

UPTEC W 13002
Examensarbete 30 hp
Januari 2013

Förbättring av kvävereduktionsprocessen på avloppsreningsverket Lucerna under WTOS-styrning

Improvement of the nitrogen removal process at the wastewater
treatment plant Lucerna in Västervik, Sweden, using WTOS-
control

JONAS WENSTRÖM

Referat

Förbättring av kvävereduktionsprocessen på avloppsreningsverket Lucerna under WTOS-styrning

Jonas Wenström

Övergödning av sjöar och hav är idag ett stort miljöproblem vilket samhället bidrar till genom sitt utsläpp av bland annat kväve. Därför har Sverige genom Baltic Sea Action Plan åtagit sig att minska sin belastning på Östersjön från reningsverk med 3000 ton kväve årligen fram till 2021. Om- och utbyggnader av reningsverk kommer att krävas, men en viss förbättring av reningen kan uppnås genom optimering av befintliga processer.

Avloppsreningsverket Lucerna i Västervik hade tidigare problem att uppnå tillräcklig kväverening, men sedan processtyrningssystemet WTOS implementerades 2010 klaras kraven. Efter att WTOS implementerats sker luftningen intermittent i verkets aktivslamsteg, i vilken en biologisk rening sker. För att utreda om kvävereningen ytterligare kunde förbättras utfördes denna studie med huvudmålet att lämna förslag på hur kvävereningen kunde förbättras i verkets aktivslamprocess. Vid sidan av huvudmålet undersöktes även hur energiförbrukningen kunde minskas.

Med simuleringar i Benchmark Simulation Modell nr 1, där en modell anpassades efter aktivslamsteget på Lucernaverket, utreddes fyra olika driftomställningar för att uppnå en bättre kvävereduktion. Som en kompletterande studie utfördes även fullskaleförsök, i en av två linjer i aktivslamsteget, för två typer av driftomställningar.

Från resultatet av studien rekommenderas att driften av aktivslamsteget under sommarförhållanden använder en fördenitrifikation och en förlängd tid för denitrifikationsfasen samt att lägre syrebövräden jämfört med vad som används i dagens drift utvärderas. Under vinterförhållanden rekommenderas en användning av en förlängd tid för denitrifikationsfasen samt att en stegbeskickning utvärderas i en av aktivslamlinjerna. Utöver driftomställningarna stöds även att en investering görs för att hela aktivslamsteget ska ha en mekanisk omblandning.

Om de rekommenderade driftomställningarna utförs förväntas en förbättring av kvävereduktionen i aktivslamsteget. Alla driftomställningarna förväntas även leda till en minskad energiförbrukning för luftningen på verket.

Nyckelord: Kväverening, aktivslamprocess, intermittent, luftning, BSM1

Uppsala universitet

Institutionen för informationsteknologi

Box 337

SE-751 05 Uppsala

Abstract

Improvement of the nitrogen removal process at the WWTP Lucerna in Västervik, Sweden, using WTOS-control

Jonas Wenström

The wastewater treatment plant Lucerna previously had problems to achieve sufficient nitrogen removal, but since the WTOS-process control system was implemented in 2010 the requirements have been met. After WTOS was implemented, the aeration is performed intermittently in the plants activated-sludge process. This study was conducted to investigate whether nitrogen removal could be further improved. The primary objective of the study was to provide suggestions on how nitrogen removal could be improved in the plants activated-sludge process. Alongside the main goal, the reduction potential on the aerations energy consumption was investigated for the aforementioned improvement.

Through simulations in Benchmark Simulation Model No. 1, where a model was adapted to the activated-sludge process at Lucerna, four different operational changes to achieve a better nitrogen reduction were evaluated. Full-scale trials were also carried out as a complement to the simulation study. Two types of operational changes were evaluated in one of the activated sludge process two lines.

Based upon the result, recommendations can be made that the operation of the activated sludge process during summer conditions uses a pre-denitrification setup and an extended time for the denitrification phase. Also a lower dissolved oxygen set points compared with those used in current operation should be evaluated. Recommendations under winter conditions are to use an extended time for the denitrification phase. Also, a step-feed setup could be evaluated in one of the lines of the activated-sludge process during winter conditions. In addition to the recommended operational changes, an investment in mechanical mixing for the entire activated-sludge process is supported.

If the recommended operational changes are implemented, an improvement of the nitrogen removal process is expected. Also, reduced energy consumption for aeration is expected with the implemented operational changes.

Keywords: Nitrogen removal, activated sludge process, intermittent aeration, BSM1

University of Uppsala

Department of Information Technology

Box 337

SE-751 05 Uppsala, Sweden

Förord

Med detta examenarbete avslutar jag mina studier på Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet. De erfarenheter och kunskaper som studierna gett mig stoppar jag härmed ner i min ryggsäck och går vidare ut i livet. Men först vill jag tacka några som hjälpt mig med den här studien, nämligen:

min handledare, Regine Ullman på WSP Group. Utan dig hade den här studien aldrig blivit till.

min ämnesgranskare, Professor Bengt Carlsson på institutionen för informationsteknologi på Uppsala Universitet. Utan dig hade jag inte vetat hur studien skulle gått till.

Västervik Energi & Miljö, som sponsrat studien. Och främst då Lucernaverkets driftchef Kaj Rothman som har varit min förlängda arm under fullskaleförsöken och agerade bollplank när idéer kom upp. Tack även till den övriga personalen på verket för ert trevliga bemötande.

WSP Group, som även de sponsrat studien och hållit mig med en arbetsplats och trevligt sällskap. Vi fortsätter vårt samarbete.

Hach-Lange som lånat ut mätutrustning för studien.

Ulf Jeppsson på LTH för att jag har fått använda hans implementering av BSM1 i Simulink.

Och sen självklart vänner och familj, er klarar jag mig ju aldrig utan. Tack alla!

Arbetet har tillkommit i samarbete med teknikkonsultbolaget WSP Group och det kommunala bolaget Västervik Miljö & Energi AB.

Copyright © Jonas Wenström och Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet.

UPTEC W 13 002, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt hos Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2013.

Populärvetenskaplig sammanfattning

Förbättring av kvävereduktionsprocessen på avloppsreningsverket Lucerna under WTOS-styrning

Jonas Wenström

Kväve är ett näringsämne som bidrar till övergödning i havet, vilket idag är ett stort miljöproblem i Östersjön. Därför har Sverige genom Baltic Sea Action Plan åtagit sig att minska sin belastning på Östersjön med 20800 ton kväve årligen fram till 2021, och av det ska reningsverk minska sina utsläpp med 3000 ton kväve årligen. Avloppsreningsverk anses idag stå för ca 30 % av de mänskliga utsläppen av kväve i Östersjön.

Det mesta av det avloppsvatten som samhället producerar idag renas med någon typ av biologisk rening. Med att reningen är biologisk menas att man bibehåller en mikrobiologisk kultur i bassängerna på reningsverket, främst bestående av bakterier. För att dessa bakterier ska kunna rena avloppsvattnet krävs syre i processen, vilket tillförs i reningsbassänger genom att de luftas. Kvävet som renas avgår genom den biologiska reningen som kvävgas till luften, vilken består av omkring 78 % kvävgas.

Att få kvävet att avgå som kvävgas i den biologiska reningen sker genom två processer, en nitrifikation och en denitrifikation. I det inkommande avloppsvattnet är kvävet främst i form av ammonium vilket bakterierna omvandlar till nitrat genom att vattnet luftas, en nitrifikation sker. Nitratet omvandlas sedan av andra bakterier till kvävgas när vattnet inte luftas, en denitrifikation sker. Vid denitrifikationen behöver bakterierna även tillgång till en kolkälla för att utvinna energi. Som kolkälla vid ett reningsverk kan t ex etanol eller metanol tillsättas som kolkälla, ett annat sätt är att utnyttja kolet som finns löst i avloppsvattnet. Det är dock inte helt okomplicerat och kräver att reningsverket är utformat för att det ska vara möjligt.

Avloppsreningsverket Lucerna i Västervik har tidigare haft problem att uppnå de krav som ålagts för deras kväverening, men sedan luftstyrningssystemet WTOS implementerades 2010 klarades kraven. Med WTOS sker luftningen intermittent i luftningsbassängen. Att luftningen sker intermittent innebär att den slås av och på med olika intervaller, vilket gör att avloppsvattnet bättre kan utnyttjas som kolkälla. WTOS styr hur långa dessa intervaller ska vara utifrån förbestämda tidbegränsningar samt om nitrifikationen eller denitrifikationen behöver prioriteras.

I studien undersöktes hur kvävereningen på Lucernaverket kan förbättras med ändringar i dess drift utifrån dess befintliga utformning samt ändringar av inställningar i WTOS. För att göra det simulerades ändringarna i modellen BSM1, vilken är en modell som väl beskriver den biologiska kvävereningen på ett reningsverk, samt genom fullskaleförsök.

Studien visade att en bättre kväverening kan uppnås genom att förändringar görs i driften och i WTOS inställningar. Olika driftändringar rekommenderas beroende på om

sommar- eller vinterförhållanden råder. Under de olika förhållandena fungerar processen olika främst beroende på vattentemperaturen i det inkommande avloppsvattnet.

Alla ändringar av driften som föreslås väntas enligt simuleringsstudien även minska behovet av luftning. Luftningen av den biologiska reningen kan stå för omkring hälften av energiförbrukningen på ett reningsverk. Resultatet av studien innebär alltså en minskad kvävebelastning tillsammans med en minskad energiförbrukning.

Innehåll

1. INLEDNING	1
1.1. SYFTE	1
1.2. AVGRÄNSNING	2
1.3. ÖVERSIKT ÖVER STUDIEN.....	2
2. BAKGRUND.....	3
2.1. BIOLOGISK RENING I EN AKTIVSLAMPROCESS	3
2.1.1. En annan utformning för biologisk rening - SBR-reaktorer.....	3
2.2. BIOLOGISK KVÄVEREDUKTION	4
2.2.1. Biologisk kvävereduktion genom nitrifikation-denitrifikation	4
2.2.2. Faktorer som påverkar biologisk kvävereduktion	5
2.2.3. Lustgas.....	6
2.2.4. Olika utformningar av AS för kvävereduktion.....	6
2.2.5. Alternativ till nitrifikation-denitrifikation.....	8
2.3. INTERMITTENT LUFTNING	8
2.3.1. Jämförelse mellan intermittent och kontinuerligt luftade system	9
2.3.2. Några faktorer som påverkar reningsgraden under intermittent luftning	10
2.3.3. Olika styrstrategier	11
2.3.4. Exempel på försök.....	11
2.4. AVLOPPSRENINGSVÄRKET LUCERNA.....	12
2.4.1. Översikt av reningsprocessen	13
2.4.2. Aktivslam-steget.....	13
2.4.3. SBR-reaktorerna	15
2.4.4. WTOS-styrningen	16
3. FULLSKALEFÖRSÖK.....	18
3.1. HYPOTESER.....	18
3.1.1. Stegbeskickning.....	18
3.1.2. Fördenitrifikation	18
3.2. METOD	18
3.2.1. Förutsättningar för fullskaleförsöken.....	18
3.2.2. Utvärdering	19
3.2.3. Omställning till stegbeskickning.....	19
3.2.4. Omställning till fördenitrifikation.....	19
3.3. RESULTAT FÖR FULLSKALEFÖRSÖKEN.....	20

3.3.1. Stegbeskickning	20
3.3.2. Fördenitrifikation	20
3.4. DISKUSSION	21
3.4.1. Stegbeskickning	21
3.4.2. Fördenitrifikation	22
3.4.3. Allmänt för fullskaleförsöken	23
3.5. SLUTSATSER AV FULLSKALEFÖRSÖKET	23
4. SIMULERINGSSTUDIE AV AKTIVSLAMPROCESSEN	24
4.1. HYPOTESER	24
4.1.1. Stegbeskickning	24
4.1.2. Fördenitrifikation	24
4.1.3. Ändrad maxtid för denitrifikationsfasen	24
4.1.4. Ändrade syrebövråden	24
4.2. BENCHMARK SIMULATION MODELL NR 1 – BSM1	24
4.3. METOD FÖR SIMULERINGSSTUDIE	26
4.3.1. Driftstrategier att utvärdera genom simuleringar	26
4.3.2. Ändringar av reningsverksmodellen	27
4.3.3. Den simulerade WTOS-styrningen	28
4.3.4. Sommar- och vinterförhållanden	28
4.3.5. Förutsättningar för simuleringsstudien	30
4.3.6. Utvärdering av simuleringsstudien	31
4.4. RESULTAT AV SIMULERINGSSTUDIEN	32
4.4.1. Stegbeskickning	32
4.4.2. Fördenitrifikation	33
4.4.3. Ändrad maxtid för denitrifikationen	33
4.4.4. Ändrade syrebövråden	35
4.5. DISKUSSION FÖR SIMULERINGSSTUDIEN	36
4.5.1. Stegbeskickning	36
4.5.2. Fördenitrifikation	36
4.5.3. Ändrad maxtid för denitrifikationen	36
4.5.4. Ändrade syrebövråden	37
4.5.5. Allmänt för Simuleringsstudien	38
4.6. SLUTSAT FÖR SIMULERINGSSTUDIEN	39
5. SAMMANFATTANDE DISKUSSION	40
6. SLUTSAT	41
Referenser	42

APPENDIX A	44
APPENDIX B.....	45
APPENDIX C.....	46
APPENDIX D	47
APPENDIX E.....	48

1. INLEDNING

Övergödningen är ett stort miljöproblem i Sverige och anses delvis bero på mänskliga utsläpp av kväve. Omkring 30 % av den antropogena kvävebelastningen på Egentliga Östersjön beräknas komma från avloppsreningsverk (Naturvårdsverket, 2009). Genom EG:s ramdirektiv för vatten samt med Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan har fokus för reningsverken på senare år hamnat på att förbättra kvävereningen.

Strängare krav kan komma att ställas efter att Sverige fälldes i EU-domstolen då kvävereduktionen i svenska avloppsreningsverk tidigare ansetts bristfällig. Kraven i EG:s avloppsdirektiv gäller i nuläget bland annat att reningsverk för 10 000 till 100 000 p.e. håller utsläppen under en koncentration av totalkväve på 15 mg/l som ett årsmedel och kräver att minst 70 % reduktion sker. De kan komma att skärpas i framtiden.

Dessutom har Sverige i Baltic Sea Action Plan fram till 2021 som en del av avtalet åtagit sig att minska utsläppen av kväve till Östersjön med 20 800 ton årligen. Av det väntas en ytterligare kvävereduktion i reningsverk stå för en minskad belastning på 3 000 ton/år, vilket motsvaras av att alla reningsverk för mer än 10 000 p.e. uppnår en kvävereduktion över 80 %. För att uppnå det diskuteras i nuläget om ett avgiftssystem för utsläpp av kväve kan införas. Det skulle troligen innebära en avgift på 75-200 kr/kg kväve som släpps ut (Olshammar m.fl., 2012). De inbetalade pengarna fördelas sedan på reningsverken beroende av vilket förbättringsarbete som skett med avseende på minskade utsläpp.

Förbättringar i kvävereningen kan ske genom ut- och ombyggnad av reningsverk till bättre anpassade tekniker för kvävereduktion. Vissa förbättringar kan även ske genom optimering av den befintliga driften. I det här examensarbetet för civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet utreds hur den befintliga kvävereduktionen på Västerviks avloppsreningsverk Lucerna kan förbättras under WTOS-styrning.

Avloppsreningsverket Lucerna hade under perioden 2006-2009 problem att uppnå tillräcklig kvävereduktion gentemot de krav som ställts på utsläppshalter. Situationen förbättrades 2010 då företaget Hach-Lange levererade sitt processtyrningssystem WTOS. Värdena på den utgående halten totalkväve uppfyller sedan dess kraven. För att anpassa WTOS-styrningen till Lucernaverket utfördes en första intrimning av systemet i samband med drifttagning. Det anses möjligt att det finns fler förbättringsmöjligheter för att ytterligare förbättra kvävereduktionen.

1.1. SYFTE

Syftet med det här examensarbetet var att undersöka hur kvävereningsprocessen på Lucernaverket kan förbättras då det luftas intermittent med WTOS-styrning. Med förbättring avses i första hand ett minskat utsläpp av totalkväve. I andra hand avses en minskad energiförbrukning för luftningen av det biologiska reningssteget med utgående halter som håller sig inom utsläppskraven. Målet är att detta ska leda fram till konkreta

åtgärder som kan föreslås genomföras. De förslag som sedan lämnas till reningsverket ska anses vara tekniskt och ekonomiskt genomförbara.

1.2. AVGRÄNSNING

Kvävereningen på Lucernaverket sker i två olika biologiska processer, en i de två SBR-reaktorerna och en i de två aktivslam-stegen. För att arbetet med rapporten skulle hållas inom rimliga tidsramar avgränsades arbetet till att enbart förbättra en av processerna. Då aktivslam-stegen släpper ut mer kväve och har större problem att uppnå en tillräcklig rening än SBR-reaktorerna valdes det för arbetet.

1.3. ÖVERSIKT ÖVER STUDIEN

Som bakgrund till arbetet beskrivs först hur kvävereduktionen och den intermittenta luftningen som används i processen går till, även avloppsreningsverket Lucerna och WTOS-styrningen beskrivs.

Därefter redovisas arbetets utredning som består av två delar: fullskaleförsök och simulering i BSM1-modell. Metoder och resultat beskrivs separat enligt:

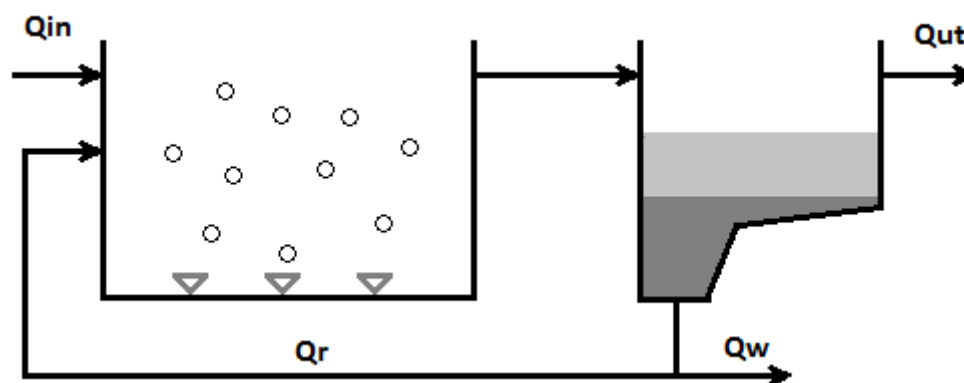
- Fullskaleförsök: två olika driftändringar, till drift med fördenitrifikation samt stegbeskickning, testades och utvärderades.
- Simuleringar i datormodell: resultaten från fullskaleförsöken kontrollerades samt olika parametrar i styrsystemet ändrades för att undersöka om åtgärderna kan leda till förbättrad kväverening vid Lucernaverket.

Slutligen sammanfattas de två delarna i en gemensam diskussion och slutsats.

2. BAKGRUND

2.1. BIOLOGISK RENING I EN AKTIVSLAMPROCESS

I en aktivslam(AS)-process sker en biologisk rening av löst kväve, fosfor och organiskt material. Med att den är biologisk avses att slammet består av naturligt förekommande mikroorganismer, och då främst bakterier. Bakterierna samlas i kolonier, som kallas flockar, vilka kan sedimenteras. Genom att slammet i sedimenteringen sedan pumpas som ett returslam till början av reningsteget behålls det i AS-processen. För att behålla slamhalten konstant då mikroorganismerna tillväxer tas en del slam ur processen som ett överskottsslam. Metoden är idag den vanligaste för avloppsvattenrening och beskrivs i figur 1 med en principskiss (Carlsson och Hallin, 2003).



Figur 1. Principskiss över en AS-process med inkommande flöde(Q_{in}), utgående flöde(Q_{ut}), returslamflöde(Q_r) och överskottsslamflöde(Q_w).

Själva reningen i en biologisk reningsprocess sker genom att mikroorganismerna oxiderar det lösta och partikulärt bionedbrytbara innehållet av avloppsvattnet för sin metabolism. Det sker i luftade bassänger där främst heterotrofa bakterier använder syret för att tillgodogöra sig näringen. I processen finns även autotrofa bakterier som bidrar till reningen av vattnet. Då inget löst syre finns tillgängligt i processen kan vissa av mikroorganismerna använda syret i kväveoxider (som nitrat) för att oxidera organiskt material (Tchobanoglous, 2004).

I de luftade delarna av ett AS-steg har luftning även en omblandande effekt vilket gör att ingen mekanisk omblandning med omrörare krävs. Omblandningen är viktig för att slammet inte ska sedimentera vilket förhindrar att bakterierna kommer i kontakt med näringen i avloppsvattnet.

2.1.1. En annan utformning för biologisk rening - SBR-reaktorer

SBR står för Sequential Batch Reactor eller Satsvis Biologisk Rening på svenska. I en SBR-reaktor sker den biologiska reningens alla steg i cykler i en och samma volym till skillnad från en AS-process. Cykeln som reningssprocessen i SBR'er genomgår delas vanligen upp i följande faser (Wilderer m.fl., 2001):

1. Fyllnadsfasen, där inkommande vatten pumpas in i reaktorn där det blandas med kvarlämnat slam från tidigare cykler. Den här fasen kan vara luftad eller oluftad och omrörd för att nitrifikation eller denitrifikation ska kunna ske.
2. Reaktionsfasen, som sker när vattnet har nått sin maximala nivå. Även den här fasen kan vara luftad eller oluftad men omrörd, vilket kan växla flera gånger under denna och föregående fas.
3. Sedimentationsfasen, under vilken ingen luftning eller omrörning sker vilket gör att allt suspenderat material får sedimentera. Den här fasen och nästa motsvaras av sedimenteringen som sker efter ett AS-steg.
4. Dekanteringsfasen, då det reade vattnet tappas av till en miniminivå medan slammet ligger kvar på botten av reaktorn.
5. Väntfasen, då reaktorn väntar på nytt inkommande vatten. Under denna fas pumpas överskottsslam ut från reaktorn. På somliga reningsverk pulsluftas det återstående aktiva slammet under den här fasen. Det sker dock inte på Lucernaverket.

I övrigt sker alla biologiska processer i stort sett på samma vis som i ett AS-steg.

2.2. BIOLOGISK KVÄVEREDUKTION

Det finns tre anledningar till att man vill rena bort kvävet ur vatten. En anledning är att ammoniumet i recipienten direkt kan vara toxiskt för fiskar och kräver i recipienten syre för att brytas ned. Den andra anledningen är att kvävet kan bidra till en övergödning som kan leda till algbloomingar. Algbloomingar kan i sin tur leda till syrefria bottenar när den ökade mängden organiskt material ska brytas ned. Den tredje anledningen är att om vattnet återanvänds som dricksvatten finns det gränsvärden för hur mycket nitrat, nitrit och ammonium som det får innehålla (Tchobanoglous, 2004). Höga halter av nitrat kan till exempel leda till syndromet Blue baby.

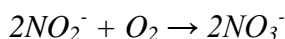
Det inkommande kvävet består främst av ammonium och en del organiskt bundet kväve. Omkring 20 % av det inkommande kvävet lämnar processen genom att det binds i slammet, då bakterier tar upp kväve när de tillväxer, och avgår med slammet ur processen (Hallin, 1998). Det räcker inte för att uppnå tillräcklig rening i kommunala reningsverk. Vanligen använder man därför en nitrifikation-denitrifikationsprocess där kvävet slutligen avgår som kvävgas.

2.2.1. Biologisk kvävereduktion genom nitrifikation-denitrifikation

I en biologisk nitrifikation oxideras det inkommande ammoniumet först till nitrat i en tvåstegsprocess som främst utförs av de autotrofa bakteriestammarna Nitrosomonas och Nitrobacter (Tchobanoglous, 2004). Att de är autotrofa betyder att de utnyttjar oorganiska föreningar, i det här fallet ammonium och nitrit, för att utvinna energi och oorganiskt kol, här i form av koldioxid i luften, för deras tillväxt. Först sker en oxidation av ammonium till nitrit av Nitroso-bakterier med reaktionen



Sedan sker oxidation av nitrit till nitrat av Nitro-bakterier genom

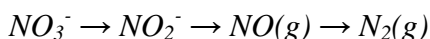


För nitrifikationen blir den totala oxidationsreaktionen



Syre behövs för att reaktionen ska ske, detta förutsätter att aeroba förhållanden gäller i vattnet, vilket uppnås genom luftning av vattnet. Notera även att reaktionen frigör vätejoner vilket förbrukar alkalinitet och därmed kan leda till en sänkning av pH i vattnet.

Under denitrifikation används syret i nitraten av heterotrofa bakterier till att oxidera de organiska föreningarna, för att på så sätt utvinna energi. För att det ska ske krävs en anoxisk miljö, vilket innebär att inget fritt syre finns tillgängligt utan enbart syre i NO_x-föreningar. Då sker en reduktion av nitraten till kvävgas som sedan avgår till luften. Reaktionen har nitrat och kväveoxid som mellansteg och kan nyttjas av de flesta typer av denitrifierande bakterier (Tchobanoglous, 2004). Reaktionen beskrivs som



Denitrifikationen på ett avloppsreningsverk sker genom att bakterierna använder sig av syret i nitraten för att oxidera organiska föreningar som tillförs med inkommande avloppsvatten. Det kan beskrivas med följande reaktion



Av reaktionen bildas förutom kvävgas även vätekarbonatjoner. Vätekarbonat bidrar med alkalinitet, vilket innebär att den fungerar som en buffert mot pH-förändringar.

2.2.2. Faktorer som påverkar biologisk kvävereduktion

Vid syrehalter under 0,5 mg/l inhiberas nitrifikationen kraftigt, mer för Nitrobacter än Nitrosomonas, vilket kan leda till att koncentrationen av nitrit ökar (Tchobanoglous, 2004). Även storleken på flockarna och syrehalten i flocken har ett samband, då en större flock har en större gradient av syrehalten in i mitten.

Redan vid väldigt låga syrehalter kan en inhiberande effekt på denitrifikationen påvisas. En syrehalt på 0,1 mg/l kan potentiellt halvera denitrifikationshastigheten. Därför är det viktigt att syrehalten är nära noll i anoxiska processteg (Tchobanoglous, 2004).

Då de nitrifierande bakteriernas tillväxt sker långsammare än övriga bakterier i den biologiska reningen krävs en tillräcklig lång luftad slamålder. Den luftade, eller aeroba, slamåldern beskriver hur länge en slampartikel i genomsnitt hålls i den luftade delen av ett biologiskt reningssteg innan det tas ut ur processen som överskottsslam, den beräknas enligt

$$\theta_s = \frac{V \cdot SS_m}{Q_w \cdot SS_w + Q_{ut} \cdot SS_{ut}}$$

θ_s = luftad slamålder (dygn)

V = volym på luftningsbassängen (m³)

Q_{ut} = utgående avloppsvattenflöde från biosteget (m³/dygn)

Q_w = överskottsslamflöde (m³/dygn)

SS_m = medelslamhalt i luftningsbassängen (g/m³)

SS_w = medelslamhalt i överskottsslamet (g/m³)

SS_{ut} = medelslamhalt i utgående vatten (g/m³)

En annan viktig faktor är den hydrauliska retentionstiden (HRT) som beskriver hur lång tid ett inkommande flöde uppehåller sig i en AS-process. En längre HRT, ger längre tid för reaktioner att ske. En normal HRT för ett konventionellt reningsverk med pluggflöde är 4-8 timmar (Tchobanoglous, 2004).

Låga temperaturer, pH över 8 eller under 7, det inkommande vattnets innehåll av näringsämnen och förekomster av toxiska ämnen och metaller är exempel på andra faktorer som kan ha stor negativ påverkan på de olika biologiska processerna (Tchobanoglous, 2004).

2.2.3. Lustgas

Dikväveoxid, eller lustgas, är en 289 gånger starkare växthusgas än koldioxid enligt IPCC (2007). Ämnet uppstår som ett av mellanstegen i denitrifikationen och avgår därifrån i mindre mängder. Enligt en sammanställning av Westling (2011) avgår mellan 0 och 2 % av kvävet från ett reningsverk som lustgas. Den största emissionen av lustgas sker vid övergången från anoxiska till aeroba förhållanden och i synnerhet då en snabb ökning av syrehalten sker, även om det inte är säkert att all lustgas bildas vid det skedet. Det bästa sättet att undvika emissioner är att låta nitrifikation och denitrifikation ske fullständigt för att undvika att lustgas ansamlas som en mellanprodukt (Dotro m.fl., 2011).

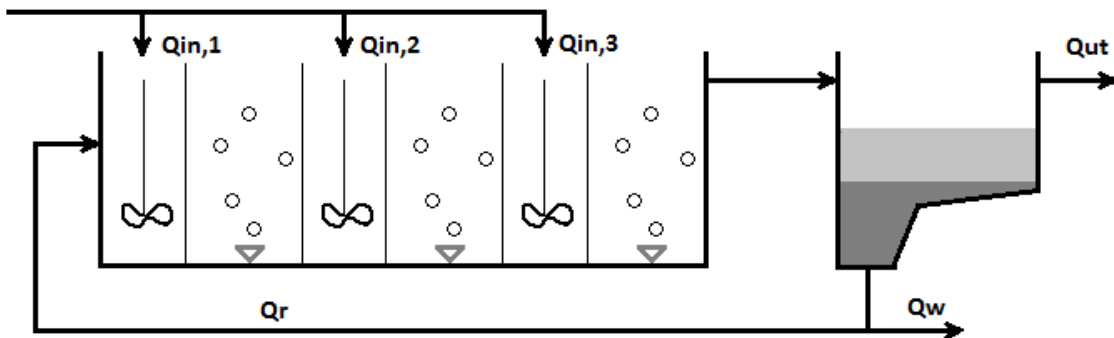
2.2.4. Olika utformningar av AS för kvävereduktion

Stegbeskickning

Stegbeskickning innebär att det inkommande flödet delas upp och leds in i olika zoner i AS-processen. På så sätt jämnas andelen näringsämnen ut mellan zonerna vilket minskar syrebehovet i den första luftade zonen vid belastningstoppar (Tchobanoglous, 2004). En stegbeskickning leder till att slamhalten kan bli så hög som 5 000 till 9 000 mg/l i den första slamanoxiska zonen. Slamhalten minskar i efterföljande zoner då mer inkommande flöden spär ut flödet i AS-steget.

En principskiss över en stegbeskickad AS-process avsedd för kvävereduktion visas i figur 2. Där delas det inkommande vattnet i tre delar som leds in i anoxiska zoner där denitrifikation kan ske då nitraten från returflödet eller föregående oxiska zon blandas

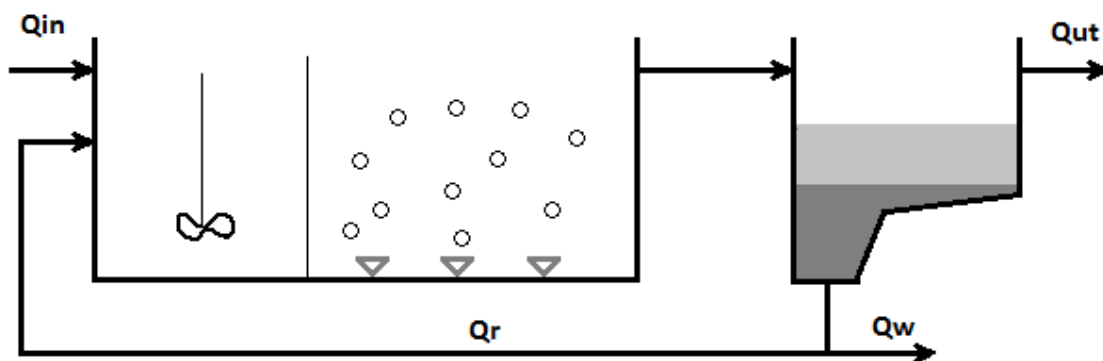
med ett flöde innehållande en kolkälla (Tchobanoglous, 2004). I AS-steget på Lucernaverket finns enbart möjlighet att leda in inkommande vatten i de tre första zonerna vilket beskrivs i kapitel 2.4.2.



Figur 2. Principskiss över stegbeskickad AS-process. $Q_{in(1,2,3)}$ är det inkommande flödet, Q_{ut} är det utgående flödet, Q_w är överskottsslamflödet och Q_r är returslamflödet.

Fördenitrifikation

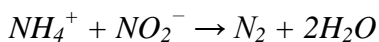
För att en denitrifikation ska ske behövs, som tidigare beskrivits, tillgång till någon organisk kolförening. En metod är därför att låta ett nitratrikt returflöde eller ett internrecirkulationsflöde blandas med inkommande vatten, vilket visas av principskissen i figur 3. Det inkommande flödet leds först in i en anoxisk zon och leds sedan vidare till en oxisk zon. Det organiska materialet i inkommande flöde fungerar då som kolkälla för denitrifikationen. Metoden kallas fördenitrifikation och når normalt en rening som släpper ut 4-10 mg N/l utan att det behövs tillsättas kol från en extern kolkälla (Hallin, 1998). AS-steget på Lucernaverket byggdes från början för en fördenitrifikation i tre anoxiska zoner, vilket beskrivs närmare i kapitel 2.4.2.



Figur 3. Schematisk bild över upplägget för en fördenitrifikation. Q_{in} är det inkommande flödet, Q_{ut} är det utgående flödet, Q_w är överskottsslamflödet och Q_r är returslamflödet.

2.2.5. Alternativ till nitrifikation-denitrifikation

Kvävet kan avgå genom andra processer än nitrifikation-denitrifikation. Istället kan vissa bakterier ta en genväg genom en så kallad Anammox-process. Namnet kommer av att det sker en anaerob ammoniumoxidation. Anammox-bakterier använder nitrit för att oxidera ammonium (Gustavsson m.fl., 2012) genom reaktionen



Processen står för mellan 30 och 50 % av all kvävgas som produceras globalt och kan även utnyttjas i avloppsvattenrening. Tekniken är relativt ny och är fortfarande under utvärdering för att användas på huvudströmmen på avloppsreningsverk, men den har potential att vara ett alternativ till dagens lösningar för kvävereduktion.

En annan process som upptäcktes på 1980-talet är en simultan nitrifikation och denitrifikation. Tchobanoglous (2004) beskriver att det finns olika förklaringar till vad som sker i processen. I AS-zoner som körs med en låg syrehalt kan både aeroba och anoxiska delar av zonen existera tillsammans vilket kan bero på om zonen är omrörd samt avståndet från luftare. Det kan leda till att nitrifikation och denitrifikation sker samtidigt i en zon. Syrehalten kan även ha en gradient i flocken, där ytan av flocken är aerob och nitrifierar ammonium och inne i flocken är det anoxiskt så att en denitrifikation kan ske. Andra forskare förklarar detta med att de biologiska processerna inte alltid sker som man tidigare har trott. Oavsett varför så sker det, och då främst under förhållanden med en låg syrehalt. Zhang och Zhou (2007) föreslår en syrehalt omkring 0,3–0,8 mg/L som driftparameter.

2.3. INTERMITTENT LUFTNING

I Sverige sker vanligen luftningen i biologiska reningssteg kontinuerligt. Det sker då i särskilt avsedda zoner för processer som kräver luftning, medan andra avsedda zoner inte luftas för att andra processer ska kunna ske under anoxiska eller anaeroba förhållanden (jämför med nitrifikation- och denitrifikationsprocessen, kapitel 2.2.1.). Alternativet till att luftningen sker kontinuerligt är att den sker intermittent. Med intermittent avses att luftningen sker periodiskt i cykler. I varje cykel ingår en fas då volymen luftas under vilken aeroba förhållanden gäller och en fas då luften är avstängd under vilken anoxiska förhållanden gäller.

I SBR-reaktorer har metoden använts under flera årtionden. I dessa sker luftningen ofta i flera luftningscykler under fyllnads- och reaktionsfasen. Speciellt används SBR-reaktorer i Sverige för behandling av rejektvatten från avvattnat rötslam. Rejektvattnet innehåller mångdubbelt högre koncentrationer av ammoniumkväve än avloppsvatten.

På senare tid har hybrider av SBR och konventionella AS-steg framkommit. Exempel på dessa tekniker är intermittent luftade helt omrörda reaktorer (IACMs), intermittent cykel utvidgat luftningssystem (ICEAS) och alternerande aerobiska/anoxiska aktivslam (AAS) (Dotro m.fl., 2011). AS-steget på Lucerna kan vid WTOS-styrning klassas som en AAS.

2.3.1. Jämförelse mellan intermittent och kontinuerligt luftade system

Intermittent luftade system har blivit mer populära på senare år, då en ofta bättre kväverening uppnås gentemot ett kontinuerligt luftat AS-steg. Samtidigt kan den totala volymen som luftas utslaget över tiden minska. Då en stor del av energin på ett reningsverk går åt till luftning, kan intermittent luftning även minska energiförbrukningen vilket Balku (2007) visade i en jämförelse mellan en AAS och ett kontinuerligt luftat system. Det kan göra den intermittenta luftningen till ett ekonomiskt fördelaktigt alternativ till kontinuerlig luftning, speciellt i en framtid då energi kan komma att bli allt mer kostsamt.

Genom att växla mellan faserna tillåts denitrifierarna använda kolföreningarna i det inkommande vattnet under den oluftade fasen innan kolföreningarna har förbrukats av heterotrofa aeroba bakterier. Det minskar behovet av att ett stort internrecirkulationsflöde pumpas tillbaka till inloppet, alternativt att en extern kolkälla används för att tillräcklig denitrifikation ska ske (Yoo m. fl., 1999).

Som tidigare beskrivits bildas vätejoner vid nitrifikationen och vätekarbonat vid denitrifikationen. En fördel med detta för reningen med intermittent luftning är att alkalinitet förbrukas och byggs upp under faserna. Då faserna växlas hålls pH hela tiden inom ett intervall som innebär en gästvänlig miljö för mikroorganismerna då låga pH-värden eller låg alkalinitet undviks.

En potentiell nackdel med intermittent luftning är bildandet av lustgas. Det sker i någon mån vid all kväverening, men enligt Dotro m.fl.(2011) ökar halten lustgas när luftningen startar efter en denitrifikationsfas (oluftad fas) och syrehalten höjs kraftigt vilket då kan avbryta denitrifikationen och resultera i att lustgas avgår. Ett intermittent luftat reningssteg kan genom att ofta växla mellan faserna ha en större påverkan på den globala växthuseffekten gentemot ett kontinuerligt luftat reningssteg.

I en undersökning av reningsverk i Medelhavsregionen kunde man påvisa ett samband mellan ihållande intermittent luftning och tillväxt av *Microthrix parvicella* (Dotro m.fl., 2011). *Microthrix parvicella* är filamentösa bakterier som försämrar slammets sedimentationsegenskaper. Tillväxten av de filamentösa bakterierna kunde motverkas av att nitrifikationen tilläts gå klart så att ammoniumhalten hölls under 1 mg/l i det utgående vattnet ur aktivslamsteget, samtidigt som en sista aerob zon infördes med en syrehalt över 1,5 mg/l. Filamentösa bakterier är mycket konkurrenskraftiga vid låga syrehalter och enligt Tchobanoglous (2004) gynnas tillväxten av dessa vid syrehalter mindre än 0,5 mg/l. Enligt Dotro m.fl. (2011) sker däremot tillväxt av filamentösa bakterier redan vid syrehalter under 2 mg/l då slamålder är över 10 dygn.

Den intermittenta luftningen kan enligt Dotro m.fl. (2011) påverka storleken av flockar negativt vilket i sin tur försämrar slammets sedimentationsegenskaper.

2.3.2. Några faktorer som påverkar reningsgraden under intermittent luftning

Luftningscyklerna - För att optimal rening ska uppnås krävs det att nitrifikations- och denitrifikationsfasen får pågå under tillräckligt lång tid för att de mikrobiella processerna ska kunna omvandla en så stor mängd kväve som möjligt utan att ge sämre möjligheter för den andra. Hanhan m.fl. (2010) visade att en optimal kväverening erhålls då 3 till 5 luftningscykler hinns med under uppehållstiden i AS. Det skulle i Lucernas fall innebära cykler på ungefär 1-1,5 timmar.

Fasernas proportion – I ett försök av Kimochi m.fl. (1998) erhöles den bästa reningen vid 30 minuter luftad fas och 60 minuter oluftad fas, det kväve som blev kvar dominerades då av ammonium. Något sämre blev reningen då varje fas gick 30 minuter var, i det här fallet var istället den större mängden kväve i formen av nitrat. De resultaten gällde för ett specifikt avloppsvatten och kan inte direkt överföras till Lucernaverket men visar att optimal proportion mellan faserna går att finna.

Något som påverkar hur lång tid luftningen kan vara avstängd är om det finns omrörare. Om omrörare saknas kan det översatt från sedimentationshastigheter ta 23-53 minuter innan allt slam har sedimenterat i en 4 meter djup bassäng, beroende på slamegenskaper (Dotro m.fl., 2011). Det betyder att kontaktytan mellan slam och inkommande vatten minskar och då ger mindre tid för mikrobiella processer att ske vilket i sin tur leder till minskad effektivitet. Med omrörare rekommenderas luftningen att vara avstängd i max en timma (Dotro m.fl., 2011).

Syrehalten – En av de viktigaste aspekterna för intermittent luftade system vad gäller nedbrytarnas nitrifikationsförmåga är syrehalten. Mest gynnsam verkar en syrehalt mellan 1 och 2 mg/l vara enligt resultaten från ett flertal rapporter som sammanställts av Dotro m.fl. (2011). Extra viktigt är det att kontrollera syrehalten i AAS då syrenivån ofta varierar mycket i dessa.

Hanhan m.fl. (2010) fann att den bästa kvävereningen skedde vid en syrehalt på 0,5 mg/l jämfört med 1 och 1,5 mg/l. Studien utfördes genom simuleringar i en ASM1-modell vilken beskrev kvävereningen i ett intermittent luftat reningsverk. För den lägre syrehalten skedde då en simultan nitrifikation- och denitrifikationsprocess.

En låg syrehalt är en av faktorerna som kan gynna tillväxten av filamentbildande bakterier. Filamenten försämrar slamflockarnas sedimentationsegenskaper och kan leda till problem med skumning och slamsvällning (Carlsson och Hallin, 2003).

Luftad slamålder – Hidaka (2002) visar ett föreslaget index för den luftade slamåldern för nitrifikationen i en intermittent luftad reningsprocess. För att ammoniumhalten ska hållas under 1 mg/l ska den luftade slamåldern θ_s uppfylla följande krav

$$\theta_s \geq 40,7 \cdot e^{-0,101 \cdot T}$$

där T är vattentemperatur i °C och den luftade slamåldern anges i dygn.

2.3.3. Olika styrstrategier

Den vanligaste styrstrategin för intermittert luftning är att den är tidsstyrd. Det innebär att faserna går på en förutbestämd tid, till exempel 30 minuter luftad och sedan 30 minuter oluftad. Det är en enkel typ av styrning som inte tar hänsyn till om någon av processerna vid något tillfälle skulle behöva prioriteras, till exempel vid höga flöden eller höga halter av näringsämnen då mer luft kan behövas.

En mer effektiv strategi för kvävereningen är olika metoder att detektera slutpunkten för denitrifikationsfasen och nitrifikationsfasen för att då byta fas. Denitrifikationsfasens slutpunkt detekteras genom att oxidation- reduktionspotentialen (ORP) eller nitrathalten mäts. Nitrifikationsfasens slutpunkt detekteras genom att syrehalten eller ammoniumhalten mäts. Att med respirometer mäta syreförbrukningen/andningen hos biomassan kan också användas för att styra luftningen av och på. Olika ramar för när faserna ska bytas kan här sättas upp för att optimera reningen. (Chachuat m.fl., 2005)

2.3.4. Exempel på försök

Ett exempel där en jämförelse gjorts mellan kontinuerlig luftad AS-process och intermittert luftning kommer från Kina. I Songjangs kommunala reningsverk i Shanghai gjorde Xia m.fl. (2002) försök med både kontinuerlig och intermittert luftning. Vid en jämförelse uppnådde den intermitterta luftningen reduktionsnivåer för kväve som i medel låg runt 85 % medan den kontinuerliga luftningen i medel endast lyckades reducera omkring 50 %. De olika försöken gjordes vid olika tidpunkter och inkommande ammoniumhalter uppvisade stora variationer mellan försöken varför resultaten är svårtolkade, men slutsatsen dras att en intermittert luftad drift passar väl för förhållandena i reningsverket.

I ett annat exempel undersökte Kimochi m.fl. (1998) hur kvävereningen påverkades av ändrade cykeltider och olika relation mellan faserna. De som testades var 30:30, 30:60 och 30:90 där den första siffran står för den luftade tiden i minuter och den andra för den oluftade. Resultaten av kvävereningen var (i samma ordning): 68 %, 76 % och 53 %. Mellan tiderna 30:30 och 30:60 ändrades sammansättningen av totalkväve från att domineras av nitrat till att domineras av ammonium. Resultat antyder därför att en optimal denitrifikationsfas för det undersökta avloppsvattnet skulle ligga någonstans däremellan. Mätningar av lustgas visade minst utsläpp vid 30:90, något mer vid 30:60 och mest vid 30:30, vilket kan tolkas med att denitrifikationen avbröts i de kortare intervallen.

2.4. AVLOPPSRENINGSVERKET LUCERNA

Reningsverket Lucerna ligger på ön Lucerna utanför Västervik och drivs av det kommunala bolaget Västervik Miljö & Energi AB. Det byggdes ursprungligen 1972 för en mekanisk, biologisk och kemisk behandling av avloppsvatten från Västervik och vissa kransområden i anslutning till tätorten.

Verket byggdes ut och renoverades 1994-1995 och har idag en kapacitet på 37500 p.e och är totalt dimensionerat för ett flöde på 15000 m³/dygn. Det tar emot både dag- och spillvatten från ett duplikat system samt en del processvatten. Den största kvävebelastningen av processvattenflödena kommer från en närliggande fiskförädlingsindustri.

Lucernaverket har tillstånd enligt miljöbalken från år 2010. Den dimensionerade belastningen får uppgå till högst 50 000 p.e. räknat som årsmedelvärde. Verket har genom provisoriska föreskrifter krav på sig från Länsstyrelsen i Kalmar län att koncentrationer i utgående vatten ska hållas under de flödesproportionerliga riktvärdena:

10 mg BOD₇/l som års- och kvartalsmedel

0,3 mg totalfosfor/l som års- och kvartalsmedel

15 mg totalkväve/l som årsmedel

Tidigare har verket haft problem att uppnå tillräcklig rening för totalkväve. Att tillräcklig rening inte uppnåddes berodde delvis på det processvatten som verket tar hand om. Processvattnet från fiskförädlingsindustrin har en hög kvävehalt, och bidrar som mest med omkring 25 % av kvävebelastningen till verket. Detta flöde kommer främst under sen höst, vinter och tidig vår. De perioderna domineras även av tidvis höga flöden till verket samt ett kallare inkommande vatten vilket speciellt hämmar kväverenningsprocessen. Sedan processtyrningssystemet WTOS implementerades hösten 2010 klaras kraven på utgående vatten.

Västervik Miljö & Energi AB har under en prövotid utrett möjliga alternativ till bland annat utökad reduktion. Resultatet av prövotidsutredningen med förslag till slutliga villkor på BOD₇, fosfor och kväve har lämnats till Länsstyrelsen. Bolaget föreslår där:

8 mg BOD₇/l som års- och kvartalsmedel

0,3 mg totalfosfor/l som års- och kvartalsmedel

15 mg totalkväve/l som årsmedel till dess att en belastning på 37500 p.e. uppnås. Därefter sänks riktvärdet till 10 mg totalkväve/l eller minst 70 % reduktion.

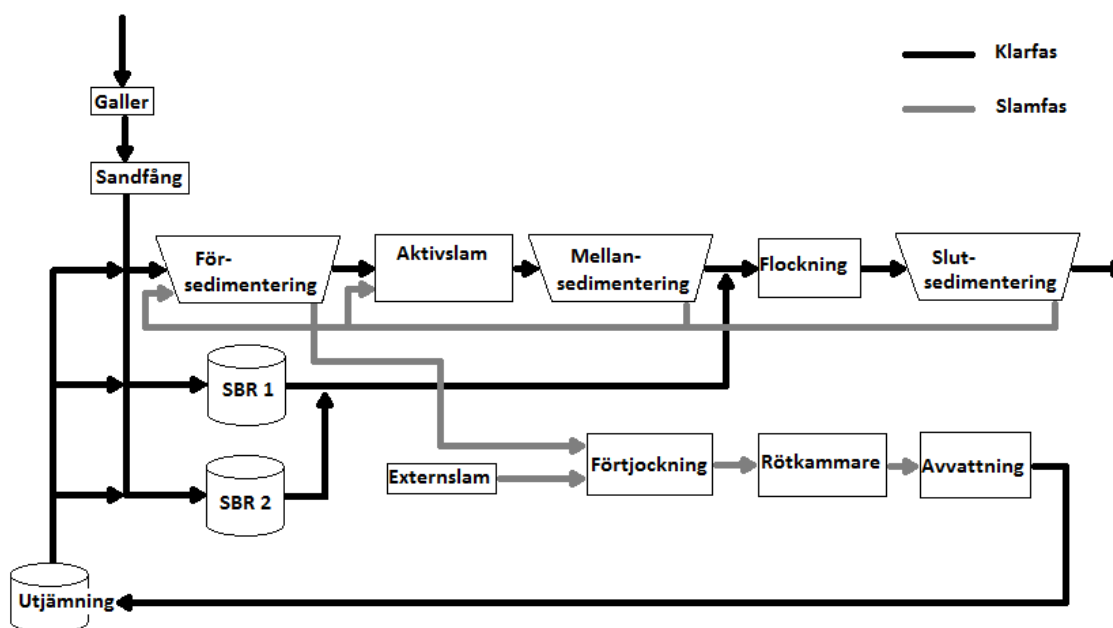
Inget beslut gällande slutgiltiga villkor eller när en utbyggnad av verket ska ske var ännu taget i skrivande stund.

2.4.1. Översikt av reningsprocessen

Inkommande vatten till Lucernaverket ankommer först till en mekanisk rening med rengaller och flödet leds sedan vidare genom ett sandfång där även en förfällning med järnklorid sker. Huvudflödet av vattnet pumpas vidare till en försedimentering varifrån ett primärslam pumpas till en röt-kammare. Där produceras rötgas som sedan uppgraderas till fordonsgas.

Före försedimenteringen pumpas en del av vattnet vidare till de två SBR-reaktorerna och genomgår där en biologisk rening tillsammans med merparten av rejecktvalet som kommer från avvattnat rötslam. Omkring 20 % av rejecktvalet går till försedimenteringen, det sker vid tillfällen då flödet är för stort för SBR-reaktorerna att ta hand om. Klarfasen från försedimenteringen går vidare till två parallella linjer med aktivslam(AS)-processer och sedan leds vattnet vidare till en mellansedimentering.

Flödena från AS och SBR leds sedan via en uppsamlingskanal vidare till kemsteget, där en efterfällning med polyakrylamid sker. Flödet leds sedan vidare via flockningskammare till eftersedimenteringen. Slutligen släpps det behandlade vattnet ut i Skeppsbrofjärden, 100 meter från stranden på ca 10 meters djup. I figur 4 visas ett flödesschema över verket.

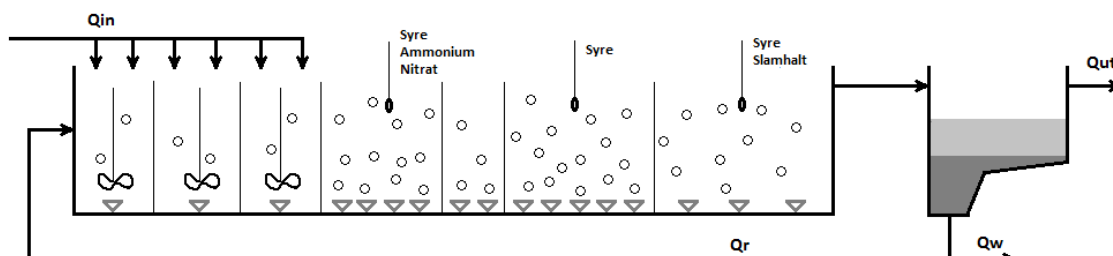


Figur 4. Flödesschema för klar- och slamfasen på Lucernaverket.

2.4.2. Aktivslam-steget

Efter att en del av det inkommande flödet till Lucernaverket har pumpats till SBR-reaktorerna återstår ett medelflöde som är mellan 5000 och 6000 m³/dygn. Det kommer in till en stegvis AS-process som består av två parallella linjer (AS1 och AS2) av delvis luftade bassänger. Med stegvis menas att linjerna är uppdelade med väggar i sju olika zoner. Linjerna har ett vattendjup på 4,4 meter och har tillsammans en volym på 2150 m³.

Linjerna var från början byggda för en biologisk rening med fördenitrifikation i en så kallad eMLE-process (enhanced Modified Ludzack-Ettinger). I eMLE-processen leds vattnet in till tre avdelade anoxiska zoner i serie, vilket visas i principskissen i figur 5. Avdelningen i zoner gör att behovet av uppehållstid i anoxiska zonerna blir 50-70 % av den som skulle behövas för en odelad volym (Tchobanoglous, 2004). Efter de anoxiska zonerna följer fyra aeroba zoner.



Figur 5. Principskiss över AS-steget på Lucernaverket.

I den första anoxiska zonen blandas inkommande vatten från försedimenteringen med returslam från mellansedimenteringen. Returslamflödet är i genomsnitt ca $200 \text{ m}^3/\text{h}$. Första till tredje zonen var från början byggda för att fördenitrifikation skulle kunna ske där. Därför är de utrustade med omrörare. De är även utrustade med några luftare som kunde användas utifall att nitrifiering behövde prioriteras. Det finns även möjlighet att hjälpa denitrifikationen i dessa anoxiska zoner med hjälp av en extern kolkälla, vilken på Lucernaverket består utav etanol. Dessutom finns även möjligheten att stegbeskicka dessa zoner genom att öppna luckor som inkommande vatten kan släppas in igenom.

Den fjärde zonen är första ordinarie oxidationszonen och omfattar flest luftare. Anledningen är att syrehalten snabbt ska kunna höjas till sitt börvärde så att nitrifikationen kan ske. I den här zonen sitter också onlinemätare för syre, ammonium och nitrat. Mätaren för syrehalten används av driftsystemet CACTUS för att reglera syrehalten till ett förinställt börvärde som i nuläget är satt till $2,5 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Mätarna för ammonium och nitrat används av WTOS-styrningen för att kontrollera när luftningen ska sättas på och stängas av, mer om det senare i avsnittet om WTOS.

Den femte till sjunde är oxidations zoner. Zon 5 luftas med ett konstant luftflöde under nitrifikationsfasen. Både zon 6 och 7 har syremätare och syrehalten kan därför regleras till ett börvärde som är satt till $2 \text{ mg O}_2/\text{l}$, och i sjunde zonen mäts även halten suspenderat material. Nedan visas de sju zonernas utformning och egenskaper i tabell 1.

Tabell 1. Aktivslamstegets olika zoner och deras attribut.

Zon	Volym(m ³)	Antal luftare	Omrörare	Luckor för inkommande vatten	Extern kolkälla	Onlinemätare
1	120	20	Ja	2	Ja	-
2	120	20	Ja (ur funktion i AS1)	2	Ja	-
3	120	20	Ja (ur funktion i AS1)	2	Ja	-
4	177,5	84	Nej	0	Nej	Syre, Ammonium och Nitrat
5	97,5	48	Nej	0	Nej	-
6	220	100	Nej	0	Nej	Syre
7	220	55	Nej	0	Nej	Syre och Suspenderat material

Flödet in till AS-steget varierar kraftigt över året. Under den varmare halvan av året, då det vanligtvis är lägre flöden in till verket, kommer nästan inget vatten in till AS-steget under natten. AS-steget pumpar då bara runt och luftar samma returslamflöde tills nytt vatten kommer in på morgonen.

Under den kallare delen av året, då reningsprocesserna allmänt fungerar sämre i det kallare vattnet, kommer större flöden in på grund av mer nederbörd och större andel inläckage. Under sen höst, vinter och in på våren tas även vatten emot från det intilliggande fiskförädlingsföretaget Swedan. Swedan har krav på sig från länsstyrelsen att inte släppa ut mer 60 kg N/dygn som ett månadsmedel och max 120 kg N/dygn. Flödena som kommer från Swedan ökar, som tidigare nämnts, kvävekoncentrationen i inkommande flöde betydligt. Då ovan beskrivna förhållanden råder har även förekomsten av filamentösa bakterier ökat.

2.4.3. SBR-reaktorerna

De två SBR-reaktorerna på Lucernaverket har en total gemensam volym på 4070 m³. De går om varandra i cykler som varar ca sex timmar, medan den ena reaktorn har en fyllnadsfas under tre timmar så sker de andra faserna i den andra reaktorn. Det gör att SBR-reaktorerna behandlar cirka 3700 m³/dygn som ett kontinuerligt flöde jämnt fördelat över dygnet.

Till SBR-reaktorerna i Lucerna pumpas även rejektvattnet från rötningsprocessen. Rejektvattenflödet är litet men innehåller höga halter kväve, vilket beräknat på medelflöden kan uppgå till ungefär 25 % av kvävet i SBR-reaktorerna.

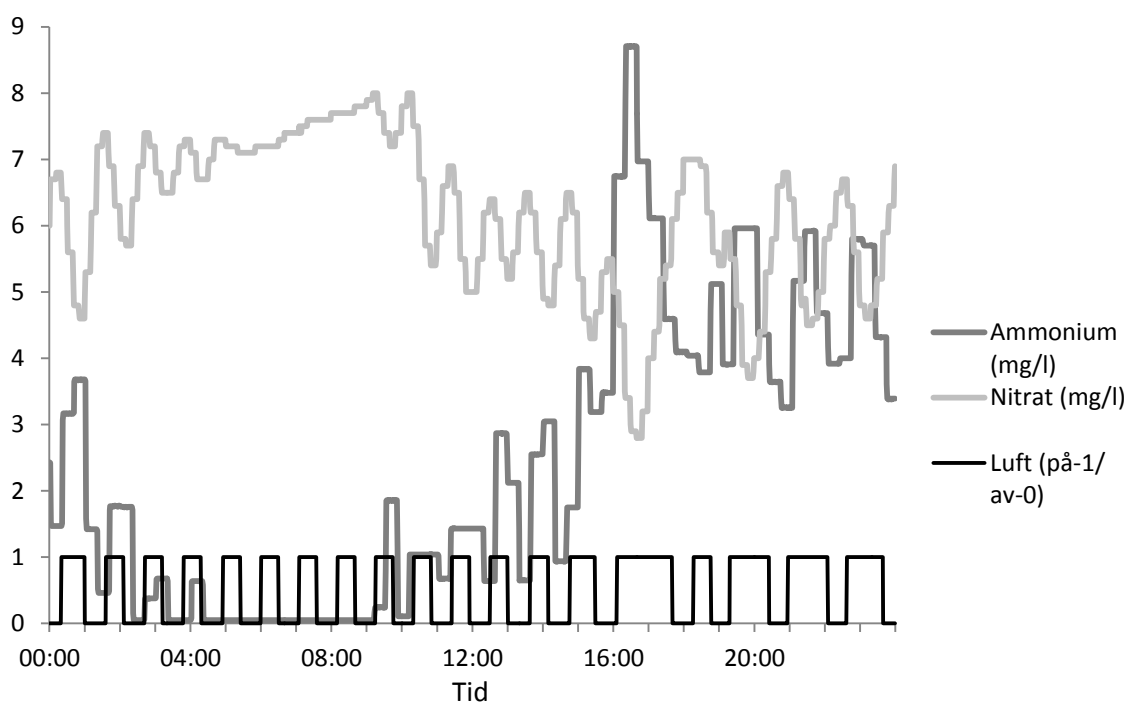
2.4.4. WTOS-styrningen

Hösten 2010 installerades onlinemätare för ammonium och nitrat i både AS och SBR av analysinstrumentföretaget Hach-Lange, samtidigt som de även installerade styrsystemet WTOS, vilket står för Water Treatment Optimization System. Alla zoner i AS luftas intermitternt, istället för bara zon 4-7 som under kontinuerligt luftad drift med fördenitrifikation.

WTOS styr i första hand luftningen av och på till reningsprocessen utifrån maximala och minimala tidsbegränsningar för nitrifikations- och denitrifikationsfasen. I andra hand styrs luftningen av relationen mellan ammonium- och nitrathalten. Det innebär förenklat att då ammoniumhalten är högre än nitrathalten sätter systemet på luftningen för att en nitrifikation ska ske, och när förhållandet mellan halterna är tvärtom stängs luftningen av för att gynna en denitrifikation. För att WTOS snabbare ska motverka på förändringar i belastningen så används en så kallad PD-reglering. Då sker en värdering av avvikelserna från de valda målvärdena tillsammans med en värdering av deras förändring över tiden.

Styrningen i SBR-reaktorn gäller hur lång tid volymen luftas under fyllnads- och reaktionsfasen. Faserna styrs efter min- och max-tider samt efter förhållandet mellan ammonium och nitrat. Tiden det tar för slammet att sedimentera är fast för varje cykel och det är bara proportionen nitrifikation/denitrifikation som varierar.

I figur 6 visas ett exempel hur onlinedata kan variera under ett dygn. Utifrån de uppmätta värdena på ammonium- och nitrathalten styr WTOS luftningen på och av utifrån tidigare nämnda villkor. I figuren 6 visas även hur halterna nitrat och ammonium påverkas av vilken fas som prioriteras.



Figur 6. Exempel på onlinedata från aktivslamprocessen.

Nitratmätarna är av typen NITRITAX sc som mäter nitrathalten genom UV-absorption. De är installerade i alla biostegen, en i varje AS-linje och en i varje SBR-reaktor. Mätningar görs var 10:e minut. Ammoniummätarna är av typen AMTAX sc som är en analysator som mäter ammoniumhalten med en gaskänslig elektrod. En till varje SBR-reaktor och en gemensam för AS-linjerna. Mätningar görs var 10:e minut, men för AS-linjerna innebär det att mätningar görs i en linje var 20:e minut.

3. FULLSKALEFÖRSÖK

Under hösten 2012 utfördes fullskaleförsök med två driftomställningar avsedda att förbättra den biologiska kvävereduktionen i AS-processen på Lucernaverket. Dessa driftomställningar var en stegbeskickning och en fördenitrifikation.

3.1. HYPOTESER

Försöken med driftomställningar utfördes som ett komplement till en simuleringsstudie för att utvärdera om driftomställningarna kan ha en positiv påverkan på kvävereduktionen hos en intermittert luftad AS-process.

3.1.1. Stegbeskickning

Hypotesen med stegbeskickningsförsöket var att denitrifikationen gynnas under den intermitterta luftningen då det inkommande substratet sprids i en större volym under denitrifikationsfasen. Det kan motsvaras av den kontinuerligt luftade utformningen av stegbeskickning för kvävereduktion beskriven i kapitel 2.2.4.

3.1.2. Fördenitrifikation

Då returslammet vid en stickprovskontroll uppmätte nitrathalter på 5 mg/l i linje 1 och 6,3 mg/l i linje 2 ställdes följande hypotes upp: kvävereduktionen skulle kunna förbättras om nitraten i returslammet fick denitrifieras i en kontinuerligt oluftad zon innan processen fortsatte med intermittert luftning. På det sätt sker en fördenitrifikation vilket beskrivs i kapitel 2.2.5.

3.2. METOD

Under försöken ändrades driften i den ena AS-linjen, försökslinjen. Den andra AS-linjen hölls som referens, vilket innebar att ingen driftomställning gjordes. På så sätt kunde resultatet av försöken jämföras med den normala driften. Andra påverkbara driftparametrar, som returslampumpning och överskottsslamuttag, hölls likavärdiga i den mån det var möjligt.

3.2.1. Förutsättningar för fullskaleförsöken

Försöken var beroende av att förhållandena var stabila gällande temperatur och belastning. För att undvika störningar i driften så beslutades att försöken skulle ske innan fiskindustrin startade sin produktion och innan det blev för kallt i vattnet vilket förväntades ske i slutet av november. Försöket med stegbeskickning pågick därför veckorna 40 och 41 och fördenitrifikationsförsöket under vecka 43 och 44.

Utvärderingen av försöken var begränsad till att använda onlinedata, alltså det data som mäts kontinuerligt på nitrat och ammonium, samt de stickprover som tas varje vecka i första och sista zonen på varje linje. Onlinedata ger en kontinuerlig bild över hur förhållandena i AS förändras, men då de mäts i zon 4 finns ingen detaljerad information över hur processen ser ut i de efterföljande zonerna. Med stickproverna som tas kan förhållandena mellan linjerna jämföras i inkommande och utgående vatten i AS-steget, men de ger enbart en momentan bild över förhållandena i de olika zonerna. Det antogs att onlinedata och analysresultat från stickprover tillsammans kunde ge tillräckligt bedömningsunderlag för att utvärdera försöken.

En skillnad mellan linjerna var att enbart försökslinjen hade omrörare som fungerade i alla de tre första zonerna vilket krävdes för båda försöken. I referenslinjen fungerade enbart omröraren i första zonen, vilket krävs för att en ordentlig omblandning ska ske med det inkommande flöde och returslammet.

3.2.2. Utvärdering

Som tidigare nämnts fanns det en begränsning med vilken data som var tillgänglig att utvärdera. I första hand granskades onlinedata, från mätningar av ammonium och nitrat, då det gav en kontinuerlig bild av processen. Även om onlinedata inte ger en bild hur mycket kväve som leds ut från AS-steget bör ändå försökens påverkan kunna uttolkas då omställningarna i driften sker före mätpunkten. Ett medelvärde av onlinedata anses ge en god bild över hur linjerna skiljer sig. De två veckor som försöken pågick redovisas separat för att påvisa om driftomställningarna påverkan på kvävereduktionen förändrades under försöksperioderna. För att komplettera bilden som fås från onlinedata granskades analysresultat från stickprover på inkommande och utgående vatten från AS-steget.

Ett problem vid utvärderingen av försöken var frågan om de båda linjerna verkligen kunde anses ha jämförbara driftförhållanden. Då en AS-process är en levande biologisk process, med en varierande bakteriekultur som påverkas av en mängd olika faktorer vilka inte alla går att styra över, kan reningen som uppnås i en av linjerna skilja sig från den andra. Detta kan förekomma trots att båda linjerna belastas med samma inkommande vatten och samma vattenmängd samt driftas lika även med avseende på översskottslamuttag och andra parametrar. För att utvärdera om resultaten av försöken kunde vara en vanlig variation mellan linjerna jämfördes resultaten med tidigare veckors onlinedata.

De slutsatser som dras av försöken bör kunna stödjas av de simuleringar som sker i den andra delen av studien.

3.2.3. Omställning till stegbeskickning

För försöket med stegbeskickning öppnades båda luckorna för inkommande vatten i zon 1 och 2 samt en lucka i zon 3. Anledningen till att enbart en lucka öppnades i zon 3 var att den andra luckan ej gick att öppna.

3.2.4. Omställning till fördenitrifikation

För försöket med fördenitrifikation leddes det inkommande vattnet enbart till den första zonen i båda linjerna. För att uppnå en kontinuerlig fördenitrifikation hölls de två första zonerna oluftade i försökslinjen och övriga zoner luftades intermittent med WTOS-styrning. För referenslinjen luftades alla zonerna intermittent.

Även i det här försöket var omrörningen på i alla tre zonerna i försökslinjen medan endast zon 1 i referenslinjen hade omrörning. Under det här försöket togs även stickprover på fler zoner för att ge en momentan bild över hur reningen var över AS-processen.

3.3. RESULTAT FÖR FULLSKALEFÖRSÖKEN

3.3.1. Stegbeskickning

Under första veckan (vecka 40) med stegbeskickning, kunde en något högre nitrathalt ses i försökslinjen tillsammans med en något mindre luftad tid jämfört med referenslinjen samtidigt som ammoniumhalten låg på en likvärdig nivå i båda linjerna. Resultaten redovisas i tabell 2.

Tabell 2. Onlinedata vecka 40.

Linje	Ammonium (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Luftad tid
Referens	3,08	5,21	56 %
Försök	2,94	5,96	53 %

Stickprover som togs vecka 40 visade att ammoniumhalten i första anoxiska zonen var 0,8 mg NH₄/l mindre i försökslinjen jämfört med referenslinjen. I det utgående vattnet från linjerna skiljde sig inga av kvävehalterna åt vid provtillfället (Appendix A).

Under vecka 41 ökade skillnaderna mellan linjerna något vilket kan utläsas av resultaten i tabell 3. I försökslinjen visade onlinemätningarna en tydligare tendens mot att något mer ammonium hade nitrifierats än i referenslinjen, vilket även innebar en något högre nitrathalt i försökslinjen även denna vecka. Följden blev att WTOS styrde åt mer denitrifikation i försökslinjen, alltså mindre luftad tid än för referenslinjen, då ammoniumhalten redan var låg och inte behövde sänkas mer.

Tabell 3. Onlinedata vecka 41.

Linje	Ammonium (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Luftad tid
Referens	3,38	5,47	58 %
Försök	2,87	6,11	52 %

Stickprover tagna vecka 41 visade på 1,3 mg NH₄/l mindre i första anoxiska zonen för referenslinjen jämfört med försökslinjen. I det utgående vattnet från linjerna skiljde sig inga av kvävehalterna åt vid provtillfället (Appendix A).

3.3.2. Fördenitrifikation

Redan första veckan (vecka 43) med försöket med fördenitrifikation kunde stora skillnader ses i onlinedata mellan försökslinjen och referenslinjen, vilket redovisas i tabell 4. Både ammonium- och nitrathalten var betydligt lägre i försökslinjen och störst var skillnaden för nitrathalten.

Tabell 4. Onlinedata vecka 43.

Linje	Ammonium (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Luftad tid
Referens	2,92	5,54	55 %
Försök	2,42	4,19	57 %

Stickprover tagna vecka 41 visade en nitrathalt på 0,6 mg NO₃/l i den första och 0,2 mg NO₃/l i den andra anoxiska zonen i försökslinjen. Det tyder på att nästan allt nitrat hade denitrifierats i de två oluftade zonerna. I referenslinjens första zoner var nitrathalten vid samma tillfälle över 3 mg NO₃/l. I det utgående vattnet var nitrathalten 1,1 mg/l mindre i försökslinjen jämfört med referenslinjen vid provtillfället (Appendix A).

Under vecka 44 var det fortsatt stora skillnader i onlinedata mellan linjerna, vilket redovisas i tabell 5. Skillnaden i nitrathalter hade då ökat ytterligare från veckan innan: nitrathalten var mycket låg med 3,7 mg/l i försökslinjen jämfört med 6,0 mg/l i referenslinjen. Samtidigt ökade den luftade tiden i försökslinjen, vilket kom av att WTOS styr mot mer nitrifikation när nitrathalten är lägre än ammoniumhalten.

Tabell 5. Onlinedata vecka 44.

Linje	Ammonium (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Luftad tid
Referens	2,77	6,04	53 %
Försök	2,45	3,7	60 %

Stickproverna tagna vecka 44 visade att det inte fanns något nitrat kvar i varken den första eller andra anoxiska zonen i försökslinjen, vilket tyder på att en fullständig denitrifiering av inkommande nitrat hade skett redan i första anoxiska zonen vid det tillfället. I referenslinjen var nitrathalterna i de första två zonerna omkring 1 mg/l vid provtillfället (Appendix A).

Stickprover togs vecka 44 även i zon 5 och 6 för att ge en tydligare bild av vad som händer efter onlinemätarna. De visade att allt ammonium var nitrifierat redan i zon 5 i försökslinjen, medan i referenslinjen skedde nitrifikation ända till den sista zonen vid provtillfället (Appendix A).

3.4. DISKUSSION

3.4.1. Stegbeskickning

Under den andra veckan av försöket verkade kvävereduktionen fungera bättre i försökslinjen än i referenslinjen vid granskning av onlinedata. De stickprover på kvävehalter som togs på utgående vatten visade dock inga skillnader mellan linjerna.

För att få en förståelse för hur stora skillnader i kvävehalter som kan anses vara en normal variation mellan de båda linjerna granskades tidigare veckors onlinedata. Vid

granskning av onlinedata från vecka 34, som var den sista veckan innan försöken med WTOS-drift, noterades inga skillnader mellan linjerna. Däremot visade onlinedata från vecka 31 och 32 på liknande förhållanden som under andra veckan under stegbeskickningsförsöket, alltså en lägre ammoniumhalt och högre nitrathalt för försökslinjen än referenslinjen. Att resultatet kan anses vara en naturlig variation mellan linjerna gör att inga säkra slutsatser kan dras av stegbeskickningsförsöket.

Under stegbeskickningsförsöket pumpades överskottsslam ut under den första veckan. I båda linjer var det inställt på att 5 m³/h skulle pumpas ut, men efter ett tag upptäcktes att det enbart pumpades 1 m³/h från referenslinjen. När pumparna stängdes av var halten suspenderat material omkring 400 mg/l mindre i försökslinjen än i referenslinjen. Det kan ha påverkat kvävereningen i försökslinjen negativt under första veckan. Efter att pumparna stängts av återhämtades slamhalten i försökslinjen och under andra försöksveckan var skillnaderna mellan linjerna mindre.

För det tillfället då skillnaden var som störst mellan linjerna, omkring den 2:a oktober, så beräknades att försökslinjens luftade slamålder var 4,2 dagar medan referenslinjens var 16,9 dagar. Enligt tidigare presenterad formel (kapitel 2.2.3.) rekommenderas en luftad slamålder på 9,1 dagar då vattentemperaturen var 14,8 °C. Skillnaderna mellan linjer är vid det tillfället var betydande vad gäller luftad slamålder. Den stora skillnaden mellan linjerna gällde dock enbart under något mer än ett dygn då överskottsslammet pumpades.

3.4.2. Fördenitrifikation

Resultatet för fördenitrifikationsförsöket visade i onlinedata tydligt minskade halter av nitrat. Även de stickprover som togs visade att nära allt nitrat i försökslinjen hade denitrifierats redan i den första anoxiska zonen. Det ifrågasätter om två oluftade zoner är nödvändiga för att allt nitrat som kommer med returslammet ska denitrifieras, eller om det räcker med en zon utan luft. För utgående halter var skillnaderna inte lika stora mellan linjerna då stickprover togs, ca 1 mg NO₃/l mindre i försökslinjen jämfört med referenslinjen. De positiva resultaten från försöket gör att slutsatsen kan dras att en fördenitrifikation kan förbättra kvävereduktionen.

Även under fördenitrifikationsförsöket pumpades överskottsslam ut, med samma resultat som under stegbeskickningsförsöket, att mer slam pumpades från försökslinjen. Det skedde dock i slutet av den andra försöksveckan och gav därför troligen inte samma genomslag på resultatet. När överskottsslam hade pumpats ut från försökslinjen sänktes den luftade slamåldern till det beräknade värdet 5,2 dygn, och för referenslinjen var den vid detta tillfälle 19,1 dygn. Vattentemperaturen var under det dygnet 12,4 °C, för vilket luftad slamålder omkring 11,6 dygn rekommenderas, enligt tidigare presenterad formel för sådan (kapitel 2.2.3.). Som för stegbeskickningen gällde kraftigt skillda förhållandena enbart under ett dygt dygn.

3.4.3. Allmänt för fullskaleförsöken

Gällande den tid som linjerna luftades under försöken, mindre luftad tid för stegbeskickningsförsöket och mer för fördenitrifikationsförsöket, kan inga säkra slutsatser dras om i vilken grad det påverkar energiförbrukningen. I de ej syrereglerade zonerna finns det ett samband mellan mindre luftad tid och sparad energi då de blåser med ett konstant luftflöde. Den luftade tiden avgör inte ensamt vilken luftvolym som blåsmaskinerna pumpar och därmed dess energiförbrukning. En mindre luftad tid kan istället kompenseras av att mer luft pumpas behövs under de luftade intervallen för att syrenivån ska uppnå sitt referensvärde i de oxiska zonerna där syret är reglerat.

Båda försöken genomfördes under relativt gynnsamma förhållanden vad gäller vattentemperatur och belastning av näringsämnen. De slutsatser som dras om hur kvävereningen hade påverkats gäller därför enbart under sommarhalvåret.

3.5. SLUTSATSER AV FULLSKALEFÖRSÖKET

Tveksamheter gällande förutsättningarna att jämföra linjerna gör att det är svårt att dra några helt säkra slutsatser av stegbeskickningsförsöket då tidigare veckor hade visat en liknande variation i kvävereningen. Av fördenitrifikationsförsöket kan däremot säkrare slutsatser dras då en tydligare minskning av kväve kunde ses i alla zoner, både från stickprover och från onlinedata. En drift med fördenitrifikation kan därför rekommenderas. Däremot är det osäkert om två oluftade zoner ger den bästa kvävereningen eller om en zon är fullt tillräckligt. För att avgöra det krävs simuleringar eller vidare försök.

4. SIMULERINGSSTUDIE AV AKTIVSLAMPROCESSEN

För att testa hur kvävereduktionen på Lucernaverket kan förbättras under WTOS-styrning utfördes en simuleringsstudie. Den dynamiska modellen Benchmark Simulation Modell nr 1 (BSM1) anpassades för att efterlikna aktivslamprocessen på verket och dess styrsystem.

4.1. HYPOTESER

Simuleringsstudien omfattade simuleringar av fullskaleförsöken med stegbeskickning och fördenitrifikation, ändring av inställningarna i styrsystemet gällande maxtiden för denitrifikationsfasen samt ändrade börvärden för de syrerulerade zonerna. Simuleringarna antogs visa på tendenser för hur kvävereduktionen samt energiförbrukningen påverkas för driftomställningarna.

4.1.1. Stegbeskickning

Inför fullskaleförsöket var hypotesen att en stegbeskickning skulle gynna denitrifikationen (kapitel 3.1.1.), men resultatet visade snarare att nitrifikationen gynnades. Inga säkra slutsatser kunde dras från fullskaleförsöket med stegbeskickning för utgående kvävehalter, men hypotesen för simuleringarna av stegbeskickning var ändå att det kunde ha en viss positiv effekt och att simuleringarna skulle kunna visa på det.

4.1.2. Fördenitrifikation

I slutsatsen av fullskaleförsöket rekommenderas användandet av en fördenitrifikation, denna slutsats bör även stödjas av simuleringar. Hypotesen för simuleringar av drift med fördenitrifikation är samma som för fullskaleförsöket (kapitel 3.1.2.) fast här simuleras en, två och tre oluftade zoner för att utreda vilken omställning som lämpar sig bäst.

4.1.3. Ändrad maxtid för denitrifikationsfasen

Denitrifikationsfasen har i dagsläget en maxtid på 35 minuter. Hypotesen med att simulera olika maxtider var att en ökad denitrifikationstid skulle förbättra möjligheten för denitrifikationen att ske utan att nitrifikationen påverkades negativt. Detta skulle leda till minskade halter kväve i utgående flödet.

4.1.4. Ändrade syrebörvärden

Fjärde, sjätte och sjunde zonen i AS-steget styrs med syrebörvärden som i dagsläget är satta till 2,5, 2 och 2 mg O₂/l. Hypotesen för att ändra dessa syrebörvärden var att om de kunde sänkas så skulle det lösta syret förbrukas snabbare då denitrifikationsfasen tog vid vilket skulle leda till att denitrifikationen fick längre tid på sig att ske. Om detta kunde ske utan att nitrifikationen påverkas negativt så skulle kvävereduktionen förbättras.

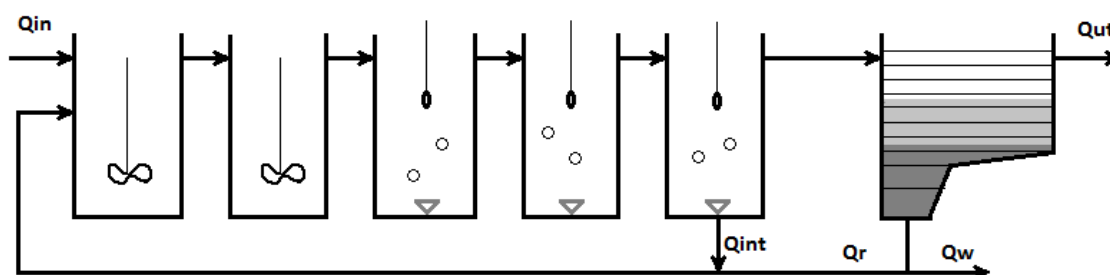
4.2. BENCHMARK SIMULATION MODELL NR 1 – BSM1

BSM1 är en modell som föreställer ett förenklat konventionellt reningsverk som aktivslamanläggning med biologisk kvävereduktion genom fördenitrifikation samt efterföljande sedimentering. Syftet med modellen är att ha en kontrollerbar miljö i

vilken olika styrstrategier och anläggningsutformningar kan testas genom att modellen modifieras. På så sätt är det även möjligt att anpassa modellen efter verklig förebild. Modellen finns tillgänglig som open source-fil på <http://www.benchmarkWWTP.org/> för flera olika programmeringsspråk. I den här studien användes versionen för Matlab tillsammans med modelleringsverktyget Simulink.

Modellen är utvecklad av arbetsgrupperna COST Action 624 och 682 och vidareutvecklas nu under IWAs (International Water Association) arbetsgrupp för benchmarking av styrstrategier för reningsverk. Den bygger på Activated Sludge Modell #1 (ASM1)-modellen vilken består av ekvationer som beskriver några av de grundläggande biologiska processer som sker i en biologisk rening (Henze m.fl., 1987) tillsammans med en funktion för sedimentationen (Takács m.fl., 1991). Modellen har använts i över 20 år i en mängd olika forskningsarbeten och anses beskriva kvävereningsprocessen väl.

Exempelverket som modellen i sitt grundutförande föreställer är uppbyggd med fem zoner, varav två är anoxiska och tre är luftade, enligt visualiseringen i figur 7. En syregivare i den femte zonen är kopplad till en syreregulator och i den tredje zonen finns en nitratgivare som styr internrecirkulationen från sista zonen till den första anoxiska zonen. I alla zoner kan effektiviteten av syreöverföringen samt tillskott av en extern kolkälla ställas in. Utifrån de här grunderna kan modellen byggas om för att utvärdera olika driftstrategier.



Figur 7. Flödesschema av det exempelverk som BSM1-modellen simulerar.

För att simulera reningsprocessen krävs en flödesfil som ska representera det inkommande vattenflödet till verket tillsammans med dess ingående fraktioner av partikulära och lösta ämnen vilka ses i tabell 6. Fyra olika exempelflöden in till verket finns att välja på, ett konstant och tre stycken för varierande väderförhållanden med dygnsprofiler. Exempelflödena förändras med 15-minutersvärden, men även andra intervall mellan indata kan väljas då modellen interpolerar mellan värdena.

Tabell 6. Beskrivning av flödesfilernas ingående fraktioner.

Definition	Benämning i modellen
Löst inert organisk material	S_I
Lätt nedbrytbart substrat	S_S
Partikulärt inert organiskt material	X_I
Långsamt nedbrytbart substrat	X_S
Aktiv heterotrof biomassa	$X_{B,H}$
Aktiv autotrof biomassa	$X_{B,A}$
Partikulära produkter av död biomassa	X_P
Syre	S_O
Nitrat- och nitritkväve	S_{NO}
Ammonium- och ammoniakkväve	S_{NH}
Lösligt nedbrytbart organiskt kväve	S_{ND}
Partikulärt nedbrytbart organiskt kväve	X_{ND}
Alkalinitet	S_{ALK}

Processerna som beräknas i BSM1 påverkas av parametrar som styr reaktionshastigheterna i ASM1's ekvationer. I verkligheten beror reaktionernas hastighet av yttre förhållanden, och speciellt då vattentemperaturen. Därför bör parametrarna ändras beroende på vilken vattentemperatur som ska simuleras. I manualen 'Simulation Benchmark' av COST (2001) samt i genomgång som Alex m.fl. (2008) gjort av BSM1 finns föreslagna värden på de olika parametrarna för temperaturerna 10, 15 och 20°C, vilka kan ses i Appendix B.

4.3. METOD FÖR SIMULERINGSSTUDIE

4.3.1. Driftstrategier att utvärdera genom simuleringar

I en förstudie identifierades vilka driftstrategier som var möjliga att påverka med hjälp av WTOS-styrningen, reningsverkets befintliga utförande och vissa mindre investeringar. Utifrån de utformades följande driftstrategier att simulera och utvärdera i jämförelse med dagens drift:

Stegbeskickning - Inkommande flödet delas upp och leds till de tre första zonerna. Till den första och andra zonen antas att det leds $\frac{2}{5}$ av flödet vardera och till den tredje $\frac{1}{5}$. Fördelningen av flödet antas motsvara den som skedde under fullskaleförsöket (då zon ett och två hade två inlopp vardera för det inkommande flödet medan zon 3 bara hade ett inlopp). Ett kompletterande test utfördes då det antogs att flödet fördelas jämnt med $\frac{1}{3}$ till varje zon (som om två inlopp fanns till var och en av de första tre zonerna).

Fördenitrifikation – I denna simulering testas drift med fördenitrifikation med WTOS-styrning. Denna uppsättning är som en utvidgning av fullskaleförsöket med luften avstängd i en, två och tre av de första zonerna.

Ändrad maxtid för denitrifikationen - Inställningarna i WTOS ändras för att hitta den optimala maxtiden för denitrifikationsfasen. Tiden ökas från 15 till 150 minuter i 15

minuters intervaller. Maxtiden för AS-steget är idag satt till 35 minuter på grund av att sedimenteringen av slam ska undvikas vid denitrifikation utan omrörning.

Ändrade syrebörvärden - Börvärden för syrehalterna, i de zoner som syrehalten är reglerad, ändras mellan 2,5 – 0,1 mg O₂/l för att hitta det optimala börvärdet för en plan syrehaltsprofil. Med plan syrehaltsprofil menas att börvärdet hålls likvärdigt i alla reglerade zoner.

Varje driftstrategi testas med parametrar och indata för flöden som ska motsvara sommar- respektive vinterförhållanden. Det innebär att totalt 80 simuleringar genomfördes för de olika driftstrategierna. Två simuleringar genomfördes som referens för sommar- och vinterförhållanden, med inställningar som motsvarar dagens drift för AS-steget på Lucernaverket. Simuleringarna sammanfattas i tabell 7 nedan.

Tabell 7. Genomförda simuleringar.

	Sommarförhållanden	Vinterförhållanden
Stegbeskickning	2/5,2/5,1/5 och 1/3*3	2/5,2/5,1/5 och 1/3*3
Fördenitrifikation	1,2 och 3 oluftade zoner	1,2 och 3 oluftade zoner
Ändrad maxtid denitrifikation	15-150 minuter	15-150 minuter
Ändrade syrebörvärden	2,5 - 0,1 mg O ₂ /l	2,5 – 0,2 mg O ₂ /l
Referens	Normal drift	Normal drift

4.3.2. Ändringar av reningsverksmodellen

För att modellen skulle anpassas till Lucernaverkets utförande gjordes förändringar i den för att återspegla beskrivningen som tidigare gavs av verkets AS-steg.

- Den anpassade modellen innehöll sju zoner med tidigare definierade volymer för AS-steget.
- Syreregulatorer utan störningssignal var kopplade till zon fyra, sex och sju med börvärden för syrehalten på 2,5, 2 och 2 mg/l vilket används i dagsläget.
- Internrecirkulationen togs bort ur modellen då det inte förekommer på verket.
- Alla initiala belastningar anpassades med en faktor 0,2222, vilket motsvarar Lucernaverkets medelflöde genom modellens initiala flöde.
- Syreöverföringshastigheten K_{La} i de tre första zonerna sattes till 100 1/h och 200 1/h i zon fem.
- Ammonium- och nitratmätare kopplades till fjärde zonen. Dessa kopplades till en imiterad WTOS-styrning som styrde luftflödet av och på i alla zoner.
- För simuleringen av stegbeskickning skapades en egen modell med samma ändringar som ovan tillsammans med att det inkommande flödet delades upp och leddes in i de tre första zonerna.

4.3.3. Den simulerade WTOS-styrningen

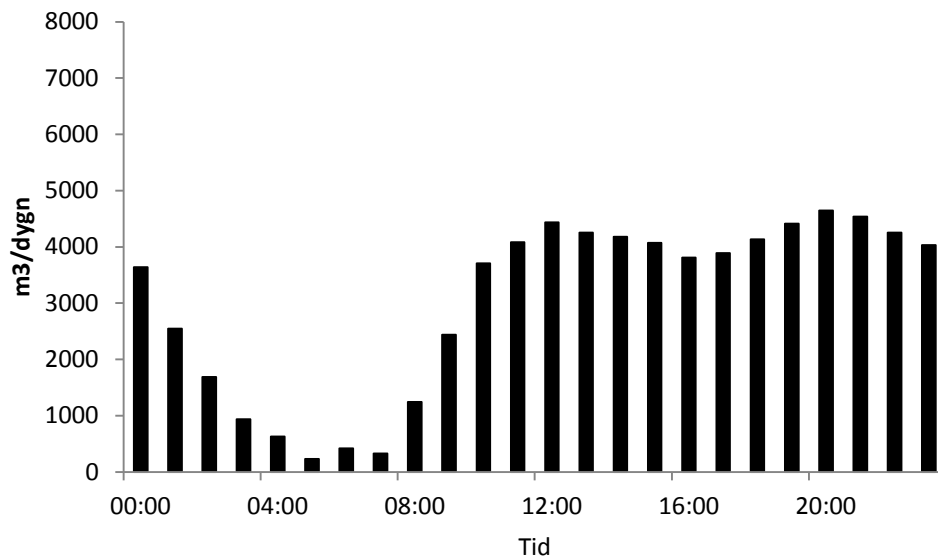
På grund av att styrsystemet i WTOS innehåller algoritmer som ansågs känsliga för företaget Hach-Lange att avslöja imiterades systemet. Grundprincipen för när WTOS byter mellan nitrifikations- och denitrifikationsfas bygger på max- och mintider för faserna, enligt de faktiska inställningar som används på Lucernaverket. De övriga villkoren antogs genom en kvantitativ studie av onlinedata, då det observerades vid vilka tillfällen som WTOS bytte fas. På så sätt antogs de villkor för vid vilka tillfällen ett byte mellan nitrifikations- och denitrifikationsfas sker. Villkoren är i prioriteringsordning, om fasen inte byts går frågan vidare till nästa villkor:

1. Max- och mintider för hur länge faserna kan pågå kontrolleras. Den luftade fasen kan pågå mellan 30 och 90 minuter och den oluftade mellan 15 och 35 minuter enligt nuvarande drift.
2. Relationen mellan nitrat och ammoniumhalten undersöks tillsammans med ett pålägg på endera halten beroende av fas. Vid luftad fas undersöks ammoniumhaltens relation till nitrathalten, fasen fortsätter tills ammoniumhalten +1 mg/l (pålägg) är lägre än nitrathalten. Och vid oluftad fas fortsätter fasen tills nitrathalten + 3 mg/l (pålägg) är lägre än ammoniumhalten.

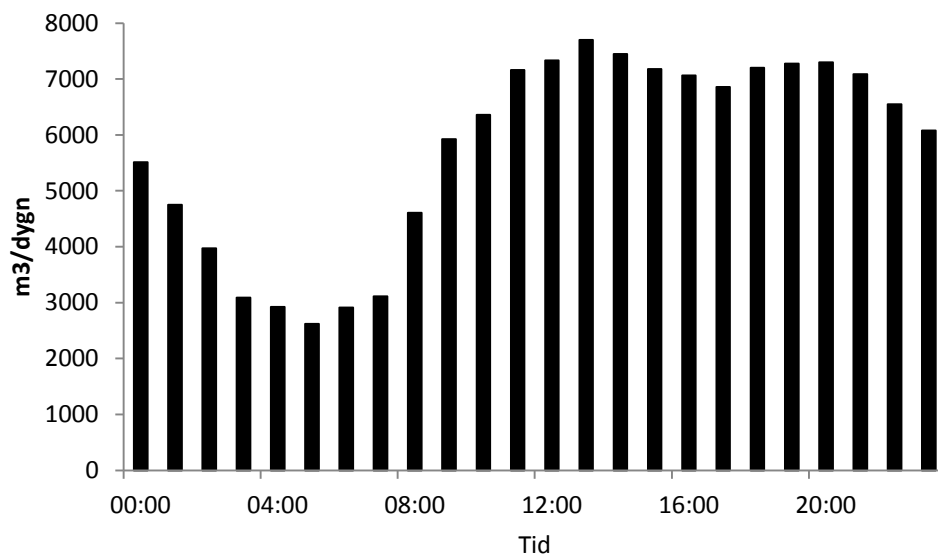
Efter vad som observerades antas dessa villkor utgöra de viktigaste principerna för WTOS styrningen och styr luftningen i en majoritet av fallen då onlinedata studerades.

4.3.4. Sommar- och vinterförhållanden

Det råder skilda förhållanden för biologisk kvävereduktion under sommar och vinter. Under sommaren är flödena låga och vattnet varmt. Under vintern är flödena högre, dels på grund av nederbörd, dels en större andel inläckage. Vidare är vattnet kallt och belastning av näringsämnen är högre på grund av säsongsproduktion av fiskförädlingsindustrin. För att simulera det skapades en sommar- (figur 8) och vinterdygnsprofil (figur 9) baserat på medianvattenflödet till AS-steget för åren 2010-2012 under perioderna juni-augusti och november-januari. Notera att flödet till AS-steget under sommarperioden är nära noll under nätterna och att dygnsflödet under vinterperioden är omkring 3000 m³/h högre jämfört med sommarperioden.



Figur 8. Flödesprofil för ett mediansommardyg.

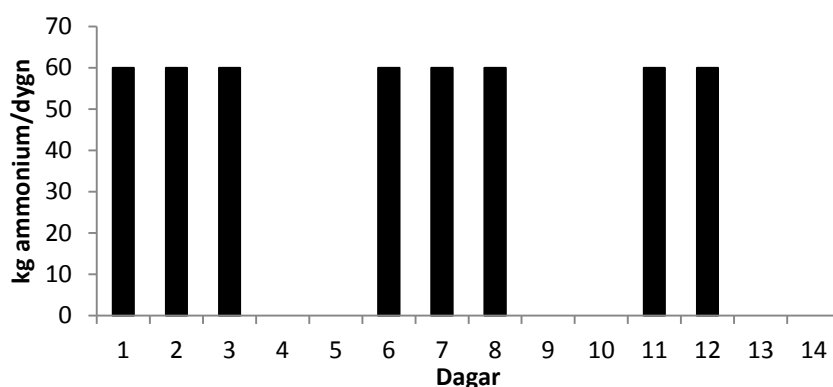


Figur 9. Flödesprofil för ett medianvinterdyg.

Dygnsprofilerna sattes samman till 14 veckors inflöde för att motsvara de tidigare nämnda perioderna. Tillräcklig data om inkommande fraktioner fanns endast på ammonium och nitrat, vilkas medelkoncentrationer från perioderna användes. För övriga koncentrationer användes BSM1's exempelöde CONSTANT INFLUENT. Då kunskap saknades om den verkliga variationen av inkommande halter varierades alla fraktioner, utom inert organiskt material och alkaliniteten, jämnt med dygnsprofilerna för vattenflödet likt de för exempelödena DRYINFLUENT, RAININFLUENT och STORMINFLUENT. Tchobanoglous (2004) visar att en liknande generell variation sker över dygnet för BOD.

Under både sommar och vinter kommer ibland stora mängder nederbörd som kraftigt ökar vattenflödet in till reningsverket. För att simulera hur de stora flödena påverkar kvävereduktionen dubblerades vattenflödet under ett helt dygn vid tre skilda tillfällen.

För att simulera den ökade kvävebelastningen som fiskindustrin bidrar med, adderades även 60 kg ammonium jämnt fördelat över vissa dygn till vinterflödesdata. Under varje tvåveckorsperiod adderas ammonium i enlighet med figur 10. Det här flödet ska motsvara den diskontinuerliga belastningen som fiskindustrin bidrar med där fiskebåtar landar fisk oregelbundet, vilket resulterar i korta perioder med produktion på högvarv och därmed hög kvävebelastning, samt korta perioder utan produktion alls och därmed utebliven kvävebelastning.



Figur 10. Adderat ammonium från fiskförädlingsindustrin för varje tvåveckorsperiod till vinterflödet.

Under sommaren kan temperaturen i inkommande vatten till Lucernaverket uppgå till 17°C. På vintern kan vattentemperaturen ibland vara så låg som 6°C. Dessa varierande temperaturer påverkar den biologiska reningskapaciteten kraftigt. Då det i litteraturen för BSM1 endast finns föreslagna värden för 10, 15 och 20°C så valdes 15°C för sommardriften och 10°C för vinterdriften (Appendix B).

För att efterlikna driften på verket sätts överskottsslamsuttaget till 142 m³/dygn på sommaren och 52 m³/dygn på vinter, vilket motsvarar ett nettouttag då slam ympas från SBR-reaktorerna till AS under vintertid. Returslampumpningen sätts till 7872 m³/dygn på sommaren och 6309 m³/dygn på vintern. Värdena motsvarar i medel hur driften har varit under de motsvarande sommar- och vinterperioderna sedan WTOS togs i drift.

4.3.5. Förutsättningar för simuleringsstudien

Det finns osäkerheter gällande två delar av den skapade modellen av Lucernaverket vilket kan påverka resultatet av simuleringarna, antagna syreöverföringshastigheter och det imiterade WTOS.

Syreöverföringshastigheten (K_{La}) vilken beskriver effektiviteten i syreöverföring från gas- till vätskefas är svår att uppskatta. K_{La} sattes i kapitel 4.3.2. till 100 1/h i de första tre zonerna och 200 1/h i zon 5. De antogs med bakgrund av en syremätning från den 13:e december som gjorts i zonerna (Appendix C). K_{La} ändrades i modellen för att uppnå

liknande syrehalter som från mätningen, dock gavs det antagna K_{La} :t ett något lägre värde i modellen. Anledningen till det lägre värdet var en tidigare syremätning från 17:e till 22:a oktober, då enbart syrehalten i zon 1 i AS2 mättes. Under denna period var syrehalten nära noll under hela perioden.

För att undersöka vilken påverkan det antagna värdet på K_{La} har på resultatet av simuleringarna gjordes en jämförelse med simuleringar då K_{La} i de första tre zonerna var 80 och 150 1/h. Olika K_{La} i de första tre zonerna påverkar hur nitrifikationen sker innan kvävehalterna mäts. Den påverkan i kvävehalter som sker innan mätningarna kan därför påverka hur WTOS styr luftningen. K_{La} i zon 5 antogs inte ha lika stor inverkan på resultatet. Dels då det har en mindre volym än de andra zonerna. Och dels för att det inte påverkar WTOS.

Den imiterade WTOS-styrningen innebär också en osäkerhet för modellen då endast grundprincipen med tidbegränsningar bygger på fakta om WTOS inställningar. Den övriga styrningen bygger på observationer över vid vilka tillfällen som WTOS byter mellan nitrifikations- och denitrifikationsfas. Det verkliga WTOS har en mer avancerad styrning då den även använder sig av en s.k. PI-reglering, vilket gör att styrningen snabbare svarar på förändringar.

För att undersöka om det imiterade WTOS styr på ett likvärdigt sätt som det verkliga, gjordes en jämförelse där ammonium- och nitrathalter från onlinedata behandlades av det imiterade systemet. Vilken fas det imiterade systemet styrde mot jämfördes med hur den verkliga styrningen skett (Appendix D).

4.3.6. Utvärdering av simuleringsstudien

För att utvärdera om de testade driftstrategierna ledde till en optimering av kvävereduktionen jämfördes medelhalten totalkväve i det utgående flödet, tillsammans med dess ingående medelhalter av nitrat och ammonium. Övriga kväveföreningar som ingår i halten totalkväve är partikulärt eller organiskt bundet kväve. Halterna beräknades för att vara flödesproportionerliga och totalkvävehalten beräknas i Matlab enligt:

$$N - tot = \frac{\int_{t_0}^{t_s} (S_{NO}(t) + S_{ND}(t) + X_{ND}(t) + i_{XB} \cdot (X_{BH}(t) + X_{BA}(t)) + i_{XP} \cdot (X_P(t) + X_I(t))) \cdot Q_{UT}(t) dt}{\int_{t_0}^{t_s} Q_{UT}(t) dt}$$

N-tot - Den flödesproportionerliga totalkvävehalten	(g/m ³ = mg/liter)
S _{NO} - Utgående mängd nitrat	(g NO ₃ /m ³)
S _{NH} - Utgående mängd ammonium	(g NH ₄ /m ³)
S _{ND} - Utgående mängd löst nedbrytbart kväve	(g N/m ³)
i _{XB} - Fraktion kväve i biomassa	(mg/mg)
i _{XP} - Fraktion kväve från biomassa	(mg/mg)
X _{BH} - Utgående mängd aktiv heterotrof biomassa	(g COD/m ³)
X _{BA} - Utgående mängd aktiv autotrof biomassa	(g COD/m ³)
X _P - Utgående död biomassa	(g COD/m ³)
X _I - Utgående mängd inert organiskt material	(g COD/m ³)
Q _{UT} - Utgående flöde	(m ³ /dygn)

De olika driftstrategierna påverkar WTOS-styrningen och därmed hur processen luftas. Luftningen står för en stor del av energin som förbrukas på ett reningsverk. För att få en uppskattning om hur de olika strategierna påverkade luftningen beräknades medelenergiförbrukningen under simuleringarna i kWh per dygn för luftningen enligt:

$$W_{luft} = \sum_{i=1}^7 \frac{\int_{t_0}^{t_s} SO_{sat,i}(t) \cdot vol_i(t) \cdot kla_i(t) dt}{T \cdot 1,8 \cdot 1000}$$

W_{luft}	- Luftningsenergi	(kWh/dygn)
$SO_{SAT,i}$	- Den mättade halten syre i respektive zon	(g O ₂ /m ³)
VOL_i	- Volymerna för respektive zon	(m ³)
kla_i	- Syreöverföringshastigheten i respektive zon	(1/h)
T	- Den simulerade tidsperioden	(dygn)

Halterna av utgående kväve för de olika simuleringsalternativen jämfördes för att se vilken åtgärd som förbättrar kvävereduktionen mest. I andra hand undersöktes de olika simuleringarnas energiförbrukningar för luftningen för att påvisa vilket alternativ som potentiellt kan spara mest energi. Resultatet från simuleringarna med olika driftstrategier antas inte beskriva vilken verklig reduktion som de driftomställningarna skulle innebära.

4.4. RESULTAT AV SIMULERINGSSTUDIEN

4.4.1. Stegbeskickning

Resultatet av simuleringar av stegbeskickning med inkommande flöde fördelat som i fullskaleförsöket, jämt fördelat flöde över de tre första zonerna samt ett referensflöde som motsvarar dagens drift på Lucernaverket redovisas i tabell 8 och 9 som totalkvävehalten ut tillsammans energiförbrukningen per dygn.

I tabell 8 redovisas resultatet från drift under sommarförhållanden. Skillnaden mellan de olika driftsätten var små, främst skiljer energiförbrukning. Båda förändringarna av driften under sommarförhållanden visade ett sämre resultat än deras referens.

Tabell 8. Halten totalkväve samt luftningens energiförbrukning för stegbeskickningssimuleringar och referens under sommarförhållanden.

Sommar	Referens	2/5,2/5,1/5	1/3,1/3,1/3
N-tot(mg/l)	14,44	14,69	14,55
Wluft(kWh/dygn)	814	825	849

I tabell 9 nedan redovisas att en bättre kvävereduktion kunde ske med stegbeskickning under vinterförhållanden och bäst resultat gavs vid en jämn fördelning av inkommande flöde. Energiförbrukningen var i detta fall bara marginellt högre vid stegbeskickning jämfört med referensdriftsättet.

Tabell 9. Halten totalkväve samt luftningens energiförbrukning för stegbeskickningssimuleringar och referens under vinterförhållanden.

Vinter	Referens	2/5,2/5,1/5	1/3,1/3,1/3
N-tot(mg/l)	16,65	16,11	15,97
Wluft(kWh/dygn)	1217	1229	1232

4.4.2. Fördenitrifikation

Resultatet av simuleringar med fördenitrifikation och luften helt avstängd i 1, 2 och 3 av de första zonerna tillsammans med en referens som motsvarar dagens drift på Lucernaverket redovisas i tabell 10 och 11 som totalkvävehalten ut tillsammans energiförbrukningen per dygn.

Under sommarförhållanden kan i tabell 10 ses att alla fördenitrifikationssimuleringarna gav ett bättre resultat för kvävereduktionen än referensen. Bäst kvävereduktion erhöles med enbart en oluftad zon, vilket även gav den minsta energiförbrukningen.

Tabell 10. Halten totalkväve samt luftningens energiförbrukning för fördenitrifikationssimuleringar och referens under sommarförhållanden.

Sommar	Referens	1 zon	2 zoner	3 zoner
N-tot(mg/l)	14,44	12,83	12,99	13,23
Wluft(kWh/dygn)	813	755	818	854

I tabell 11 ses att under vinterförhållanden ökade både utgående totalkväve och energiförbrukning med varje zon som luftningen stängs av i, referensen visade här ett bättre resultat.

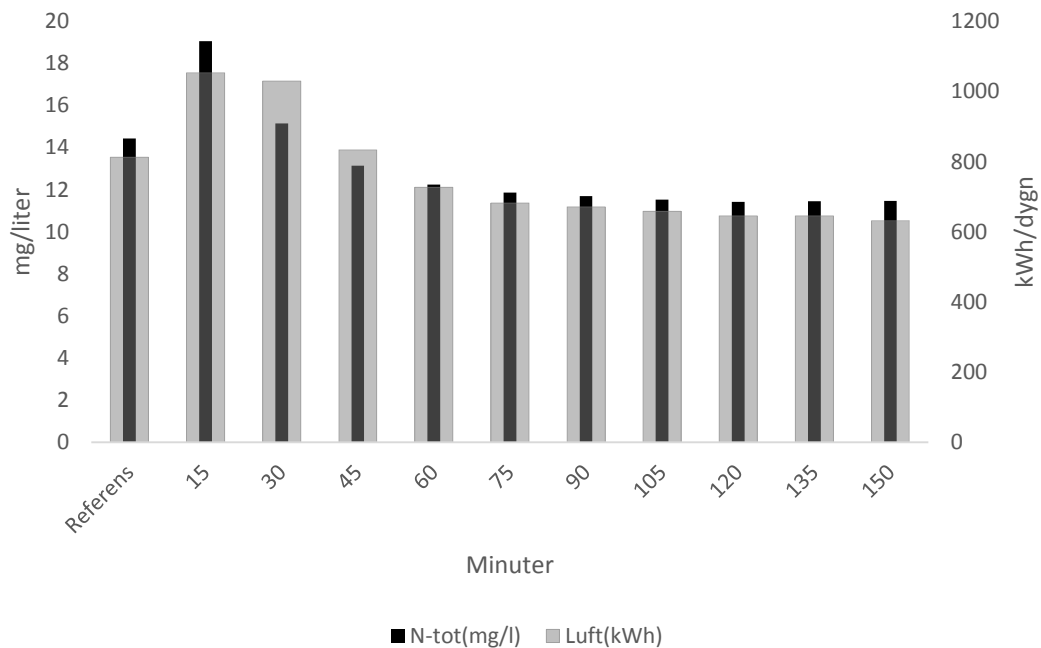
Tabell 11. Halten totalkväve samt luftningens energiförbrukning för fördenitrifikationssimuleringar och referens under vinterförhållanden.

Vinter	Referens	1 zon	2 zoner	3 zoner
N-tot(mg/l)	16,65	17,08	17,64	18,05
Wluft(kWh/dygn)	1217	1185	1221	1243

4.4.3. Ändrad maxtid för denitrifikationen

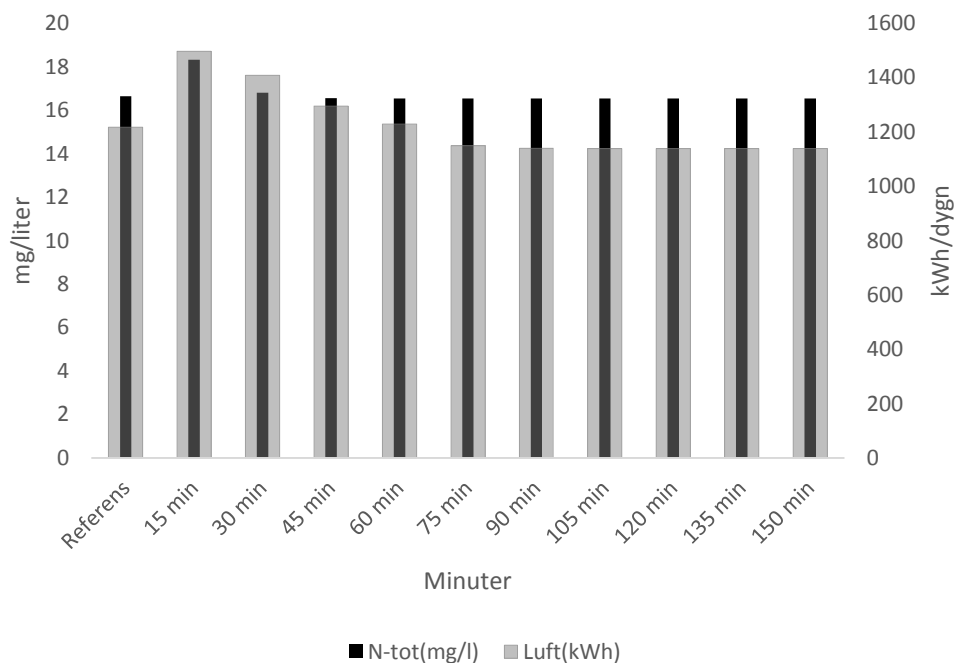
Resultatet av simuleringar med olika maxtider för denitrifikationen tillsammans med en referens som motsvarar dagens drift på Lucernaverket redovisas i figur 11 och 12 som totalkvävehalten ut tillsammans med energiförbrukningen per dygn.

Under sommarförhållanden skedde den bästa kvävereduktionen vid 120 min, vid längre tider försämrades den något samtidigt som energiförbrukningen fortsatte minska något vilket kan ses i figur 11.



Figur 11. Halten totalkväve samt luftningens energiförbrukning för simuleringar med olika maxtider för denitrifikationsfasen under sommarförhållanden.

Under vinterförhållanden erhöles bäst kvävereduktion vid 45 minuter och energiförbrukningen är konstant från 75 min, vilket ses i figur 12. De bästa resultaten under vinterförhållanden skiljde sig dock obetydligt gentemot det för referensen.

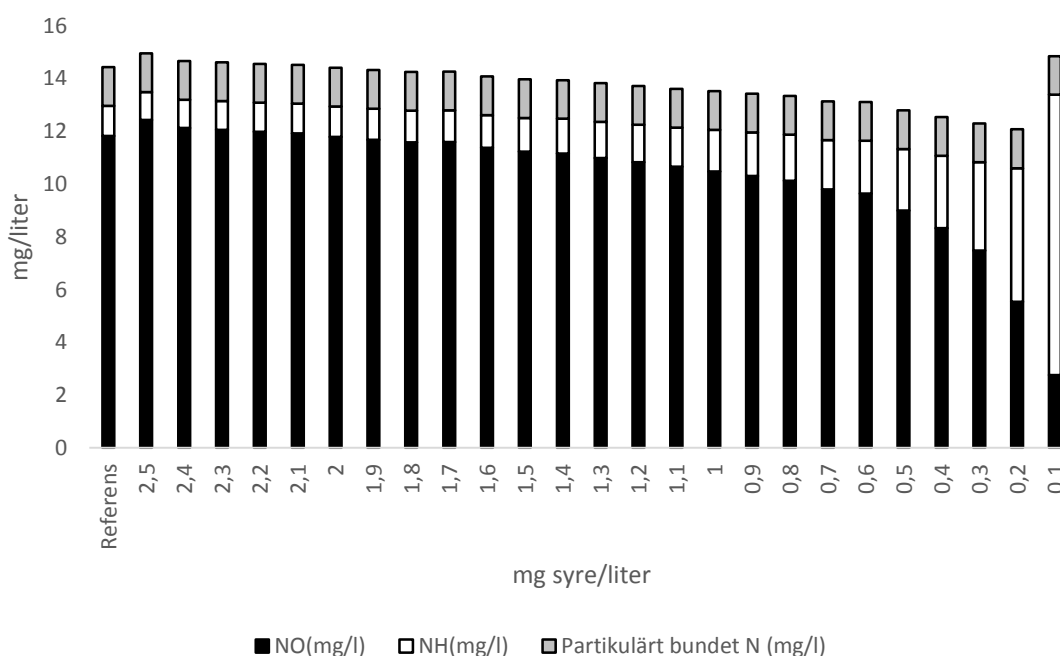


Figur 12. Halten totalkväve samt luftningens energiförbrukning för simuleringar med olika maxtider för denitrifikationsfasen under vinterförhållanden.

4.4.4. Ändrade syrebövrärdet

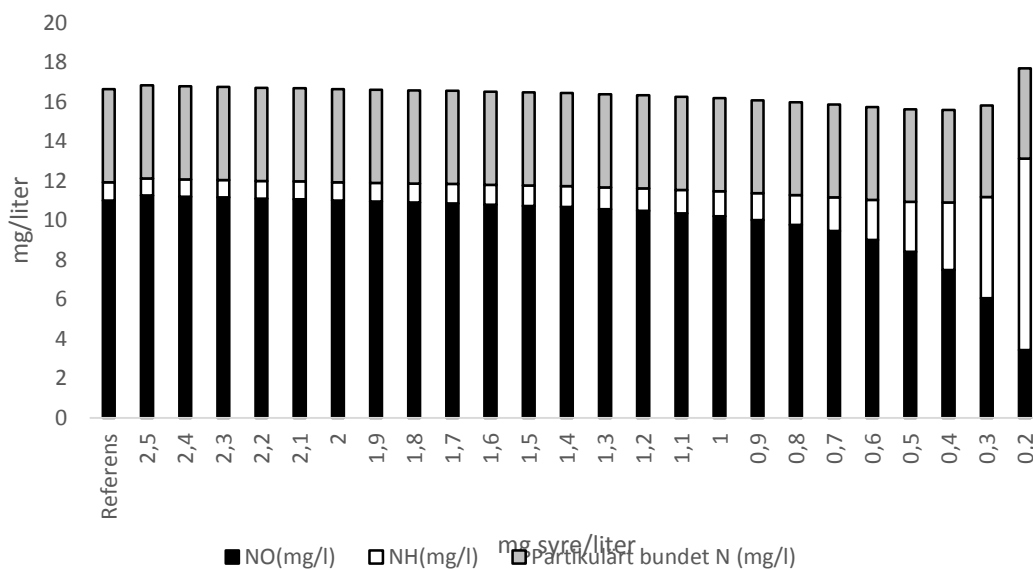
Resultatet för simuleringar med bövrärdet för syrehalten varierade, från 2,5 till 0,1 mg O₂/l, redovisas tillsammans med en referens som motsvarar dagens drift på Lucernaverket i figur 13 och 14. I figurerna visas de olika fraktionerna av totalkvävehalten uppdelade i ammonium, nitrat och övrigt partikulärt bundet kväve. För både vinter- och sommarförhållanden gällde att energiförbrukningen avtar omkring 10 kWh/dygn för varje 0,1 mg/l som syrehalten minskas.

Då bövrärdet för syrehalten i zon 4,5 och 7 varierades erhöles en bättre kvävereduktion ju lägre syrebövrärdet sattes, för sommarförhållandena gällde det ner till 0,2 mg O₂/l vilket kan ses i figur 13. De visar att det mesta av ammoniumet nitrifierades även vid syrehalter runt 0,3 mg/l. Resultatet för ett bövrärdet på 2 mg O₂/l motsvarade referensen.



Figur 13. Halter för de olika fraktionerna av totalkvävet för simuleringar med olika syrebövrärdet under sommarförhållanden.

För vinterförhållanden erhåles den bästa kvävereduktionen då bövrärdet är 0,4 mg O₂/l vilket kan ses i figur 14 nedan. De visar att det mesta av ammoniumet nitrifieras även vid syrehalter runt 0,4 mg/l. Resultatet för ett bövrärdet på 2 mg O₂/l motsvarade referensen och jämfört mot referensen sker en marginell förbättring av kvävereduktionen



Figur 14. Halter för de olika fraktionerna av totalkvävet för simuleringar med olika syrebörvärden under sommarförhållanden.

4.5. DISKUSSION FÖR SIMULERINGSTUDIEN

4.5.1. Stegbeskickning

De flesta resultaten från simuleringarna visar tydligt vilka av de valda driftstrategierna som kan förbättra kvävereduktionen. Från simuleringarna med stegbeskickning visade resultatet att en bättre kvävereduktion skedde under vinterförhållanden och det bästa resultatet uppnåddes vid en jämn fördelning av det inkommande flödet. Därför kan slutsatsen dras att en stegbeskickning kan rekommenderas under vinterförhållanden men inte under sommarförhållanden. Varför resultatet skiljer sig beroende på vilka förhållanden som gäller är däremot svårare att avgöra. Om det kan bero på att stegbeskickningen underlättar för nitrifikationen att ske i de första tre zonerna vid kallare förhållanden eller om det kan bero på en utspädning av de höga topparna av inkommande halter ges inget svar på.

4.5.2. Fördenitrifikation

För simuleringarna med fördenitrifikation gäller, omvänt från stegbeskickningen, att det kan rekommenderas under sommarförhållanden men inte under vinterförhållanden. Resultatet visar här en tydlig förbättring under sommarförhållandena, medan under vinterförhållanden försämras de något. Det bästa resultatet gavs då en zon hölls kontinuerligt oluftad under sommarförhållanden. Varför resultatet skiljer sig mellan sommar- och vinterförhållanden bör bero på att nitrifierarna får för kort tid på sig att tillväxa i den luftade delen, alltså att den luftade slamåldern blir för kort vid fördenitrifikation under vinterförhållanden.

4.5.3. Ändrad maxtid för denitrifikationen

En ökning av den maximala denitrifikationstiden verkar förbättra både kvävereduktionen och energiförbrukningen under sommarförhållanden. Den viktigaste begränsningen för längre oluftade faser för AS-steget är i dagsläget att omrörare saknas

i flera av zonerna, det betyder att allt slammet kommer att sedimentera till botten om luften är avstängd tillräckligt länge. Då luftarna nu är 8 år gamla anser deras leverantör inte att det är någon större risk för slitage om en del av slammet sedimenterar. Därför kan möjligen en något längre oluftad fas tillåtas. Då det enligt Dotro m.fl.(2011) tar 23-53 minuter för allt slam att sedimentera, så kan det kan vara möjligt att tiden ökas till omkring 45 minuter.

Det kan dock visa sig vara verkningslöst med en längre maxtid utan omrörare om slammet sedimenterar. Då omblandningen av bakteriemassan och substratet minskar utan luftning och mekanisk omrörning, kan denitrifierarnas tillgång till en kolkälla snabbt avta. Och då kolkälla behövs för att denitrifikationen ska ske kan sedimentering av slammet resultera i en ineffektiv denitrifikationsfas.

Om omrörare skulle implementeras i alla zoner försvinner begränsningen med att slammet sedimenterar. Det skulle ge förbättrade möjligheter för en fullständig denitrifikation att ske. Som resultatet visar leder detta till en förbättrad kvävereduktion. Lustgasen minskar enligt Dotro m.fl. (2011) då denitrifikationen inte avbryts vilket förhindrar lustgasen, som är en mellanprodukt i denitrifikationen, inte ackumuleras. Därför kan även en minskad avgång av lustgaser bli ett resultat av att AS blir helt omrört.

Energiförbrukningen verkar även kunna minskas då längre oluftade faser tillåts. Speciellt minskas förbrukningen under sommaren och främst då under nätter med låga inflöden då samma vatten pumpas runt och luftas även om ammoniumhalten är nära noll.

4.5.4. Ändrade syrebövrärdet

Under sommarförhållanden var det optimala syrebövrärdet 0,2 mg/l vilket gav tydliga förbättringar på kvävereduktionen. Under vinterförhållanden var det optimala syrebövrärdet 0,4 mg/l men förbättringarna på kvävereduktionen var här mindre. Resultatet med omkring 0,3 mg O₂/l som optimala värden var förvånande. Anledningen går att finna i ASM1's ekvationer som beskriver tillväxten av heterotrofa och autotrofa bakterier(se Appendix E), vilka i viss mån kan tillväxa både under aeroba och anoxiska förhållanden. Det som styr detta är parametrarna för syrehalvmättnadsgraderna för heterotrofer, K_{O,H}, och autotrofer, K_{O,A}. K_{O,H} är 0,2 och K_{O,A} är 0,4 och när syrehalten är omkring dessa sker därför en simultan nitrifikation och denitrifikation i simuleringarna.

Hypotesen för simuleringarna med syrebövrärdet var att anoxiska förhållanden skulle uppnås snabbare med lägre bövrärdet när luften stängs av vilket skulle ge längre tid för denitrifikationen. Troligt är att den positiva effekten av det är liten i simuleringarna. BSM1-modellen interpolerar mellan punkterna från syrebövrärdet till noll när luften stängs av. Det kan innebära att syrehalten är nära noll under en kortare period under simuleringarna än i verkligheten. Den positiva effekten för denitrifikationen av att syrehalten snabbare når noll med lägre syrebövrärdet skulle då inte ha lika stor positiv inverkan på resultatet av simuleringarna som det eventuellt skulle kunna ha i verkligheten.

Hanhan m.fl. (2010) stödjer utifrån simuleringar med en ASM1-modell att syrehalten hålls omkring 0,5 mg/l för att en simultan nitrifikation och denitrifikation ska ske. Metoden är dock ny och det vore en omfattande ändring av driften att införa den. Därför kan den inte rekommenderas utifrån enbart dessa simuleringar utan kräver vidare utredning. Enligt Dotro m.fl (2011) gynnas nitrifikationen i intermittentlyftade system av en syrehalt mellan 1-2 mg/l. Detta kan stödja att syrebörvärdena sänks något från dagens.

Det tidigare har varit problem i AS-steget med filamentösa bakterier, och då främst under vinterförhållanden. Enligt Dotro m.fl. (2011) kan en tillväxt gynnas redan då syrehalten är under 2 mg/l medan Tchobaglou (2004) anser att tillväxten gynnas då syrehalten är mindre än 0,5 mg/l. Detta gör att det finns anledning att man bör vara försiktig med att sänka syrebörvärdet i de reglerade zonerna. En utvärdering kan ske genom fullskaleförsök i en av linjerna, det bör ske under sommarförhållanden för att inte riskera problem med slamsvällning.

4.5.5. Allmänt för Simuleringsstudien

Det bör först nämnas att resultaten av simuleringsstudien inte exakt motsvarar den kvävereduktion som sker i verkligheten på Lucernaverket. Totalt verkar kvävereduktionen fungera något sämre i modellen jämfört med verkligheten på Lucernaverket:

- under sommarförhållanden ligger simuleringsresultatens utgående halter för referensen, som ska efterlikna dagens drift på Lucernaverket, nära 15 mg totalkväve/l (som är gällande utsläppsvillkor som årsmedelvärde) medan de i realiteten ligger betydligt lägre.
- under vinterförhållanden överskrider simuleringsresultaten 15 mg totalkväve/l vilket stämmer bättre överens med reella utgående halter.
- sammantaget innebär de simulerade reningsresultaten, ett årsmedelvärde för utgående halter som ligger över gällande utsläppsvillkor medan kraven i verkligheten uppfylls.

Det innebär inte att modellen ger ett orimligt resultat, ASM1-modellen som ligger i grunden för simuleringarna är välanvänd inom forskning och utbildning. Modellen anses beskriva de processer som sker i kvävereningen väl. Skillnaden i resultat mellan simuleringen och dess verkliga förlaga kan troligen förklaras med att de parametrar som valts för reaktionshastigheterna inte helt överensstämmer med verkligheten. De parametrar som valts för reaktionshastigheter var för sommarförhållanden mindre fördelaktiga än de egentliga och för vinterförhållanden var de mer fördelaktiga än de egentliga (se kapitel 4.3.4.). En annan förklaring kan vara att de inkommande typflödenas karaktär inte helt efterliknar Lucernaverket inkommande flöden. Dessa avvikelser kan accepteras då syftet med simuleringarna var att visa hur kvävereduktionen påverkas av olika driftändringar med WTOS-styrningen, och inte att beräkna konkreta kvävehalter i utgående vatten.

Den antagna syreöverföringshastigheten (K_{La}) för zonerna utan syrereglering är en osäkerhet i modellen. Värdena antogs efter stickprovsmätningar av löst syre i zonerna och anpassades sedan med hjälp av modellen till ett rimligt K_{La} . Då de tre första zonerna har lika många luftare, sattes samma K_{La} i de zonerna. I verkligheten kan det dock skiljas en del mellan zonerna då luftarna är åtta år gamla och kan vara slitna. Beroende på om K_{La} är satt för högt eller för lågt kommer för mycket eller för lite ammonium ha nitrifierats innan den fjärde zonen där kvävehalterna mäts. Kvävehalterna i sin tur påverkar hur WTOS styr luftningen. Om K_{La} är satt högt så styr WTOS mot mindre luftning och tvärtom för ett lågt K_{La} . Ett säkrare värde på K_{La} i de zonerna kan därför vara intressant att utreda om vidare arbete ska utföras med hjälp av modellen. Som en kontroll har simuleringar utförts med $K_{La}=80$ samt 150 vilket ger likvärdiga resultat för de olika driftstrategierna vilket ses i Appendix D.

4.6. SLUTSATS FÖR SIMULERINGSSTUDIEN

Resultaten från simuleringarna med stegbeskickning stödjer att driftstrategin testas vintertid. Även om förbättringen kan anses liten verkar det inte finnas någon risk att reduktionen av kväve försämras. Simuleringarna stödjer inte att metoden används sommartid.

Resultaten av simuleringarna visar att fördenitrifikation kan förbättra kvävereduktionen i AS-steget på Lucernaverket sommartid samtidigt som det även minskar behovet av luftning och därför energiförbrukningen. Simuleringarna stödjer inte att metoden används vintertid.

Gällande driftstrategin att öka den maximala tiden för denitrifikation, kan följande slutsats från resultaten av simuleringarna dras: tiden skulle kunna ökas under sommarförhållanden till omkring 120 minuter. I och med att det på Lucernaverket saknas omrörare i ett flertal zoner, måste maxtiden idag begränsas för att förhindra sedimentering av slam. Trots det kan en ökning till omkring 45 minuter stödjas. Det stöds även att en investering görs i omrörning för samtliga zoner vilket skulle möjliggöra längre maxtid för denitrifikationen. Under vinterförhållanden påverkades inte kvävereduktionen nämnvärt av en längre denitrifikationstid.

Resultaten av simuleringarna stödjer att syrebörvärdena minskas. Att sänka dessa så mycket som till omkring 0,3 mg O_2/l enligt resultat från simuleringarna, lär inte vara aktuellt. En viss sänkning, till ett värde mellan 1 och 2 mg O_2/l , ges det stöd till. Detta bör utvärderas under sommarförhållanden genom att börvärdena i en av linjerna sänks stegvis utifrån dagens inställningar i fullskaleförsök samtidigt som förekomsten av filamentösa bakterier observeras. Sänkta syrebörvärden under vinterförhållanden rekommenderas inte i nuläget då risken kan anses vara för stor samtidigt som vinsten i förbättrad kvävereduktion verkar vara liten.

Enligt resultatet av simuleringarna ger de driftstrategier som leder till bäst kvävereduktion i alla fallen även en minskad energiförbrukning för luftningen.

5. SAMMANFATTANDE DISKUSSION

Målet med det här examensarbetet var att undersöka hur kvävereringsprocessen på Lucerna ARV kunde förbättras under WTOS-styrning. Då begränsad information fanns att tillgå om hur WTOS styrde luftningen fanns även begränsade möjligheter att optimera styrsystemet. Den överordnade principen för WTOS-styrningen gäller tidsbegränsningar för nitrifikation- och denitrifikationsfasen. Optimeringen av dessa har delvis behandlats genom simuleringar i den uppbyggda BSM1-modellen för Lucernaverket. Andra inställningar i WTOS som exempelvis PI-regleringen berördes inte. Det övriga resultatet gäller förbättringsåtgärder som kan göras på AS-steget på Lucerna då styrsystemet WTOS används, men är inte någon optimering av styrsystemet.

Ett mer korrekt förfarande för att utvärdera olika driftstrategier hade varit att göra simuleringar först och sedan testa de mest intressanta strategierna i fullskaleförsök. Kvävereningen kan dock vara instabil på vintern. Med hänsyn taget till detta och till det faktum att vinterförhållanden medför betydligt ökad belastning genom industriutsläpp, hade ett slutdatum för fullskaleförsök angetts i förväg för att inga onödiga risker skulle tas gällande uppfyllandet av utsläppsvillkoret för kväve. Den tidgränsen tillät inte tidsmässigt att simuleringar utfördes innan fullskaleförsöken varför utvärderingarna skedde i omvänd ordning.

Resultaten från simuleringarna visade vilka ändringar av driften som är möjliga att genomföra för att förbättra kvävereduktionen i AS-steget. Begränsningarna för den uppbyggda modellen, vilka diskuteras i kapitel 4.5.5., gör att exakta inga slutsatser kan dras om hur stor reduktion av utgående kvävehalt och energieffektivisering som kan uppnås. Slutsatserna som dras visar enbart på kvalitativa förändringar och även att förbättringar skulle ske om rekommenderade åtgärder genomförs.

6. SLUTSATS

Studien visar att beroende på vilka förhållanden som råder kan olika åtgärder göras för att förbättra kvävereduktionen för Lucernaverkets AS-steg. Under simuleringsstudien karaktäriserades de som sommar- och vinterförhållanden (se kapitel 4.3.4.). Därför görs även här en sådan uppdelning.

För sommarförhållanden rekommenderas drift med en första oluftad zon för att en kontinuerlig fördenitrifikation ska ske. Både fullskaleförsöket och simuleringsstudien stödjer att det leder till en förbättrad kvävreduktion då inkommande nitrat får denitrifieras innan processen fortsätter under intermittent luftning. Simuleringsstudien stödjer även både användandet av en ökad maximal tid för denitrifikationen och att lägre syrebövråden för de syrereglerade zonerna används. Stegbeskickning under sommarförhållanden avråds.

För vinterförhållanden gavs inte lika tydliga resultat som för sommarförhållandena. Simuleringsstudien stödjer att fullskaleförsök med stegbeskickning görs i en av AS-linjerna. Simuleringsstudien ger även stöd till att en ökad maximal tid för denitrifikationsfasen, även om förbättringen för kvävereduktionen är liten så bör det inte innebära någon risk att den försämras. Gällande användandet av lägre syrebövråden för de syrereglerade zonerna så avråds de utifrån simuleringsstudien då vinsterna med dessa omställningar är små samtidigt som de kan innebära risker. Fördenitrifikation under vinterförhållanden avråds utifrån resultatet av simuleringsstudien.

En ökning av maxtiden för denitrifikationsfasen begränsas i dagsläget av att det saknas omrörare i ett flertal av AS-stegens zoner. Under denitrifikationsfasen sedimenterar därför slammet då ingen omrörning sker samt att luftningens omblandade saknas. En ökning till 45 minuter kan därför stödjas, men det bör utvärderas under en period då processen är stabil. Att en investering görs så att hela AS-stegen har omrörning stöds. Det skulle innebära att en längre denitrifikationsfas är möjlig, vilket enligt simuleringsstudien ytterligare skulle förbättra kvävereduktionen under sommarförhållanden. En positiv bieffekt med att implementera omrörare i alla zoner är en minskad energiförbrukning för luftningen samt en minskad avgång av lustgas.

En minskning av syrebövrådet ske för de syrereglerade zonerna till ett värde mellan 1 och 2 mg O₂/l bör utvärderas under sommarförhållanden. Detta stöds av simuleringsstudien och bör även testas i fullskaleförsök i en av AS-linjerna innan det beslutas om denna driftsomställning. Risken finns att denna omställning leder till en tillväxt av filamentösa bakterier varför dessa bör bevakas under försöken.

Det är viktigt att påpeka att de föreslagna åtgärder väntas leda till en minskad energiförbrukning för luftningen enligt resultatet av simuleringsstudien. Med en bättre anpassad luftning verkar alltså både en bättre kväverening och en energieffektivisering kunna uppnås.

Referenser

- Alex, J., Benedetti L., Copp J., Gernaery K.V., Jeppsson U., Nopens I., Pons M.-N., Rieger L., Rosen C., Steyer J.P., Vanrolleghem P., Winkler S. (2008). *Benchmark Simulation Model no. 1 (BSM1)*. Institutionen för industriell elektroteknik och automation (IEA), Lunds Universitet
- Alex, J., Béteau, J.-F., Copp, J.B., Dudley, J., Dupont, R., Gillot, S., Jeppson, U., LeLann, J.-M., Pons, M.-N., Vanrolleghem, P. A. (2001) *The COST Simulation Benchmark: Description and Simulator Manual*. Publicerad av COST – European Cooperation in Science and Technology
- Balku, S. (2007) Comparison between alternating aerobic-anoxic and conventional activated sludge systems, *Water Research* vol.41, s.2220–2228
- Carlsson, B., Hallin, S. (2003). *Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk*. Svenskt Vatten, Publikation 2003-27
- Chachuat, B., Roche, N., Latifi, M.A. (2005). Optimal aeration control of industrial alternating activated sludge plants, *Biochemical Engineering Journal* vol.23, s.277–289
- Dotro, G., Jefferson, B., Jones, M., Vale, P., Cartmell, E., Stephenson, T. (2011). A review of the impact and potential of intermittent aeration on continuous flow nitrifying activated sludge, *Environmental Technology*, vol.32, nr.15, s.1685-1697
- Gustavsson, D. J. I., Persson, F., Aspegren, H., Stålhandske, L., La Cour Jansen, J. (2012). Anammox i huvudströmmen – Vad är problemet? *Tidskriften Vatten* vol.68, s.195–208
- Hallin, S. (1998). *Dynamics of denitrifying populations in activated sludge processes with nitrogen removal*. Doctor's dissertation ISSN 1401-6249, ISBN 91-576-5539-1
- Hanhan, O., Insel, G., Ozgur, Yagci N., Artan, N., Orhon, D. (2011). Mechanism and design of intermittent aeration activated sludge process for nitrogen removal, *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, vol.46, nr 1, s.9-16
- Henze, H., Grady, C.P.L., Jr, Gujer, W., Marais, G.v.R. and Matsuo, T. (1987). *Activated Sludge Model No. 1*, IWA Publishing, London, UK
- Hidaka, T., Yamada, H., Kawamura, M., Tsuno, H. (2002). Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process with two tanks. *Water Science and Technology* vol.45, nr.12, s.181–188
- Yoo, H., Ahn, K., Lee, H., Lee, K. Kwak, Y., Song, K. (1999). Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor, *Water Research* vol.33, s.145–154

Kimochi, U., Inamori, Y., Mizuochi, M., Xu, K.-Q., Matsomura, M. (1998). Nitrogen Removal and N₂O Emission in a Full-Scale Domestic Wastewater Treatment Plant with Intermittent Aeration. *Journal of Fermentation and Bioengineering* vol.86, nr.2, s.202-206

Naturvårdsverket. (2009). *Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan - Förslag till nationell åtgärdsplan*. Rapport 5985 ISBN 978-91-620-5985-9, ISSN 0282-7298

Olshammar, M., Malmeus, M., Ek, M., Åmand, L., Baresel, C. (2012). *Fallstudie – Avgiftssystem fosfor och kväve för kommunala avloppsreningsverk*. IVL Rapport B2050

Takács, I., Patry, G.G. and Nolasco, D. (1991). A dynamic model of the clarification thickening process. *Water Research* vol.25, nr.10, s.1263–1271

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

Westling, K. (2011). *Lustgasemissioner från Avloppsreningsverk - en litteraturstudie*. IVL Rapport B1977

Wilderer, P.A., Irvine, R.L., Goronszy, M.C. (2001). *Sequencing Batch Reactor Technology*. IWA-Publishing ISBN 9781900222211

Zhang, P., Zhou, Q. (2007). Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration. *Environmental Science Engineering*. China, vol.1, s.49–52

Xia, S.-Q. Gao, T.-Y., Zhou, Z.-Y. (2002). Nitrogen and phosphorus removal under intermittent aeration conditions. *Journal of Environmental Science* vol.14, nr.4, s.541-546

APPENDIX A

Tabell A1. Resultat av stickprover för nitrat.

Nitrat	v40	v41	v42	v43	v44
Inkommande flöde	0.27	0.5	1.1	0.7	0.39
Försedimentering	0.4	0.4	1.6	1.5	0.55
AS1					
In	1.9	1.9	0.83	3.4	1.1
Zon 2				3.1	0.99
Zon 4					
Zon 5					6.1
Zon 6					6.2
Ut	7.4	7.1	4.3	8	7.9
Returslam			5	4.3	3.5
AS2					
In	2.4	2.4	3.8	0.6	0.03
Zon 2				0.2	0.02
Zon 4					
Zon 5					6.2
Zon 6					6.6
Ut	7.8	7.1	7.5	6.9	7.2
Returslam			6.3	4.3	1.9

Tabell A2. Resultat av stickprover för ammonium.

Ammonium	v40	v41	v42	v43	V44
Inkommande flöde	27.4	28.3	22.6	28	30.3
Försedimentering	20.1	22.9	21.3	21.6	21.9
AS1					
In	7	8.1	7.7	5.9	6.8
Zon 2				6.6	6.9
Zon 4					
Zon 5					1.7
Zon 6					1.3
Ut	0.45	0.1	0.2	0.1	0.07
Returslam			0.07	0.2	0.52
AS2					
In	6.2	6.8	5.3	7.5	8.2
Zon 2				7.9	7.3
Zon 4					
Zon 5					0.12
Zon 6					0.12
Ut	0.03	0.1	0.2	0.1	0.03
Returslam			0.09	0.08	0.32

APPENDIX B

Tabell B1. Reaktionsparametrar för 10, 15 och 20°C definierade av IAWQ.

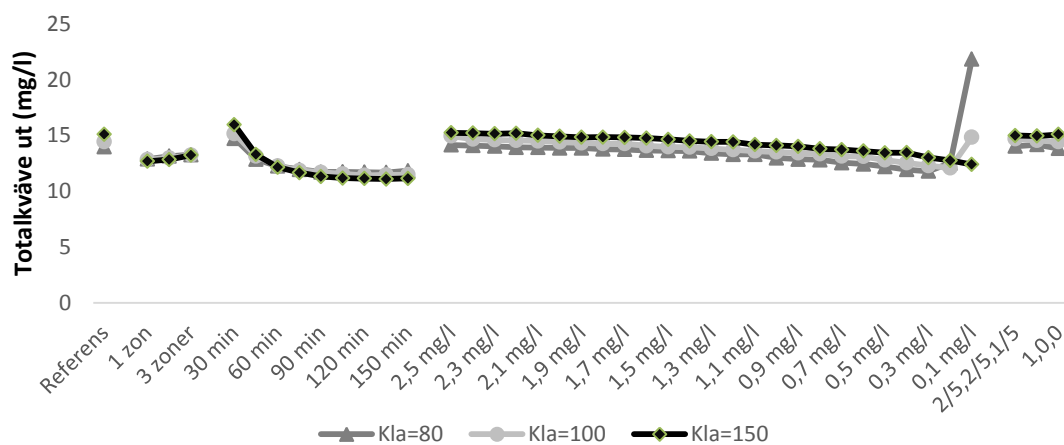
Reaktionsparameter	Benämning	10° C	15° C	20° C	Typiska värden i litteraturen
Autotrofisk yield	Y_A	0.24	0.24	0.24	0.07 - 0.28
Heterotrofisk produktion	Y_H	0.67	0.67	0.67	0.38 - 0.75
Fraktion av biomassa som resulterar i partikulära produkter	f_P	0.08	0.08	0.08	-
Massa N/massa COD i biomassa	i_{XB}	0.08	0.08	0.08	-
Massa N/massa COD från biomassa	i_{XP}	0.06	0.06	0.06	-
Specifik heterotrofisk maxtillväxt	μ_H	3	4	6	0.6 - 13.2
Halvmättnadskonstant för heterotrofer	K_S	20	10	20	5 - 225
Syrehalvmättnadskonstant för heterotrofer	$K_{O,H}$	0.2	0.2	0.2	0.01 - 0.2
Nitrathalvmättnadskonstant för denitrifierande heterotrofer	K_{NO}	0.5	0.5	0.5	0.1 - 0.5
Heterotrofisk avdödningshastighet	b_H	0.2	0.3	0.62	0.05 - 1.6
Korrektionsfaktor för anoxisk tillväxt av heterotrofer	η_r	0.8	0.8	0.8	0.6 - 1
Korrektionsfaktor för anoxisk hydrolys	η_h	0.4	0.8	0.4	-
Specifik maxhastighet för hydrolysen	k_h	1	3	3	-
Halvmättnadskonstant för hydrolys av långsamt nedbrytbart substrat	K_X	0.01	0.1	0.03	-
Specifik maxhastighet autotrofisk tillväxt	μ_A	0.3	0.5	0.8	-
Ammoniumhalvmättnadskonstant för autotrofer	K_{NH}	1	1	1	-
Autotrofisk avdödshastighet	b_A	0.1	0.05	0.2	-
Syrehalvmättnadskonstant för autotrofer	$K_{O,A}$	0.4	0.4	0.4	-
Ammonifieringshastighet	k_a	0.04	0.05	0.08	-

APPENDIX C

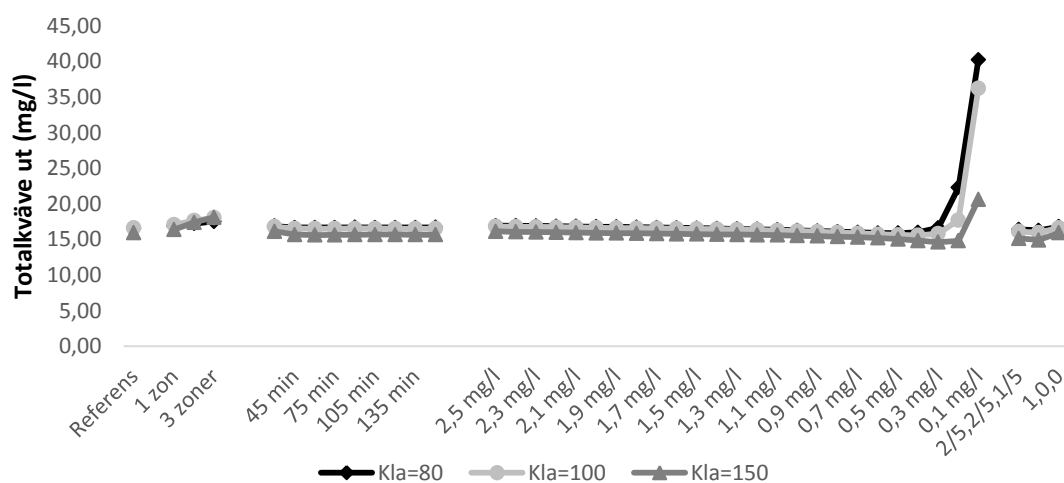
Tabell C1. Syrehalter i mg/l i olika zoner vid två tillfällen.

Zon	AS2		AS1	
	17-21 okt	13-dec	13-dec	13-dec
1	~0	1,1	1,1	0,5
2		1,3	1,6	1
3		2,8	3,1	1,6
5		3,1	3,6	4,3

I figur C1 och C2 visas resultaten för all simulering med varierade K_{La} . K_{La} varierades till 80, 100 och 150 1/h i de tre första zonerna. Då resultaten följer samma variation som det antagna värdet på K_{La} (100) för alla optimala lösningar bedöms det antagna värdets osäkerhet inte påverka de slutsatser som dras av simuleringarna.



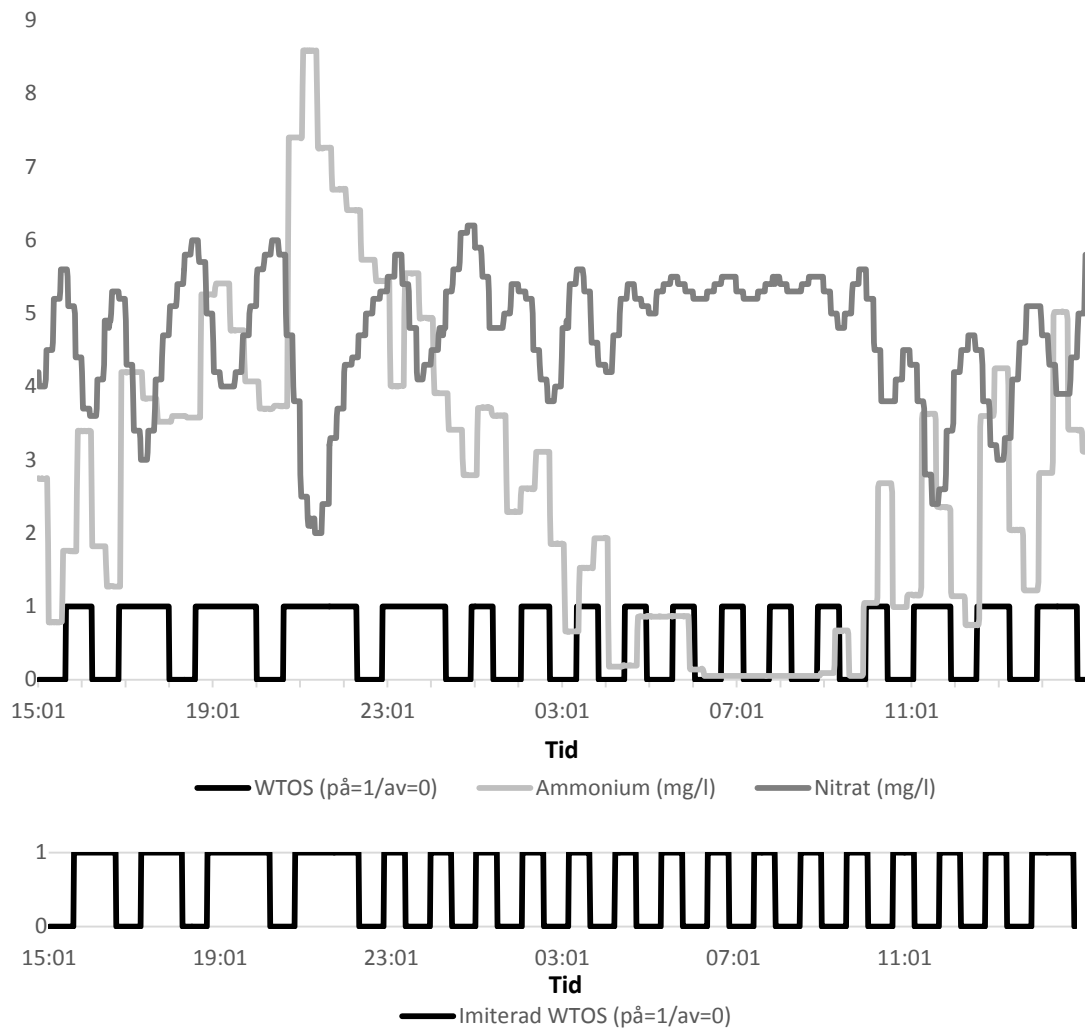
Figur C1. Resultat av simuleringar för olika K_{La} under sommarförhållanden.



Figur C2. Resultat av simuleringar för olika K_{La} under vinterförhållanden.

APPENDIX D

För att utvärdera om det imiterade WTOS styr luftningen på och av på ett liknande sätt som det som används i AS-steget på Lucerna, gjordes en mindre valideringstudie. Genom att använda onlinedata från ett dygns mätningar på ammonium- och nitrathalten och undersöka om det imiterade WTOS beter sig på ett liknande sätt som det verkliga. Resultatet av det visas i figur D1, där den de svarta linjerna visar om luftningen styrs på (1) eller av (0). Vissa skillnader i faser visas i figuren, men de beror främst på att faserna hamnar i otakt. Men då nitrat och ammonium inte är jämbördiga så styr de på samma sätt, vilket sker under den mesta av tiden. Och då samma begränsningar används för hur länge eller kort en fas får fortgå så dras slutsatsen att de kan anses jämförbara.



Figur D1. Jämförelse mellan hur det verkliga och imiterade WTOS styr luften för samma ammonium och nitrathalter.

APPENDIX E

The ASM1 – Matrix Format

j	Component →												Process Rate, ρ_j [ML ⁻³ T ⁻¹]				
	Process ↓	i	S _i	S _s	X _i	X _s	X _{B,H}	X _{B,A}	X _P	S _{NO}	S _O	S _{NO}					
1	Aerobic growth of heterotrophs			$-\frac{1}{Y_H}$			1				$-\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}$				$\hat{\mu}_H \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H}$		
2	Anoxic growth of heterotrophs			$-\frac{1}{Y_H}$			1								$\hat{\mu}_H \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_f Y_{B,H}$		
3	Aerobic growth of autotrophs						1				$-\frac{1}{Y_A}$				$\hat{\mu}_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A}$		
4	'Decay' of heterotrophs														$b_H X_{B,H}$		
5	'Decay' of autotrophs														$b_A X_{B,A}$		
6	Ammonification of soluble organic nitrogen														$k_b S_{ND} Y_{B,H}$		
7	'Hydrolysis' of entrapped organics														$k_b \frac{X_s X_{B,H}}{K_X + (X_s/X_{B,H})} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_b \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{B,H} \right]$		
8	'Hydrolysis' of entrapped organic nitrogen														$\rho_j (X_{ND}/X_s)$		
Observed Conversion Rates [ML ⁻³ T ⁻¹]			$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$														
Stoichiometric Parameters: Heterotrophic yield: Y_H Autotrophic yield: Y_A Fraction of biomass yielding particulate products: f_p Mass N/Mass COD in biomass: $i_{N,H}$ Mass N/Mass COD in products from biomass: $i_{N,P}$			Soluble inert organic matter [M(COD)-3]	Readily biodegradable substrate [M(COD)-3]	Particulate inert organic matter [M(COD)-3]	Slowly biodegradable substrate [M(COD)-3]	Active heterotrophic biomass [M(COD)-3]	Active autotrophic biomass [M(COD)-3]	Particulate products arising from biomass decay [M(COD)-3]	Oxygen (negative COD) [M(-COD)-3]	Nitrate and nitrite nitrogen [M(N)-3]	$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$		Soluble biodegradable organic nitrogen [M(N)-3]	Particulate biodegradable organic nitrogen [M(N)-3]	Alkalinity – Molar units	Kinetic Parameters: Heterotrophic growth and decay: $\mu_H, K_s, K_{O,H}, K_{NO}, b_H$ Autotrophic growth and decay: $\mu_A, K_{NH}, K_{O,A}, b_A$ Correction factor for anoxic growth of heterotrophs: η_f Ammonification: k_b Hydrolysis: k_h, K_X Correction factor for anoxic hydrolysis: η_b

Figur E1. Matrisrepresentation över de ekvationer som beskriver processerna som sker i ASM1-modellen (Henze m.fl., 1987).