	9,86	190	57
3/12/2012	18,6	6,42	180	60
3/13/2012	21,1	7,52	200	53
3/14/2012	21,1	6,84	170	51
3/15/2012	20,5	3,99	150	48
16-18/3 2012	21	2,7	180	38
3/19/2012	19,9	1,77	190	54
3/20/2012	saknas	0,889	140	43
3/21/2012	19,4	0,987	150	42
3/22/2012	20,3	0,942	190	42
23-25/3 2012	24,2	0,811	210	39

3/26/2012	22,2	1	220	52
3/27/2012	23,1	0,523	210	51
3/28/2012	22	1,04	200	56
3/29/2012	20,8	1,63	200	51
30/3-1/4 2012	20,5	1,85	64	48
4/2/2012	20,3	1,97	200	51
4/3/2012	18,7	1,43	190	<30
4/4/2012	18,5	1,12	130	46
5-9/4 2012	18,3	1,15	52	saknas
4/10/2012	23,4	2,23	200	32
4/11/2012	20,4	2*	200	42
4/12/2012	20,9	0,944	180	40
13-15/4 2012	16,8	4,83	150	40
4/16/2012	14,1	4,54	130	45
4/17/2012	15,8	3,41	140	41
4/18/2012	16,3	2,09	180	37
19-22/4 2012	15,9	1,14	150	41

* Ej detekterbar i något av intervallen; 0,015-2,0 mg/l och 2-47 mg/l



Figur A1 Resultat från laboratorieanalys av COD i inkommande och utgående vatten från nitrifikationsbassängerna. Staplarna indikerar att analysen utförts på ett samlingsprov över flera dygn.

APPENDIX B

Det totala luftflödet är summan av det luftflöde som genererats av den gasmotordrivna blåsmaskinen och det luftflöde som genererats av de eldrivna blåsmaskinerna. Eftersom luftflödet som genererats av de eldrivna blåsmaskinerna inte loggats har det totala luftflödet istället beräknats som summan av luftflödet till nitrifikationen och luftflödet till deammonprocessen se ekvation B1.

Det biogasflöde och den effekt som krävs för att generera luftflödet till försökslinjen, L3, och referenslinjen, L4, har beräknats genom ekvation B2 och B3.

$$Q_{L,TOT} = Q_{L,NITR} + Q_{L,DEAM} \quad (B1)$$

$$Q_{GAS,Li} = \frac{Q_{GAS}}{Q_{L,TOT}} Q_{L,Li} \quad (B2)$$

$$P_{BM,L3} = \frac{P_{BM}}{Q_{L,TOT}} Q_{L,Li} \quad (B3)$$

där

$Q_{L,TOT}$	= Totalt luftflöde [Nm^3/d]
$Q_{L,NITR}$	= Luftflöde till nitrifikationen [Nm^3/d]
$Q_{L,DEAM}$	= Luftflöde till deammonprocessen [Nm^3/d]
$Q_{L,Li}$	= Luftflöde till linje i , $i = 3, 4$ [Nm^3/d]
Q_{GAS}	= Gasflöde till gasmotorn [m^3/d]
P_{BM}	= Effekt som krävs för att driva blåsmaskiner [kW]
$Q_{GAS,Li}$	= Gasflöde som linje i kan belastas med, $i = 3, 4$ [m^3/d]
$P_{BM,L3}$	= Effekt som linje i kan belastas med, $i = 3, 4$ [kW]

Energiförbrukning i form av biogas har beräknats med ekvation B4. Förbrukad biogasvolym har omvandlats om till normal kubikmeter (Nm^3) metangas enligt appendix C.

$$E_{GAS} = \alpha V_{CH4} \quad (B4)$$

där

E_{GAS}	= Energiförbrukning biogas [kWh]
V_{CH4}	= Volym förbrukad metangas [Nm^3]
α	= Energiinnehåll i metangas [kWh/Nm^3]

Faktorn α beskriver energiinnehållet i en kubikmeter metangas. Metan vid standardtryck (1 atm) och standardtemperatur (20°C) innehåller $35800 \text{kJ}/\text{m}^3$ (Tchobanoglous m.fl., 2004, s. 1525) och omvandlingsfaktorn från kJ till kWh är $2,778\text{E-}4 \text{ kWh}/\text{kJ}$. Beräkning av metangasens energiinnehåll (ekvation B5) ger att $\alpha = 10 \text{ kWh}/\text{Nm}^3$.

$$1 \text{ Nm}^3 \text{ metan} \rightarrow 35800 \text{ kJ} \times 0,0002778 \frac{\text{kWh}}{\text{kJ}} \rightarrow 9,945 \text{ kWh} \approx 10 \text{ kWh} \quad (B5)$$

Hälften av den gasenergi som förbrukats av gasmotorn har antagits gå till att producera värme och hälften till att driva blåsmaskinen.

Elenergiförbrukningen har beräknats enligt

$$E_{EL} = tP_{BM} \quad (\text{B6})$$

där

- E_{EL} = Elenergiförbrukning [kWh]
- P_{BM} = Effekt för att driva blåsmaskinerna [kW]
- t = timmar [h]

APPENDIX C

Beräkning av volym metangas (CH₄) som förbrukats för att driva gasmotorn.

De konstanter som använts för omvandling av biogasvolymen till normalkubikmeter metangas visas i tabell C1. Uppmätt gasvolym från givare visas tillsammans resultaten i tabell C2. Biogasens metaninnehåll har antagits vara 62 vol% utifrån årsmedelvärde för biogasen som produceras på Himmerfjärdsverket (Åfeldt, muntl. 2012-04-23). Utifrån allmänna gaslagen (ekvation C1) erhöles antal mol CH₄ denna volym motsvarade vid temperaturen 65 °C och trycket 480 mbar. Genom att ändra tryck och temperatur, i ekvation C1, till standardvärden, 1 atm respektive 0°C, erhöles volymen metan i normalkubikmeter.

Tabell C1 Parametervärden för att beräkna volymen biogas i normalkubikmeter (index std) och värden som gäller vid Himmerfjärdsverket (index h).

Parametervärden	
R (J K⁻¹ mol⁻¹)	8,3145
T_{std} (K) vid 0°C	273,15
P_{std} (Pa) vid 1 atm	101325
T_h (K) vid 65°C	338,15
p_h (Pa) vid 480 mbar över atm	149325
Andel metan i biogasen (vol%)	62

$$V = \frac{nRT}{p} \quad (C1)$$

Tabell C2 Totalt förbrukad gasvolym per dygn, motsvarande volym metan, antal mol CH₄ i gasvolymen och beräknad totalvolym förbrukad metangas i normalkubikmeter vid användning av standardtemperatur 0°C och 20°C.

	V _{GAS} m ³ /d	V _{CH4} m ³ /d	Temp K	n _{CH4} mol	V _{CH4} (1atm, 0°C) Nm ³ /d	V _{CH4} (1atm, 20°C) Nm ³ /d
19-Mar	3906	2422	338,15	207453	2883	3094
20-Mar	3896	2416	338,15	206922	2876	3086
21-Mar	3972	2463	338,15	210958	2932	3146
22-Mar	3958	2454	338,15	210215	2921	3135
23-Mar	3995	2477	338,15	212180	2949	3164
24-Mar	4021	2493	338,15	213561	2968	3185
25-Mar	3993	2476	338,15	212073	2947	3163
2-Apr	4153	2575	338,15	220571	3065	3290
3-Apr	4082	2531	338,15	216800	3013	3233
4-Apr	4178	2590	338,15	221899	3084	3309
5-Apr	4190	2598	338,15	222536	3093	3319
6-Apr	4184	2594	338,15	222218	3088	3314
7-Apr	4171	2586	338,15	221527	3079	3304
8-Apr	4196	2602	338,15	222855	3097	3324

Volym förbrukad metangas i normalkubikmeter per dygn för försöks- och referenslinjen visas i tabell C3.

Tabell C3 Förbrukad volym gas i normalkubikmeter för att förse försökslinjen (L3) och referenslinjen (L4) med respektive luftflöde.

	$V_{CH_4,L3} (0^\circ C)$ Nm ³ /d	$V_{CH_4,L4} (0^\circ C)$ Nm ³ /d	$V_{CH_4,L3} (20^\circ C)$ Nm ³ /d	$V_{CH_4,L4} (20^\circ C)$ Nm ³ /d
19-Mar	339	382	364	410
20-Mar	303	370	326	397
21-Mar	308	385	331	413
22-Mar	293	375	315	403
23-Mar	297	383	318	411
24-Mar	300	387	322	416
25-Mar	312	390	334	418
2-Apr	344	377	369	405
3-Apr	303	368	326	395
4-Apr	323	367	347	394
5-Apr	308	365	331	391
6-Apr	310	380	332	408
7-Apr	307	387	329	416
8-Apr	307	386	330	412

APPENDIX D

De luftflödesdata som använts för att beräkna energiförbrukning för nitrifikationen i försöks- och referenslinjen under veckoförsöken 19-25 mars och 2-8 april visas i tabell D1. Data över biogasflöde och effekt för att driva gasmotor och blåsmaskiner under försöksveckorna visas i tabell D2.

Tabell D1 Dygnsmedelvärden för luftflödesdata från gasmotordriven blåsmaskin (GM), till deammonprocessen (DEAM), nitrifikationsprocessen (NITR), försökslinjen (L3) och referenslinjen (L4). Data är hämtad från NXW och alla flöden är beräknade utifrån mintmedelvärden för flöde per timme förutom $Q_{L,NITR}$ som är hämtad direkt som flöde per dygn.

Datum	$Q_{L,GM}$ Nm ³ /d	$Q_{L,DEAM}$ Nm ³ /d	$Q_{L,NITR}$ Nm ³ /d	$Q_{L,L3}$ Nm ³ /d	$Q_{L,L4}$ Nm ³ /d
19-Mar	575475	84831	803800	104547	117663
20-Mar	580587	100421	900200	105538	128829
21-Mar	551116	77357	866600	99241	123965
22-Mar	548382	108368	878600	99025	126799
23-Mar	549902	108797	939100	105415	136195
24-Mar	549812	111533	899800	102383	131984
25-Mar	556552	111782	776300	93908	117417
2-Apr	559003	89056	761600	95429	104681
3-Apr	571548	93004	807800	90682	110082
4-Apr	570351	102174	826900	97329	110717
5-Apr	566024	105209	841100	94396	111594
6-Apr	565924	95750	844400	94186	115741
7-Apr	565394	85411	667800	74964	94664
8-Apr	565606	88019	651400	73385	91580

Tabell D2 Dygnsmedelvärden för den effekt som krävs för att driva blåsmaskiner (BM) och det gasflöde som drivit gasmotorn. Effektdata är hämtad som minutmedelvärden, gasförbrukningen är hämtad som flöde per dygn, från NXW.

Datum	P_{BM1} kW	P_{BM2} kW	P_{BM3} kW	P_{BM4} kW	P_{BM,TOT} kW	Q_{GAS,TOT} m³/d
19-Mar	0	195	129	82	405	3906
20-Mar	58	249	0	182	490	3896
21-Mar	52	222	2	139	415	3972
22-Mar	69	233	0	174	475	3958
23-Mar	74	250	0	200	524	3995
24-Mar	64	247	0	185	496	4021
25-Mar	35	220	0	134	390	3993
2-Apr	36	219	0	103	358	4153
3-Apr	34	234	0	126	394	4082
4-Apr	43	237	0	141	421	4178
5-Apr	2	241	35	157	435	4190
6-Apr	0	226	68	127	421	4184
7-Apr	0	202	0	66	268	4171
8-Apr	0	190	0	60	250	4196

Totalt luftflöde, det gasflöde och den effekt som försöks- och referenslinjen kan belastas med beräknades enligt ekvationer i appendix B. Resultatet av beräkningarna visas i tabell D3.

Tabell D3 Beräknade värden för det gasflöde och den effekt som försöks- och referenslinjen kan belastas med.

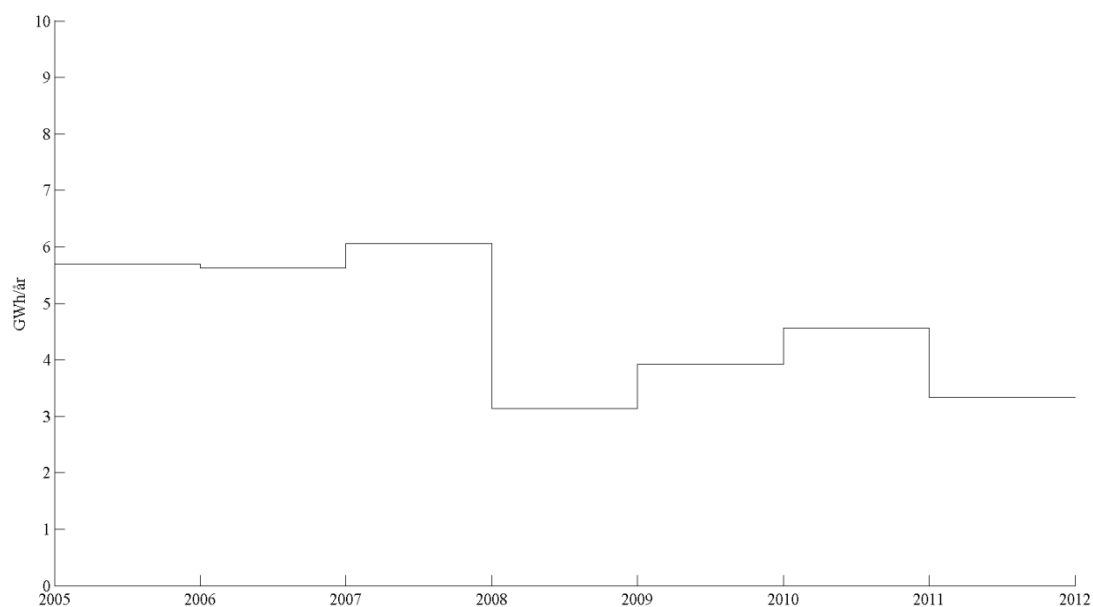
Datum	Q_{GAS,L3} m³/d	Q_{GAS,L4} m³/d	P_{BM,L3} kW	P_{BM,L4} kW
19-Mar	230	259	48	54
20-Mar	205	251	52	63
21-Mar	209	261	44	54
22-Mar	199	254	48	61
23-Mar	201	260	53	68
24-Mar	204	262	50	65
25-Mar	211	264	41	52
2-Apr	233	256	40	44
3-Apr	205	249	40	48
4-Apr	219	249	44	50
5-Apr	209	247	43	51
6-Apr	210	258	42	52
7-Apr	208	262	27	34
8-Apr	208	260	25	31

Energiförbrukning för försöks- och referenslinjen under de två försöksveckorna redovisas i tabell D4.

Tabell D4 Energiförbrukning uppdelat mellan elenergi och gasenergi i försökslinjen (L3) och referenslinjen (L4)

Datum	Elenergi L3 kWh/d	Elenergi L4 kWh/d	Gasenergi L3 kWh/d	Gasenergi L4 kWh/d
19-Mar	1144	1287	1664	1872
20-Mar	1240	1514	1488	1816
21-Mar	1047	1308	1512	1889
22-Mar	1144	1465	1438	1841
23-Mar	1265	1635	1455	1880
24-Mar	1205	1554	1474	1900
25-Mar	990	1238	1529	1911
2-Apr	964	1057	1687	1850
3-Apr	952	1156	1488	1806
4-Apr	1058	1204	1585	1803
5-Apr	1041	1231	1513	1789
6-Apr	1012	1244	1517	1865
7-Apr	640	808	1503	1898
8-Apr	595	743	1508	1881

Årsmedelvärden för de eldrivna blåsmaskinernas elenergiförbrukning visas i figur D1.



Figur D1 De eldrivna blåsmaskinernas sammanlagda energiförbrukning per år sedan 2005.

APPENDIX E

De inställningar som använts för regulatorerna i försökslinjen från och med den 27 februari 2012 visas i tabell E1.

Tabell E1 Regulatorinställningar för de luftflödesregulatorer, syrehaltsregulatorer och den ammoniumregulator som finns för styrning av försökslinjen. De parametrar som kan ställas in är förstärkning, K, integrationstid, T_i , paustid, drifttid och samplingstid samt tillåtet spann för regulatorns utsignal (min och max ut). Inställningarna har gällt från den 27 februari 2012 till försökens avslut den 22 april 2012. De parametrar som dessförinnan justerades var förstärkningen för ammoniumregulatorn och för syrehaltsregulatorerna i zon 3 och 4 (fetmarkerade värden).

Regulator	Parameter	Zon 1	Zon 2	Zon 3	Zon 4	Zon 5	Zon 6
PI Luftflöde	K	0,28	0,28	0,5	0,3	0,3	0,3
	T_i (s)	8	8	7	15	15	15
	Paustid (s)				-		
	Drifttid (s)				-		
	Samplingstid (s)				3		
	Max ut (%)				100		
	Min ut (%)				30		
PI Syrehalt	K	0,8	0,8	0,8	2	0,5	0,5
	T_i (s)				300		
	Paustid (s)				3		
	Drifttid (s)				15		
	Samplingstid (s)				3		
	Max ut (%)				100		
	Min ut (%)	25	25	20	28	20	20
PI Ammonium	K				1,2		
	T_i (s)				1200		
	Paustid (s)				3		
	Drifttid (s)				15		
	Samplingstid (s)				3		
	Min ut (%)				35		
	Max ut (%)				10		

Förstärkning och integrationstid

Förstärkning för ammoniumregulatorn och för syrehaltsregulatorerna i zon 3 och zon 4 justerades mellan den 20-27 februari 2012. Ursprunglig förstärkning var 0,3 för ammoniumregulatorn och 0,3 respektive 0,5 för syrehaltsregulatorerna i zon 3 respektive zon 4. Integrationstiden för ammoniumregulatorn ökades till 1200 sekunder från ursprunglig inställning på 300 sekunder. Förstärkning och integrationstid för övriga

regulatorer har behållits från ursprunglig inställning efter trimning genomförd av Linda Åmand, IVL, inför denna studies start.

Paustid/Drifttid

Tidigare examensarbeten (Åfeldt, 2011 & Wiig, 2012 opubl.) har inkluderat test av paustid/drifttid för regulatorerna. Åfeldt (2011) höll drifttiden konstant 15 sekunder och körde tester med paustid 3 sekunder, 1 minut och 5 minuter. Resultatet av detta test visade ingen större skillnad (med avseende på syrehalt) mellan de olika valen av paustid och därför valdes 3 sekunder men motiveringen att en mer aktiv regulator gör regleringen mer stabil och att det går att justera andra parametrar för att göra regulatorn långsammare. Paus/drifttid finns bara för syrerregulatorn och är till för att förhindra wind-up (Wiig, 2012 opubl).

Styr signaler och börvärden

I tabell E2 visas vilka intervall för ventilläge, luftflöde, syrehalt och ammoniumhalt som regulatorns spann 0-100 % motsvarar. För luftflödesregulatorerna gäller att utsignalen motsvarar önskat ventilläge i procent, där 100 % motsvarat helt öppen. Utsignalen från syrehaltsregulatorn gäller som börvärde för luftflödet angivet i procent, där 100 % motsvarar 1500 respektive 1000 Nm³/h för zon 1-3 respektive zon 4-6.

Ammoniumregulatorns utsignal motsvarar börvärdet för syrehalten angivet i procent, där 100 % är 10 mg/l. Börvärdet för ammonium anges i procent där 0-100 % motsvarar 0-50 mg/l.

Tabell E2 Intervall för inställningar av ventilläge, luftflöde, syre- och ammoniumhalt i regulatorerna. I regulatorerna anges parametervärdet i procent av intervallet.

Parameter	0 – 100 %
Ventilläge	Stängd – Helt öppen
Luftflöde zon 1-3	0 – 1500 Nm ³ /h
Luftflöde zon 4-6	0 – 1000 Nm ³ /h
Syrehalt	0 – 10 mg/l
Ammoniumhalt	0-50 mg/l

APPENDIX F

I tabell F1 visas de inställningar och börvärden som användes vid simuleringar utan övre begränsning på K_{La} .

Tabell F1 Inställningar och börvärden som används vid simuleringar utan övre begränsning på K_{La} .

Strategi	Inställningar
Konstant luftflöde	$K_{La} = 197,5$ i alla zoner
Konstant syrehalt	DOBV 1,5 i alla zoner
Långsam NH_4-återkoppling	$K = -0,05$ $Ti = 0,08$ $NH_4BV = 3,2$ mg/l
Snabb NH_4-återkoppling	$K = -0,5$ $Ti = 0,08$ $NH_4BV = 3,2$ mg/l

I tabell F2 visas inställningar och börvärden för respektive reglerstrategi som utvärderades vid simulering med begränsningar för K_{La} .

Tabell F2 Beskrivning av inställningar för de reglerstrategier som simulerats med begränsningar på K_{La} .

Strategi	Inställningar
Konstant luftflöde	$K_{La} = 194$ i alla zoner
Konstant syrehalt	DOBV 1,45 i alla zoner
Stigande DO-profil	DOBV: 1,0/1,2/1,4/1,6/1,8/2,0
Avtagande DO-profil	DOBV: 2,0/1,8/1,6/1,4/1,2/1,0
Långsam NH_4-återkoppling	$K = -0,05$ $Ti = 0,08$ $NH_4BV = 3,5$ mg/l
Snabb NH_4-återkoppling	$K = -0,5$ $Ti = 0,08$ $NH_4BV = 3,5$ mg/l