# Nitritation/anammoxprocessen för rejektvattenbehandling

Jozef Trela Jingjing Yang Elzbieta Plaza Erik Levlin



# Svenskt Vatten Utveckling

# Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten Rörnät & Klimat Avlopp & Miljö Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Agneta Granberg (m), ordförande Daniel Hellström, utvecklingsledare Henrik Aspegren Per Ericsson Tove Göthner Per Johansson (s) Stefan Johansson Annika Malm Lisa Osterman Kenneth M. Persson Carl-Olof Zetterman Göteborg Svenskt Vatten VA SYD Norrvatten Sveriges Kommuner och Landsting Gävle kommun Skellefteå kommun Kretslopp och vatten, Göteborgs Stad Örebro kommun Sydvatten AB SYVAB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling Svenskt Vatten AB Box 14057 167 14 BROMMA Tfn 08 506 002 00 Fax 08 506 002 10 svensktvatten@svensktvatten.se www.svensktvatten.se Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Svenskt Vatten <b>Utveckling</b>	Bibliografiska uppgifter för nr	2015-01
Denne enterne titele		
Rapportens titel:	Nitritation/anammox-processen for rejektvattenbehandling	
Title of the report:	Nitritation/anammox-process for supernatant treatment	
Författare:	Jozef Trela, Jingjing Yang, Elzbieta Plaza, Erik Levlin KTH	
Rapportnummer:	2015-01	
Antal sidor:	56	
Sammandrag:	Rapporten presenterar resultat från genomförda experiment Sjöstadsverk med nitritation/anammox-processen för rejektva ling. Syfte med denna studie var att utvärdera inverkan av olil strategier på processens prestanda och effektivitet, samt und metoder för övervakning och styrning.	vid Hammarby attenbehand- ka luftnings- lersöka olika
Abstract:	This report presents results from experiments conducted at H Sjöstadsverk with nitritation/anammox process for treatment supernatant. Aim of this study was to evaluate the effect of d tion strategies on process performance and efficiency, also ex methods for process monitoring and control.)	lammarby of digester ifferent aera- kamine various
Sökord:	Anammox, deammonifikation, kväverening, nitritation, rejektv	vatten
Keywords:	Anammox, deammonification, nitritation, nitrogen removal, s	upernatant
Målgrupper:	Personal på avloppsreningsverk, beslutsfattare inom VA-sekto konsulter	orn, forskare,
Omslagsbild:	Pilotanläggning vid Hammarby Sjöstadsverket. Foto: Jozef Tr	ela
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsid www.svensktvatten.se	a
Utgivningsår:	2015	
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB	
Om projektet Projektnummer:	29-116	
Projektets namn:	VA-kluster Mälardalen	
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, IVL, KTH	

# Förord

Anammoxforskningen vid Hammarby Sjöstadsverk har genomförts som ett samarbetsprojekt mellan Kungliga Tekniska Högskolan (KTH) och Svenska Miljöinstitutet (IVL) inom VA-kluster Mälardalen.

Författare till rapporten är Jozef Trela, Jingjing Yang, Elzbieta Plaza och Erik Levlin. Denna rapport presenterar resultat från genomförda experiment och är en sammanfattning av flera artiklar och konferensbidrag av författarna samt av en licentiatuppsats vid KTH om deammonifikation med nitritation/anammox av Jingjing Yang. Lista med publicerade arbeten redovisas i Bilaga 1.

Ett stort tack riktas till de personer samt organisationer som på olika sätt bidragit i arbetet. Vi vill speciellt tacka Christian Baresel, verksamhetskoordinator på Hammarby Sjöstadsverk för hans engagemang i projektet.

Utöver rapportens författare har flera andra personer deltagit i det experimentella arbetet av projektet. Rune Bergström, Anders Björk och Lars Bengtsson har bidragit både vid konstruktion och vid drift av pilotskaleanläggningen. Kåre Tjus har deltagit i lustgasmätningar och Monika Zubrowska-Sudol i laboratorieskalestudie.

Forskningen och det doktorandarbete som ligger till grund för denna sammanfattningsrapport har finansierats av IVL, Svenskt Vatten Utveckling, KTH och Lars Erik Lundbergs Stiftelse.

Mer information om VA-kluster Mälardalen finns på http://www.va-malardalen.se/, om Hammarby Sjöstadsverk på http://www.sjostadsverket.se/.

Stockholm, mars 2014 Jozef Trela med författare

# Innehåll

För	ord	3
San	nmanfattning	6
Sun	nmary	7
1	Introduktion	8
2	Projektets syfte och mål	10
3	Biologisk kväveavskiljning med nitritation/anammox	11
3.1	Traditionell kväveavskiljning	11
3.2	Anammoxreaktionen	11
3.3	Deammonifikationsprocessen	12
3.4	Faktorer som påverkar processen	14
4	Material och metod	19
4.1	Laboratorieförsök	19
4.2	Pilotförsök med MBBR vid Hammarby Sjöstadsverk	20
4.3	Karakterisering av rejektvatten	21
4.4	Aktivitetstester för olika mikroorganismer	21
4.5	Lustgasmätning	22
4.6	Redoxkontroll	23
4.7	Metoder för kemiska analyser	23
5	Resultat och diskussion	24
5.1	Luftningsstrategier - laboratoriestudie	24
5.2	Luftningsstrategier – pilotstudie	29
5.3	Identifiering av mikroorganismer och dess aktivitet	34
5.4	Lustgasemissioner	37
5.5	Redox för processtyrning	38
6	Slutsatser	41
7	Referenser	43

# Bilaga

1	Publicerade arbeten från anammoxforskning
	vid Hammarby Sjöstadsverk 2009–201351

# Sammanfattning

Deammonifikation, baserad på partiell nitritation i kombination med anammox, är som kväveavskiljningsmetod miljövänligare än konventionell nitrifikation/denitrifikation. Detta på grund av minskat energibehov, mindre behov av kemikalier samt lägre utsläpp av  $CO_2$  och  $N_2O$ . Behandlingen av rejektvatten från avvattningsprocessen av rötslam med denna teknik minskar kvävebelastningen på reningsverket som därmed ökar möjligheten att klara framtida strängare reningskrav.

Syftet med försöken var att studera strategier för styrning och övervakning av deammonifikationen i biofilmsprocessen i en MBBR (eng. för Moving Bed Biofilm Reactor) och utvärdera inverkan av olika luftningstrategier på processens prestanda och effektivitet. Försök utfördes, både på laboratorienivå och vid en pilotanläggning på Hammarby Sjöstadsverk.

En viktig parameter som påverkar hastigheten för kväveavskiljning och aktiviteten hos olika mikroorganismer är koncentrationen av löst syre som bör vara tillräckligt hög för att ammoniumoxiderande bakterier (AOB) skall producera tillräckligt med nitrit för anammoxreaktionen, men inte för hög då det hämmar anammoxprocessen och ger ökad aktivitet hos nitritoxiderande bakterier (NOB).

Försöken utfördes med kontinuerlig och intermittent luftning med olika syrehalter och tider för luftade och icke-luftade faser. Aktiviteten hos mikroorganismer i biofilmen mättes genom tester av syreupptagningshastighet (OUR), specifik anammoxaktivitetstest (SAA) och nitratupptagningshastighet (NUR). Onlinemätning av pH, ledningsförmåga och redoxpotential användes för att övervaka processen.

Den högsta hastigheten och graden av kväveavskiljning erhölls då syrekoncentrationen var 3,5 mg  $O_2/l$  och kvoten mellan icke-luftad och luftad fas (R) uppgick till 1/3. Aktivitetstester visade att anammoxbakterier och AOB spelade de dominerande rollerna i biofilmen. De genomsnittliga och maximala värdena för specifika anammoxaktiviteten var 3,0 g N/m<sup>2</sup> × d respektive 4,3 g N/m<sup>2</sup> × d. Syreupptaget vid AOB-aktivitetstesterna hade ett medelvärde på 4,0 g  $O_2/m^2 \times d$  och ett högsta värde på 5,1 g  $O_2/m^2 \times d$ .

Intermittent luftning minskade energiförbrukningen och förbättrade processeffektiviteten. Införande av anaeroba faser och hög kvävetillförsel ökar anammoxbakteriernas aktivitet och nitritoxidationen begränsas. Nitritproduktionen är begränsande faktor i enstegs deammonifikationsprocess.

Mätning av lustgas i pilotanlägningen, visade att lustgasproduktionen som var beroende av kvävebelastning, koncentrationen av löst syre samt förhållandet mellan luftad och icke-luftad fas (R), varierade mellan 0,4 och 2,0 % av den totala kvävebelastningen.

Studien visade att redoxpotential (ORP) kan användas som styrningsparameter för driften av enstegs deammonifikationsprocess. Vid försök med användning av ORP för styrning av luftflödet erhölls den högsta kväveavskiljningshastigheten och effektiviteten när börvärde för ORP var 0 mV.

# Summary

Deammonification, based on partial nitritation combined with anammox, is a more environmental friendly nitrogen removal technology compared to conventional nitrification/denitrification, due to decreased energy need, less use of chemicals and low emissions of  $CO_2$  and  $N_2O$ . Treatment of supernatant from dewatering of digested sludge with this technology can decrease nitrogen load to wastewater treatment plants and gives better possibilities to meet future stringent effluent requirements.

The objective of this study was to investigate strategies for controlling and monitoring the deammonification process in a moving bed biofilm reactor (MBBR) and evaluate the influence of different aeration strategies on the process performance and efficiency. Experiments were carried out, both in laboratory scale and in a pilot plant at Hammarby Sjöstadsverk.

A significant parameter influencing the nitrogen removal rate and activity of different microorganisms is dissolved oxygen (DO) concentration which has to be high enough to allow ammonia oxidizing bacteria (AOB) to produce a sufficient amount of  $NO_2$ -N for anammox reaction, but not too high to cause inhibition of anammox bacteria and increased activity of nitrite oxidizing bacteria (NOB).

The investigations were made with continuous and intermittent aeration with different DO concentrations and different ratios between non-aerated and aerated phase duration (R). The activity of different microorganisms in the biofilm was measured by specific anammox activity (SAA), oxygen uptake rate (OUR) and nitrate utilization rate (NUR) tests. On-line measurement of pH, conductivity and redox potential were useful to monitor the process.

The highest nitrogen removal rate and efficiency was obtained when DO was 3.5 mg/l and R equaled to 1/3. Activity tests showed that anammox bacteria and AOB played the dominating roles in the biofilm. The average and maximum values of SAA were 3.0 g N/m<sup>2</sup> × d and 4.3 g N/m<sup>2</sup> × d, respectively. An average value of 4.0 g  $O_2/m^2 \times d$  and the maximum value of 5.1 g  $O_2/m^2 \times d$  was obtained in the OUR test for AOB activity.

Intermittent aeration reduced energy usage and improved process efficiency. Introduction of anaerobic phases and high nitrogen load enhanced the activity of anammox bacteria and NOB activity was limited. Nitrite production was the bottleneck of the one stage deammonification process.

Monitoring of  $N_2O$  emissions in the pilot plant showed that 0.4–2% of nitrogen load was converted into  $N_2O$  gas.  $N_2O$  production was related to the nitrogen load, DO concentrations and ratio between non-aerated phase and aerated phase (R).

The results showed that redox potential (ORP) can be used as control parameter for operation of one stage deammonification process. At experiments using ORP for controlling air flow, the highest nitrogen removal rate and efficiency were obtained when the set point for ORP was 0 mV.

# 1 Introduktion

För att minska utsläpp av föroreningar till sjöar, vattendrag och hav har en omfattande utbyggnad av avloppsreningen genomförts i Sverige. De flesta avloppsreningsverk uppfyller idag kraven enligt EU:s avloppsvattendirektiv för kväveavskiljning för avloppsreningsverk större än 10 000 personekvivalenter (pe). Trots detta kvarstår problemet med omfattande algblomningar i Östersjön som resultat av övergödning. Regeringarna i Östersjöområdet har därför i Baltic Sea Action Plan satt upp krav på ytterligare åtgärder för att minska utflödet av näringsämnen till Östersjön (Baltic Sea Action Plan, 2007). För Sveriges del betydde det en minskning av utsläppen med 20 800 ton kväve per år (till Kattegat, Finska Viken och Egentliga Östersjön). Dock har Helcoms preliminära utsläppsbeting omräknats vilket fastställdes på ministermötet 2013 (Havs och Vattenmyndigheten, 2014). Sverige har fram till 2010 uppnått målen för Kattegatt och Finska Viken, medan det för Egentliga Östersjön kvarstår att reducera utsläppen med 3 000 ton kväve per år.

För att minska kväveutsläpp från reningsverk ska länderna runt Östersjön säkerställa att avloppsvatten behandlas på ett effektivt sätt antingen med biologisk (sekundär) eller med annan behandlingsteknik (tertiär rening). Olika åtgärder kan tillämpas för att erhålla förbättrad kväveavskiljning. Till dessa hör; tillsatts av extern kolkälla i för- eller efterdenitrifikationen, ökad recirkulation av nitrifierat vatten samt, i en del fall, ökad nitrifikation (Naturvårdsverket, 2009). Dessa åtgärder medför dock ökat behovet av extern kolkälla samt ökad elförbrukning.

Nyutvecklad teknik som baseras på deammonifikationsprocessen (partiell nitritation med anammox) ger mycket goda möjligheter att på ett



Figur 1-1 Kvävets biogeokemiska kretslopp (modifierad av Bonete et al., 2008).

kostnadseffektivt och energisnålt sätt genomföra en förstärkning av kväveavskiljning vid ökade krav för befintliga avloppsreningsverk i Sverige med kväveavskiljning eller utgöra en viktig del vid ombyggnad av avloppsverk för att genomföra kväveavskiljning.

Mellan 15 och 20% av kvävebelastningen till reningsverket kommer med rejektvatten från avvattning av rötat slam. Vid behandling av rejektvatten minskar internbelastningen på biosteget i avloppsreningsverket. Detta kan bidra till minskade kväveutsläpp och/eller minskad total användning av el och extern kolkälla. Tillämpning av deammonifikationsprocessen för rejektvattenbehandling kan göra detta med ökad resurseffektivitet.

Klassiska processer i kvävets kretslopp inkluderar kvävefixering, ammonifikation, nitrifikation och denitrifikation. Förutom dessa processer visar figur 1-1 även anaerob ammoniumoxidation med ammonium som energikälla och nitrit som elektronacceptor (Bonete et al., 2008). En möjlighet för detta hade förutspåddes av Broda (1977), baserat på teorier hämtade från termodynamiken. Det var dock inte förrän 1990-talet som studier av de aktiva organismerna i processen rapporterades (Strous et al., 1997, 1998, 1999, Jetten et al., 1997), varefter tekniker baserat på anammoxreaktionen utvecklades (Hippen et al., 2001, Plaza et al., 2011).

# 2 Projektets syfte och mål

Projektets huvudsakliga mål var att förvärva mer kunskap i syfte att förstå, utveckla, dimensionera, styra och optimera en enstegs deammonifikationsprocessen med nitritation/anammox. Studien ämnade också att ge underlag för olika driftstrategiers potential att förbättra processens prestanda och effektivitet vilket i sin tur kan ge kostnadsbesparingar för rejektvattenbehandling.

De viktigaste delmålen med projektet var att:

- studera hur online mätning av syre, pH, redoxpotential (ORP) och konduktivitet kan användas för styrning och övervakning av deammonifikationsprocessen.
- utvärdera olika luftningsstrategiers inverkan på processens prestanda och effektivitet.
- utvärdera möjligheten att använda ORP som styrparameter.
- utveckla metod för mätning av anammoxreaktionen utifrån gasproduktion.
- övervaka olika mikroorganismer genom aktivitetstester såsom anammoxbakteriernas aktivitet med specifik anammoxaktivitetstest (SAA), aktiviteten hos denitrifierande bakterier med nitratupptagningshastighet (NUR), nitrifierares och heterotrofa bakteriers aktivitet genom tester på syreupptagningshastighet (OUR).
- studera lustgasbildning i processen.

# 3 Biologisk kväveavskiljning med nitritation/anammox

# 3.1 Traditionell kväveavskiljning

Det traditionella sättet att avlägsna kväve från avloppsreningsverk är genom assimilation och nitrifikation/denitrifikation. Nitrifikation är en autotrof process som består av två steg. I det första steget oxideras ammonium till nitrit genom ammoniaoxiderande bakterier (AOB) och i det andra steget oxideras nitrit till nitrat med hjälp av nitritoxiderande bakterier (NOB) (ekv. 1, 2).

De stökiometriska reaktionerna är:

 $\begin{array}{l} \mathrm{NH_{4}^{+}+1,382\ O_{2}+1,982\ HCO_{3}^{-}\rightarrow0,018\ C_{5}\mathrm{H_{7}O_{2}N+0,982\ NO_{2}^{-}+}}\\ \mathrm{2,927\ H_{2}O+1,891\ CO_{2}} \end{array} \tag{Ekv. 1}$ 

$$NO_{2}^{-} + 0,003 NH_{4}^{+} + 0,488 O_{2} + 0,010 H_{2}CO_{3} + 0,003 HCO_{3}^{-} \rightarrow 0,003 C_{5}H_{7}O_{2}N + NO_{3}^{-} + 0,008 H_{2}O$$
(Ekv. 2)

Om hänsyn endast tas till kvävekonvertering kan reaktionerna skrivas som:

$$NH_4^+ + 1,5 O_2 \rightarrow NO_2^- + 2 H^+ + H_2O$$
 (Ekv. 3)

$$NO_2^- + 0.5 O_2 \rightarrow NO_3^-$$
 (Ekv. 4)

Denitrifikation utförs normalt av heterotrofa bakterier som under anoxiska förhållanden konverterar nitrit/nitrat från nitrifikationsprocessen till kvävgas. I omvandlingen använder bakterierna organiskt material som kolkälla (energikälla samt som byggmaterial för tillväxt), till exempel metanol som i ekvation 5.

$$6 \text{ NO}_3^- + 5 \text{ CH}_3\text{OH} \rightarrow 2 \text{ N}_2 + 5 \text{ CO}_2 + 7 \text{ H}_2\text{O} + 6 \text{ OH}^-$$
 (Ekv. 5)

## 3.2 Anammoxreaktionen

Anammoxreaktionen beskrevs först av Broda (1977) baserat på teori hämtad från termodynamiken. Reaktionen är en anaerob ammoniumoxidation i vilken ammonium används som energikälla och nitrit som elektronacceptor. Broda uppdagade att en ännu oupptäckt grupp av litotrofa bakterier hade potential att oxidera ammoniak till kvävgas i närvaro av syre, nitrit eller nitrat. Anammoxreaktionen observerades först i Gist Brocades jäsningsföretag i Nederländerna 1986 (Kuenen, 2008). En oväntad kväveavskiljning påvisades men det var inte förrän 1990 som organismerna bakom denna form av kväveavskiljning beskrevs (Mulder et al., 1995). Förekomsten av anammoxbakterier har senare rapporterats i till exempel Svarta havet (Kuyper et al., 2003), Golfo Dulce, Costa Rica (Dalsgaard et al., 2003) och Östersjön (Gebhard et al., 2004, Engström et al., 2005). Idag är det allmänt vedertaget att anammoxreaktionen spelar en betydande roll i marina system och att 30–50 procent av total kvävgasproduktion i haven kommer från anammoxreaktioner (Dalsgaard et al., 2005).

Den stökiometriska processen har beskrivits av Strous et al. (1998):

$$NH_{4}^{+} + 1,32 NO_{2}^{-} + 0,066 HCO_{3}^{-} + H^{+} \stackrel{\leftarrow}{\rightarrow} 1,02 N_{2}$$
  
+ 0,26 NO\_{3}^{-} + 0,066 CH\_{2}O\_{0,5}N\_{0,15}^{-} + 2 H\_{2}O (Ekv. 6)

Enligt ekvation 6 produceras 0,26 mol  $NO_3^-$  samtidigt som 1,32 mol  $NO_2^$ åtgår för varje mol  $NH_4^+$  som avlägsnas. Eftersom kvävet i avloppsvattnet är i form av ammonium behöver något mer än hälften av mängden ammonium oxideras till nitrit före anammoxreaktionen kan äga rum. Den teoretiskt maximala kväveavskiljningsgraden är 89 %. Vätekarbonat konsumeras i reaktionen vilket minskar alkaliniteten. Biomassautbytet är 0,066 mol C/ mol  $NH_4^+$ -N (enligt ekv. 6). Gibbs fria energi beräknades av Strous (2000) till 357 kJ/mol  $NH_4^+$ -N.

Van de Graaf et al. (1997) upptäckte att hydrazin och hydroxylamin skulle kunna vara mellanprodukter i anammoxreaktionen. Schalk et al. (1998) bekräftade senare hydrazin som mellanprodukt. Viktiga enzymer i processen är hydroxylaminoxidoreduktas (HAO) och hydrazinoxidas (HZO) som renades av Schalk et al. (2000) respektive Shimamura et al. (2007). Mekanismen som Schalk et al. (1998) påstod ligga bakom anammoxreaktionen innebär att ammonium och hydroxylamin, som omvandlats från nitrit, först kombineras till hydrazin och sedan oxideras till kvävgas. Enligt Kartal et al. (2011) bildar ammonium och nitrit i ett första steg kväveoxid som därefter omvandlas till hydrazin.

Det har även konstaterats att vissa typer av anammoxbakterier (åtminstone arter av *Candidatus* Brocadia fulgida och *Candidatus* Anammoxoglobus propionicus) tar en annan reaktionsväg för att oxidera flyktiga fettsyror med nitrat som elektronacceptor, under bildning ammonium med nitrit som mellanprodukt (Guven et al., 2005, Kartal et al., 2008). Anammoxbakterier kan inte assimilera fettsyror i biomassan men de kan oxidera fettsyrorna till CO<sub>2</sub> och därigenom upprätthålla ett lågt biomassautbyte (Kartal et al., 2007a, b).

Anammoxbakterierna *Brocadia, Kuenenia, Candidatus Scalindua brodae, Candidatus* Scalindua wagneri, *Candidatus* Anammoxoglobus propionicus har påträffats i avloppsvatten. *Candidatus* Scalindua sorokinii, *Candidatus* Scalindua arobica har identifierats i havsvatten (Zhang et al., 2007).

## 3.3 Deammonifikationsprocessen

Deammonifikation är en tvåstegsprocess som innefattar nitritation och anammoxreaktionen. Processen kan utföras antingen i en eller två reaktorer. Först oxideras en del av ammoniumet till nitrit (ekv. 3) varpå anammoxbakterierna använder ammonium och nitrit som substrat för att producera kvävgas. Sistnämnda reaktion sker under anaeroba förhållanden (ekv. 6).

I en enstegs deammonifikationsprocess bildar biomassan en biofilm i vilken både nitritations- och anammoxprocessen äger rum. Biofilmen kan vara i form av granuler (Arrojo et al., 2006; Winkler et al., 2012) eller kan växa på en bärare såsom som rörliga plastbärare (Rosenwinkel et al., 2005; Yang et al., 2012) eller zeolit (Fernandez et al., 2008). I en enstegs deammonifikationsprocess är AOB närvarande i det yttre skiktet och anammoxbakterier i det inre skiktet av biofilmen. Tack vare detta kan anammoxbakterierna undvika kontakt med syre, som har en hämmande effekt (Yang et al., 2011). Biofilmens struktur visas i figur 3-1.

Ett antal olika reaktorutformningar för enstegs deammonifikationsprocessen har studerats av åtskilliga forskargrupper. Exempel på dessa är; granulärt slam i satsvis reaktor (SBR) (Mulder et al., 1995), biofilm på rörliga plastbärare i MBBR (Rosenwinkel et al., 2005, Szatkowska et al., 2007) och biorotorer (RBC – Rotating Biological Contactor) (Cema et al., 2007).

Anammoxbakterier och AOB är de dominerande grupperna i enstegs deammonifikationsprocessen. Heterotrofabakterier och NOBär mycket svåra att undvika då det finns tillgång på substrat. Processer där nitritation, anammox och denitrifikation (SNAD) sker simultant i olika reaktorutformningar har med tiden utvecklats för behandling av avloppsvatten med ett ungefärligt C/N förhållande på 0,5. Till dessa hör bland annat UASB (Upflow



Figur 3-1 Skiktstruktur för nitritation/anammoxbiofilm.



Figur 3-2 Konkurrensen mellan olika mikroorganismer i en enstegs deammonifikationsprocess.

Anarobic Sludge Blanket reactor) (Lan et al., 2011), NRBC (Non-woven Rotating Biological Contactor) (Chen et al., 2009) och SBR (Sequencing Batch Reactor) (Xu et al., 2010). Figur 3-2 tydliggör substratkonkurrensen mellan olika grupper av mikroorganismer.

### 3.4 Faktorer som påverkar processen

#### 3.4.1 Löst syre

Aktiviteten hos AOB och NOB påverkas väsentligt av syrekoncentrationen. I en enstegs deammonifikationsprocess behöver AOB löst syre för att producera  $NO_2^{-}$ -N. En låg syrekoncentration kan leda till brist på  $NO_2^{-}$ -N för anammoxreaktionen medan en hög syrekoncentration bidrar till hög NOBaktivitet i systemet (Wiesmann, 1994). Anammoxbakterier kräver anaeroba förhållanden då löst syre hämmar deras aktivitet men lyckligtvis är förekomsten av syre en reversibel inhibitor (Strous et al., 1997).

AOB kan hantera låga syrekoncentrationer bättre än NOB på grund av att AOB har en högre affinitet för syre och att större mängd energi som frigörs i förhållande till förbrukat syre i ammoniakoxidationen i jämförelse med nitritoxidationen (Hanaki et al., 1990). I en aktivtslamprocess med nitrifikation kan en god processprestanda uppnås först då syrehalten överstiger 2 mg/l (Trela, 2000). Nitritoxidationen blir kraftigt hämmad då syrehalten är lägre än 0,5 mg/l (Hanaki et al., 1990).

Hyungseok et al. (1999) visade att nitratbildning effektivt kan förhindras i enstegs nitritation-denitritationsprocess genom frekvent växling mellan aeroba och anoxiska faser. Luftningen bör stängs av innan hälften av ammoniumet oxiderats till nitrit. Wantawin et al. (2008) studerade hur olika luftningsstrategier, såsom kontinuerlig och intermittent luftning, och hur olika hydrauliska uppehållstider i en SBR påverkade kväveavskiljning vid behandling av ett syntetiskt avloppsvatten. Resultaten visade att luftningen mestadels inverkar på NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N och NO<sub>3</sub>-N-koncentrationerna i utflödet. Dessa koncentrationer är ett mått på systemets effektivitet.

#### 3.4.2 Temperatur

Temperaturen påverkar kemisk jämvikt, mikroorganismers tillväxt samt hur fort syre och andra ämnen diffunderar (Collins et al., 1978).

Rena kulturer av *Nitrosomonas* sp. och *Nitrobacter* sp. studerades av Grunditz et al. (2000). Studien visade att den optimala temperaturen för cellaktiviten var 35 °C respektive 38 °C. Då AOB har en högre specifik tillväxthastighet är det genom att upprätthålla kort slamuppehållstid möjligt för AOB att konkurrera ut NOB vid temperaturer över 25 °C, (Hellinga et al., 1998, Jetten et al., 1999). Partiell nitritation fungerar utmärkt vid temperaturer mellan 15 °C och 30 °C, men effektiviteten minskar dramatiskt när temperaturen sjunker under 15 °C (Yamamoto et al., 2006).

Det har visat sig genom flera studier att den optimala temperaturen för drift av anammoxprocessen ligger mellan 35 °C och 40 °C (Szatkowska et al., 2006, Yang et al., 2006). Egli et al., (2001) observerade högst anammoxaktivitet vid 37 °C och såg att anammoxaktiviteten upphörde vid 45 °C. Vid 11 °C uppnåddes 24% av den totala effektiviteten vid 37 °C. Strous (2000) observerade att den optimala temperaturen för anammoxbiomassan låg vid 40 ± 3 °C. Aktiviteten ändrades i enlighet med Arrhenius lag vid temperaturer mellan 20 °C och 37 °C. Dalsgaard et al. (2002) och Rysgaard (2004) rapporterade att anammoxbakterier även är aktiva vid 15 °C respektive 12 °C. För enstegs nitritation-anammoxprocess har Vazquez-Padin et al. (2011) gjort försök vid 15 °C och Sultana et al. (2013) vid 10 °C.

Studier av deammonifikationsprocessen utförs mestadels vid temperaturer mellan 20 och 30 °C (t.ex. Szatkowska et al., 2006, de Graaff et al., 2010, Liang et al., 2011, Yang et al., 2011). Cema et al., (2007) visade att partiell nitritation/anammoxprocess framgångsrikt kan utföras i en RBC vid 20 °C. Liknande resultat har rapporterats av Isaka et al. (2007) som tyder på att processen sker vid temperaturer mellan 20 och 22 °C. Dosta et al., (2008) har testat temperaturens korttids- och långtidseffekter på anammoxprocessen. Resultaten visade att anammoxbakterier uppnådde maximal aktivitet vid 35-45 °C på korttids batch-tester. En annan intressant slutsats var att en SBR med granulerat slam kunde drivas framgångsrikt vid 18°C i laboratorium. Den förlorade dock stabiliteten när temperaturen sänktes till 15 °C. Hao et al. (2002) har gjort en modellbaserad utvärdering av temperaturpåverkan på partiell nitritation-anammoxbiofilmsprocessen. Simuleringen som ligger till grund för utvärderingen utfördes vid temperaturer från 15 °C till 40 °C. Resultatet visade att aktiviteten för medverkande mikroorganismer avtar då temperaturen sjunker, vilket medför ett behov av tjockare biofilm alternativt en minskning av kvävebelastningen, för att kunna bibehålla hög kväveavskiljning vid låga temperaturer.

#### 3.4.3 pH och alkalinitet

pH påverkar koncentrationen av fri ammoniak (FA) och fri salpetersyrlighet (FNA, Free Nitrous Acid) (Anthonisen et al. 1976). En ökning av mängden FA uppkommer då pH stiger samtidigt som temperatur och ammoniumkoncentration hålls konstant. Ett minskat pH-värde ger upphov till ökad FNA-koncentration. Anthonisen et al. (1976) visade att AOB hämmas vid NH<sub>3</sub>-koncentrationen 120 mg/l och högre och FNA-koncentrationen 2,8 mg/l och högre. Malovanyy et al. (2009) konstaterade att den mest gynnsamma FA/FNA-kvoten för anammoxprocessen ligger i intervallet 0,1 till 1,0 när totalkvävet var 300 mg/l.

Det är vanligt att i den partiella nitrifikationsprocessen försöka hålla pH-värdet mellan 7,5 och 8,5 (van Hülle et al. 2010). Enligt Grunditz et al. (2000) ligger det optimala pH-värdet på 8,1 för *Nitrosomonas* sp. och på 7,9 för *Nitrobacter* sp. Strous et al. (1999) observerade anammoxaktivitet då pH låg mellan 6,7 och 8,3 och kunde påvisa ett optimum vid pH 8,0.

Alkaliniteten minskar under nitritationsprocessen då varje mol  $NH_4^+$  som oxideras förbrukar 2 mol  $HCO_3^-$ . Syntes av nya bakterieceller och nedbrytning av organiskt kväve påverkar också alkaliniteten. Bagchi et al. (2010) visade att alkalinitet kan användas som styrande parameter i en enstegs partiell nitritations- och anammoxreaktor. Tokutomi et al. (2010) visade att nitrit- och nitratackumulering kan regleras genom tillsats av olika alkalinitetshöjande källor såsom NaHCO<sub>3</sub> och NaOH.

#### 3.4.4 Oxidations-reduktionspotential (ORP)

Oxidations-reduktionspotential (ORP) har ofta använts som en övervakningsparameter i anaeroba reningsprocesser som till exempel Upflow Anaerob Sludge Blanket (UASB) reaktor och rötkammare (Takahashi et al., 2011; Sumino et al., 2007). Den har också använts för att övervaka nitrifikationsoch denitrifikationsprocesserna (Li et al., 2007; Tanwar et al., 2008). Med ORP kan information om skiftet mellan aerob, anoxisk och anaerob miljö erhållas som är svårt att få på annat sätt (Lackner et al., 2011).

I ett enstegs partiell nitritation/anammoxprocess är nitritproduktion av AOB flaskhalsen för att få hög processprestanda och effektivitet (Szatkowska et al., 2007). Producerade nitrit kan antingen konsumeras av Anammoxbakterier eller NOB. ORP-värdet för omvandlingar mellan olika kväveföreningar kan beräknas utifrån termodynamiska data (tabell 3-1). Vid styrning med ORP använder man därmed den parameter som kontrollerar termodynamiken för kväveomvandlingar till att styra processen. Vid temperaturen 25 °C och pH = 7 är villkoret gynnsamt för omvandling av nitrit till nitrat när ORP >9 mV. Nitritproduktionen sker när ORP är mellan -420 mV och 9 mV. När ORP är mindre än -420 mV, kan kväve omvandlas till ammonium. För att optimera nitritproduktionen och få en god kväveavlägsning genom anammoxbakterier, bör ORP ligga nära 9 mV, men får inte gå över detta värde för att undvika nitratproduktion. När ORP är mindre än -450 mV, finns det risk att mikroorganismerna kan hämmas av bildning av svavelväte. I den partiella nitritation/anammox MBBR-reaktorn, är de ORP-värden som erhålls från online-mätning i bulkvätska. I biofilmen, som har aeroba/anaeroba zoner som beror på syrediffusion, kommer ORP att vara lägre än de ORP-värden som erhålls i bulkvätskan. Annamoxreaktionen i biofilmen sker vid lägre ORP-värden än de som mäts i bulkvätskan.

$6e^{-} + 8H^{+} + NO_{2}^{-} \leftrightarrow NH_{4}^{+} + 2H_{2}O$	$2e^{-} + 2H^{+} + NO_{3}^{-} \leftrightarrow NO_{2}^{-} + H_{2}O$
$\Delta G_x^{\ \theta} = 2\Delta G_{H_2O}^{\ \theta} + \Delta G_{NH_4^+}^{\ \theta} - \Delta G_{NO_2^-}^{\ \theta}$	$\Delta G_x^{\ \theta} = \Delta G_{H_2O}^{\ \theta} + \Delta G_{NO_2^{-}}^{\ \theta} - \Delta G_{NO_3^{-}}^{\ \theta}$
$\Delta G_x^{\ \theta} = 2 \times (-237,2) + (-79,4) - (-37,2)$	$\Delta G_x^{\ \theta} = -237,2 + (-37,2) - (-111,3)$
$\Delta G_x^{\ \theta} = -516,6kJ / mol$	$\Delta G_x^{\ \theta} = -163, 1 k J / mol$
$\Delta G_x^{\ \theta} = -nFE^{\theta} = -516,6$	$\Delta G_x^{\ \theta} = -nFE^{\ \theta} = -163,1$
$E^{\theta} = \frac{-516.6}{-6 \times 96485} = 892.37 mV$	$E^{\theta} = \frac{-163,1}{2 \times 96485} = 0,8452V$
T = 298K	T = 298K
$pK^{\theta} = \frac{892,37}{59,15} = 15,09$	$pK^{\theta} = \frac{845,2}{59,15} = 14,29$
$Ke = \frac{\left[NH_{4}^{+}\right]}{\left[NO_{2}^{-}\right]H^{+}\right]^{8}\left[e^{-}\right]^{6}} - \lg \frac{\left[NO_{2}^{-}\right]}{\left[NH_{4}^{+}\right]} -$	$Ke = \frac{\left[NO_{2}^{-}\right]}{\left[NO_{3}^{-}\right]H^{+}\right]^{2}\left[e^{-}\right]^{2}} - \lg \frac{\left[NO_{3}^{-}\right]}{\left[NO_{2}^{-}\right]} -$
$\dots - 8 \times \lg[H^+] - 6 \times \lg[e^-] = 15,09$	$\dots - 2 \times \lg[e^{-}] - 2 \times \lg[H^{+}] = 14,29$
$N\ddot{a}r\left[NO_{2}^{-}\right] = \left[NH_{4}^{+}\right],$	$N\ddot{a}r[NO_2^{-}] = [NO_3^{-}],$
$8 \times pH + 6 \times pe = 15,09$	$2 \times pH + 2 \times pe = 14,29$
När	När
$pH = 7, pe = -6.82 \Rightarrow ORP^* = -404mV$	$pH = 7, pe = 0,145 \Rightarrow ORP^* = 9mV$

Tabell 3-1 Beräkning av ORP för nitrit och nitrat utifrån termodynamiska data.

\* ORP (mV) =  $pe \times 59,15$  (2,303RT/F = 0,059 vid 25°C)

#### 3.4.5 Organiskt material

Anammoxbakterierna är autotrofa. Avloppsvatten med låg koncentration organiska ämnen och hög halt kväve är gynnsamt för anammoxprocessen. Det har visat sig att i närvaro av en viss mängd organiskt material kan anammoxbakterier, på grund av långsammare tillväxthastighet, inte konkurrera med denitrifierarna (Strous et al., 1999). Studier har nyligen konstaterat att anammoxbakterier kan tillväxa och konkurrera med heterotrofa bakterier då kol/kväve kvoten är lägre än 0,5 i inkommande vatten (Winkler et al., 2012). Ahn et al., (2004) behandlade framgångsrikt svinfarmsavfall i en UASB varvid konkurrens mellan anammoxbakterier och denitrifierare observerades. Tang et al., (2010) kom fram till att kvoten mellan biologiskt nedbrytbart material och kväve, COD/N, inte får överstiga 2,9 om anammox skall vara den dominerande processen för kväveavskiljning.

Det har rapporterats att små mängder av vissa organiska föreningar såsom metanol och etanol har irreversibel hämmande effekt på anammoxbakterier (Guven et al., 2005, Isaka et al., 2008). Van de Graaf et al. (2006) visade att acetat och glukos hade positiv inverkan på anammoxaktiviteten. Senare upptäcktes att anammoxbakterier även har förmågan att oxidera lågmolekylärt organiskt material med nitrat som elektronacceptor och samtidigt bilda ammonium med nitrit som mellanprodukt (Guven et al., 2005, Kartal et al., 2008). Anammoxbakterier assimilerar alltså inte det organiska materialet i biomassan utan oxiderar det till CO<sub>2</sub> och kan därav upprätthålla ett lågt biomassautbyte (Winkler et al., 2012).

#### 3.4.6 Effekt på produktion av lustgas

Den biologiska kväveavskiljningen bidrar även direkt till utsläpp av växthusgaser från avloppsreningsverk genom produktion av lustgas ( $N_2O$ ) (Kampschreur et al., 2009). Lustgas kan bildas både i aeroba och anoxiska kväveomsättningsprocesser. Ett antal stora reningsverk har redovisat nitrösa växthusgashalter på runt 0,01–3,3% av den totala kvävebelastningen (Deslover et al., 2011).

Utsläpp av lustgas under aeroba förhållanden orsakas av AOB. Nitritoxiderare producerar inte lustgas under metabolismen (Kim et al., 2010). Lustgasemissionen i aeroba fasen beror av de rådande förhållandena och ökar då nitrit och ammonium koncentrationen är hög, syrekoncentrationen är låg, pH och SRT är låga och förhållandena i reaktorn förändras snabbt (Colliver och Stephenson, 2000; Kampschreur et al., 2009; Schneider et al., 2011).

Under anoxiska förhållanden bildas lustgas antingen av heterotrofa denitrifierare eller av AOB. Autotrofa anammoxbakterier producerar inte lustgas dock så finns en lite mängd lustgas närvarande i anammoxreaktorn. Denna kommer från de få denitrifierare som finns representerade i biomassan (Schneider et al., 2011). Kampschreur et al., (2008) observerade också lustgasutsläpp från anammoxreaktorn, 0,6% av kvävebelastningen, men troligtvis härstammar detta från AOB i den föregående nitritationsreaktorn. Utsläppen från en anammoxanrikningsreaktor i laboratoriet visade sig vara mycket låga, mindre än 0,01% av kvävebelastningen. Utifrån detta drogs slutsatsen att anammoxbakterier inte producerar lustgas. Lustgasemissionerna från autotrof kväveavskiljning förväntas skilja sig åt beroende på utformningen av processen och valet av driftstrategi. I en tvåstegsprocess är nitritkoncentrationen hög i den partiella nitritationsreaktorn. Detta skapar goda förutsättningar för produktion av lustgas. I en enstegsprocess är nitritkoncentrationen vanligtvis låg eftersom nitrit snabbt assimileras av anammoxbakterierna (Plaza et al., 2011). På grund av detta har en enstegs autotrof kväveavskiljningsprocess lägre lustgasutsläpp än en tvåstegsprocess. Exempelvis påvisades för enstegsprocessen en lustgasproduktion på 0,4% av kvävebelastningen (Joss et al., 2009), jämfört med 2,3% för en tvåstegsprocess (Kampschreur et al., 2008). Joss et al., (2009) studerade lustgasutsläpp från enstegs granulär nitritations/anammoxprocess med olika applicerade luftningsmetoder och observerade lägre utsläpp, 0,4% av kvävebelastningen jämfört med 0,6% av kvävebelastningen då luft tillfördes kontinuerligt istället för intermittent. Det kan konstateras att lustgasutsläppen från autotrofa kväveavskiljningssystem påverkas av valet av driftstrategi (Yang et al., 2012).

En annan växthusgas är metan. Desloover et al., (2011) mätte metanutsläppen från en nitritation/anammox process och kom fram till att små mängder metan produceras genom metanogenes. Metanutsläpp observerades även från den partiella nitritationsreaktorn men då utsläppstopparna sammanföll med inmatningen indikerade detta snarare på att metanen avskilts från inkommande rejektvatten än att den blivit producerad i reaktorn.

#### 3.4.7 Styrning och övervakning av processen

En enstegs deammonifikationsprocess är en metod för kväveavskiljning som redan tillämpas i full skala för rejektvatten från slambehandling. För att garantera optimal syremängd i en enstegs deammonifikationsprocess som tillfredsställer behovet vid varierande kvävebelastning används styr- och övervakningsparametrar som avläses från onlinemätare, främst luftflöde, syrekoncentration och kvävebelastning.

Wett (2007) föreslog en strategi med pH-baserad luftningskontroll i kombination med kontinuerligt inflöde där pH-värdet ska styra syretillförseln. Joss et al., (2009) utvecklade en styrmetod för SBR som bygger på onlinemätning av ammonium, nitrat och syre. Szatkowska et al., (2007) föreslog ledningsförmåga som övervakningsparameter för att utvärdera systemet.

Även användningen av redoxpotential (ORP) som styrningsparameter har studerats för övervakning av nitrifikation/denitrifikation (Lackner et al., 2011) och för rötning (Martinez et al., 2007, Tanwar et al., 2008). Lackner et al., (2012) presenterade en ny strategi för att uppnå stabil drift av enstegs nitritation-anammox SBR baserad på satsvis inmatning kombinerat med intermitent luftning med fasta längdintervall och övervakning av ORP. Det är visat att ORP är en möjlig styrparameter när processen drivs så att den inte ger tydliga gradienter för andra parametrar, såsom pH eller syre.

# 4 Material och metod

De flesta av de experimentella försöken beskrivna i denna rapport utfördes vid forskningsanläggningen Hammarby Sjöstadsverk i södra Stockholm. Anläggningen byggdes i syfte att utveckla ny kunskap och teknik inom avloppsrening och är idag en plats för testning och demonstration av nya lösningar och utrustning inom avloppsrening. Kompletterande försök utfördes på laboratorium.

## 4.1 Laboratorieförsök

Tre serier satsvisa experiment (batch tester) utfördes i laboratorium med syrekoncentrationerna; 2, 3 och 4 mg/l. Fyra tester utfördes med R-värdena 0, 1/3, 1 och 3 för varje försöksserie. R-värdet anger förhållandet mellan icke-luftad och luftad fas under en timme och beräknas som kvoten mellan dessa. Varje sats genomgick en behandlingscykel på 4 timmar som uppdelats enligt schemat beskrivet i figur 4-1 (Zubrowska-Sudol et al., 2010). Under testerna tillfördes kvävgas vid vattenytan för att bibehålla anoxiska förhållanden.



Figur 4-1 Luftning och provtagningstidpunkt som tillämpats i laboratorieförsöken.

Experimenten utfördes i 1-liters kärl. Fyrtio procent av reaktorns volym fylldes med Kaldnesbärare (K1). Testerna utfördes vid 25 °C. Inflödet till reaktorn bestod av utspätt rejektvatten med initiala  $NH_4^+$ -N-koncentration på 150 mg/l, som ger en kvävebalstning som är jämförbar med fullskaleanläggningen vid Himmerfjärdsverket (Örnmark, 2011). Luft tillfördes utifrån önskvärt R-värde och syrekoncentration. Vätskeprover togs i slutet av varje luftad och icke-luftad fas. För testerna med kontinuerlig luftning togs prover var 30:e minut. Oorganiska kvävekoncentrationer, ammonium, nitrit och nitrat, analyserades med AQUATEC-TECATOR 5400 ANALYZER.

# 4.2 Pilotförsök med MBBR vid Hammarby Sjöstadsverk

En MBBR med total arbetsvolym på 200 liter har använts på forskningsstationen Hammarby Sjöstadsverk, se figur 4-2. Fyrtio procent av reaktorns volym, motsvarande 80 liter, fylldes med Kaldnesbärare (K1) som biofilmbärare (Ødegaard, 2006). Luft tillfördes från botten av reaktorn och syrekoncentrationen styrdes med hjälp av en PID-regulator. God omblandning erhölls med en mekanisk omrörare och en lämplig temperatur uppnåddes med hjälp av en värmare. Inflödet tillfördes kontinuerligt och onlineinstrument användes för att mäta pH, redoxpotential, konduktivitet, temperatur och syrekoncentration.



Figur 4-2 Pilotanläggning med deammonifikationsprocess i en MBBR.
A) Två MBBR-reaktorer R1 och R2 där R1 användes för försöken.
B) Onlineelektroder för mätning av syrekoncentration, konduktivitet, pH och redoxpotential.
C) Kontrollpanel för onlineinstrument.

D) K1-bärare.

Försöksperioden delades in i sju perioder baserat på kvävebelastning och luftningsstrategi, se tabell 4-1. Under den första perioden I var kvävebelastningen 2,6 g N/m<sup>2</sup>×d. För att studera om processen kunde klara av en högre belastning ökades kvävebelastningen och syrekoncentration i de följande perioderna, II till V. Dock blev ammoniumhalten i utflödet hög, varför belastningen minskades i period VI och VII.

Tabell 4-1 Driftsperioder för pilotanläggningen.

Period		I	II	III	IV	v	VI	VII
Kvävebelastn	2,58	3,86	3,59	3,60	3,65	2,52	2,62	
Luftnings-	2–2,5	3,0	3,5	3,0	3,5	1,5	1,5	
strategi	Intermittent luftning	0 <sup>2</sup>	0 <sup>2</sup>	1/3³	1/3 <sup>3</sup>	<b>1</b> <sup>4</sup>	0 <sup>2</sup>	1/3³

<sup>1</sup> Koncentrationen löst syre under luftningsfasen. <sup>2</sup> Kontinuerlig luftning.

<sup>3</sup> 45 minuter luftad fas och 15 minuter icke luftad fas för varje timme.

<sup>4</sup> 30 minuter luftad fas och 30 minuter icke luftad fas för varje timme.

## 4.3 Karakterisering av rejektvatten

Inflödet till MBBR togs från rejektvatten på Bromma avloppsreningsverk. Rejektvattnets egenskaper redovisas i tabell 4-2.

Tabell 4-2 Inkommande vattens egenskaper.

Inflöde	NH₄-N (mg/l)	NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Alkalinitet (mmol/l)	COD <sup>1</sup> (mg O <sup>2</sup> /l)	Kondukt.² (mS/cm)	рН²
Medel.	977	0,04	1,84	77,0	681	9,48	8,09
Min.	818	0,00	1,32	63,4	390	6,12	7,60
Max.	1110	0,11	2,66	112,00	1 280	11,4	8,46
Medelavvikelse	76,0	0,03	0,46	8,86	202,42	1,00	0,25
n	73	11	11	71	49	375	84

<sup>1</sup> COD koncentrationen i filtrerat prov (0,45 µm).

<sup>2</sup> Dagligt medelvärde erhållet från online mätning.

# 4.4 Aktivitetstester för olika mikroorganismer

### 4.4.1 Specifik Anammoxaktivitetstest (SAA)

SAA-tester har utförts för att mäta anammoxbakteriernas aktivitet. Metodiken av Dapena-Mora et al., (2007) har modifierats och baseras på tryckmätningar av kvävgas producerad av anammoxbakterier.

Gastrycket kontrollerades varje halvtimme med en tryckmätare (Centrepoint Electronics). SAA fastslogs utifrån den maximala lutningen på kurvan över ackumulativt tryck som funktion av tid. Testresultaten anges i g N/ m<sup>2</sup> × d. Detaljerad information redovisas i Yang (2012).

#### 4.4.2 Syreupptagningshastighetstest (OUR, Oxygen Uptake Rate)

De tester som avser att mäta aktiviteten av heterotrofa bakterier, AOB (huvudsakligen *Nitrosomonas* sp.) respektive NOB (huvudsakligen *Nitrobacter* sp.) baseras på mätning av oxidationshastigheten av organiskt material, ammonium och nitrit. Genom succesiv tillsats av selektiva inhibitorer av *Nitrobacter* sp. och *Nitrosomonas* sp., NaClO<sub>3</sub> respektive ATU (allylthiourea) i testproven kan aktiviteten av de olika bakterierna urskiljas (Surmacz-Gorska et al., 1996, Gut et al., 2006).

Aktiviteten hos heterotrofa bakterier, AOB och NOB avlästes från den maximala lutningen på kurvan med syreförbrukningshastighet som funktion av tid. Testresultaten anges i g $O_2/m^2 \times d$ . Detaljerad information redovisas i Yang (2012).

# 4.4.3 Nitratupptagningshastighetstest (NUR, Nitrate Utilisation Rate)

Testet avser att utvärdera heterotrofa denitrifierares aktivitet genom mätning av maximal nitratupptagningshastighet under 4 timmar. Rejektvatten späddes med destillerat vatten för att erhålla COD-koncentrationen 350 mg  $O_2$ /l. Bägaren placerades i ett vattenbad för att hålla temperaturen på 25 °C. Kvävgas tillfördes kontinuerligt för att avlägsna syre. 400 ml bärare tillfördes då syrekoncentration sjunkit till 0,5 mg/l och temperaturen stabiliserats. NaNO<sub>3</sub> lösning tillsattes tills NO<sub>3</sub>-N koncentrationen antagit ett värde på 100 mg/l. Prover togs varje timme och NO<sub>3</sub>-N-koncentrationen analyserades med Dr Lange-tester (LCK340). Denitrifierarnas aktivitet beräknades utifrån nitratförbrukningen som funktion av tiden. Detaljerad information redovisas i Yang (2012).

# 4.5 Lustgasmätning

Vid mätning av  $N_2O$  applicerades intermittent luftning i entimmescykler uppdelade med 45 min luftning och 15 min utan luftning i reaktorn. Syrekoncentrationen under den luftade fasen hölls på en nivå mellan 1,5 och 2,5 mg/l. Temperaturen i reaktorn var 25 °C.

Figur 4-3 visar en skiss över experimentet för  $N_2O$ -mätning. För att efterlikna ett slutet system så övertäcktes reaktorn med en plastskiva. Luft tillfördes från botten av reaktorn under luftningsfasen och en extern pump med konstant luftflöde (flödesmätare 1) användes för att samla upp luften ovanför vattenytan. Med ett konstant utflöde, som speciellt vid intermittent luftning är större än tillflödet genom luftningen, behövs ett extra inlopp med flödesmätare 3. Unisense  $N_2O$  mikroelektrod och Teledyne analysinstrument (modell GFC-7002E) användes för att mäta  $N_2O$ -koncentrationen i vätske- respektive gasfasen.



Figur 4-3 Partiell nitrifikation/anammoxprocess vid N<sub>2</sub>O-mätning i pilotanläggning.

# 4.6 Redoxkontroll

Driften av pilotanläggningen genomfördes till största delen med syre som styrparameter, där syrenivån ställdes in med ett börvärde som styrde luftningen. Som komplement till detta genomfördes försök med användning av redoxpotential, ORP, för processtyrning, med ett börvärde på ORP. Som framgår av tabell 4-3 delades dessa försök upp i två delar. I den första delen styrdes luftningen med tre olika ORP-värden; redox = -60 mV, 0 mV och 60 mV. I den andra delen av experimentet hölls ORP-värdet vid 0 mV och kvävebelastningen i reaktorn varierades. I en partiell nitritation/anammox-process är det viktigt att bildad nitrit inte oxideras till nitrat. Vid 25 °C och pH = 7 sker omvandling av nitrit till nitrat enligt termodynamisk beräkning när ORP är större än 9 mV. För att undvika nitratbildning kan det därför vara bättre att styra med ett ORP-värde, än att hitta ett börvärde för syrehalt som är tillräckligt högt för att bilda nitrit, men inte så högt att nitrit oxideras till nitrat.

		Redox (mV)	Kvävebelastning (gN/m² × d)	HRT
Period I	la	60	2,50	1,5
	lb	0	2,66	1,5
	lc	-60	2,86	1,5
Period II	lla	0	2,49	2,1
	llb	0	2,71	1,5
	llc	0	3,31	1,3

Tabell 4-3 Översikt av styrvillkor för MBBR experiment.

### 4.7 Metoder för kemiska analyser

Prover på både in- och utflöde från pilotreaktorn analyserades med avseende på NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, COD och alkalinitet med ett Dr Lange-kit efter att provet filtrerats genom ett 0,45 µm-filter.

För att mäta halten suspenderat material, TSS (eng. Total Suspended Solids), och flyktiga suspenderade ämnen, VSS (eng. Volatile Suspended Solids) på bärarna, avlägsnades biofilmen från bärarna och sköljdes med destillerat vatten. Vattnet med den avlägsnade biomassan filtrerades med glasfiberfilter varpå TSS och VSS mättes enligt standardförfarande (Yang, 2012).

# 5 Resultat och diskussion

# 5.1 Luftningsstrategier – laboratoriestudie

### 5.1.1 Processens övervakningsparametrar

Exempel på syrekoncentrationens och redoxpotentialens variation i ett tvåtimmars laboratorieexperiment visas i figur 5-1.



Figur 5-1 Förändring i syrekoncentrationen (A) och redoxpotential, ORP (B) vid syre 3 mg/l i laboratorieskalestudien.

Då luftningen sattes på ökade syrekoncentrationen i reaktorn på en minut till börvärdet och sjönk omedelbart efter det att luftningen upphörde. Under den icke-luftade fasen låg syrekoncentration under 0,5 mg/l. ORP, som är ett mått på systemets oxideringskapacitet och denna hade ett liknande förändringsmönster. Högt ORP-värde indikerar betydande oxidationskapacitet och ett avtagande ORP-värde innebär således en minskning av systemets kapacitet. ORP nådde en hög nivå 20 minuter in på luftningsfaserna för att sedan sjunka under de icke-luftade faserna. Det lägsta ORP-värdet som uppmättes till -57 mV erhölls 45 minuter in på den icke-luftade fasen.



Figur 5-2 Variation av konduktivitetsvärde vid olika R-värden och syre 4 mg/l i laboratoriestudien.



Figur 5-3 Korrelation mellan konduktivitet och ammoniumkoncentration i laboratoriestudien.

Figur 5-2 visar förändringarna i konduktivitet under testet. Konduktivitet och ammoniumkoncentrationen korrelerar tydligt vilket syns i figur 5-3. Liknande resultat har även erhållits i tidigare studier (Szatkowska et al., 2005). Kontinuerlig minskning av konduktivitet i både den anaeroba och aeroba fasen indikerar att kväveavskiljning sker fortlöpande. Lägst konduktivitet erhölls för R = 1/3 vilket även motsvarar den högst uppmätta kväveavskiljningseffektivitet.

#### 5.1.2 Kväveomvandling

Det huvudsakliga syftet med laboratorieexperimentet var att studera olika luftningsstrategier för deammonifikationsprocessen i MBBR. Kväveomvandlingarna i batch-tester med olika R-värden visas i figur 5-4.

I samtliga försök observerades gradvis minskning av ammonium och oorganiskt kväve, samtidigt som nitratkoncentrationerna ökade. Utvecklingen av nitritkoncentrationen berodde på vald luftningsmetod. I de försök som genomförts med kontinuerlig luftning ökar NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N koncentrationen inledningsvis för att sedan snabbt nå en stabil nivå. För system med intermittent



Figur 5-4 Kväveomvandling i batch-tester med olika R-värden vid syre 4 mg/l. (TOON, Totalt oorganiskt kväve.

luftning observerades stegvisa förändringar i NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N koncentrationen. Koncentrationen ökade vid luftning och minskade under de icke-luftade faserna. Ökningen av NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N var i alla försök dock liten jämfört med minskningen av NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N och oorganiskt kväve. Resultaten tyder på att den faktiska produktionen av nitrit under aeroba förhållanden var betydligt högre än den observerade och att den största andelen producerad nitrit användes av anammoxbakterierna som elektronacceptorer för oxidation av NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.

Figur 5-5 visar genomsnittliga nitritkoncentrationer i reaktorn i början av de icke-luftade faserna. De erhållna resultaten indikerar att nitritkoncentrationen påverkades av aeroba fasens varaktighet samt syrekoncentration. Den högsta  $NO_2^{-}$ -N koncentrationen, cirka 9 mg  $NO_2^{-}$ -N/l, noterades för R=1/3 och syre=4 mg/l. Vid de försök som utfördes för R=1 och R=3 var kvarvarande nitritkoncentrationer efter icke-luftad fas mycket låg, <4,5 mg  $NO_2^{-}$ -N/l icke-luft. Resultaten presenterade i figur 5-5 visar att även då R=1 och R=3 så är  $NO_2^{-}$ -N koncentrationerna jämförbara efter de ickeluftade faserna och ökar något då syrekoncentrationen ökar. För samtliga testade syre-börvärden resulterade en minskning av R-värdet till 1/3 i en ökning av  $NO_2^{-}$ -N vilket visar att längden på de icke-luftade faserna har en betydande inverkan på  $NO_2^{-}$ -N koncentrationen.

Dessa resultat validerar de resultat som Szatkowska et al., (2007) och Cema et al., (2008) kom fram till om att nitritproduktionshastigheten är en flaskhals i den totala kväveavskiljningen i en enstegs deammonifikationsprocess. Vid val av luftningsstrategi är det därför viktigt att säkerställa förhållanden som gynnar nitritationsprocessen. Detta på grund av att för hög  $NO_2^{-}N$  koncentration kan hämma anammoxbakteriernas aktivitet. Van



Figur 5-5 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N medelvärden för olika syrekoncentrationer och R-värden i början av icke-luftade faser.

Dongen et al., (2001) och Lotti et al. (2012) visade att anammoxprocessen skadas på ett oåterkalleligt sätt om nitritkoncentrationen överstiger 70 mg  $NO_2^{-}N/l$  under flera dagars tid.

#### 5.1.3 Utvärdering av processen

Kvävebalansberäkningar utfördes för att kunna förklara och ytterligare studera förändringarna i olika kväveformers förekomst vid applicering av olika luftningsmetoder. Baserat på dessa beräkningar kunde mängden avlägsnat ammonium och oorganiskt kväve liksom mängden producerad nitrat fastställas i de luftade och icke-luftade faserna (tabell 5-1). Dessutom har mängden nitrit som konsumeras i de icke-luftade faserna beräknats. Eftersom alla försök utfördes med identisk initial ammoniumkoncentration, bäddvolym och temperatur kunde det antas att alla observerade förändringar i förekomsten av olika kväveformer och bakterieeffektivitet berodde på val av luftningsmetod.

R [-]	Syre [mg/l]	Ammoniumkonsumtion [mg N/l]		Nitritkonsumtion [mg N/l]	Nitra	Nitratproduktion [mg N/l]		ganisk kväve- tion [mg N/l]	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N/ NH <sub>4</sub> +-N
		Luft.	Icke-luft.	Icke-luft.	Luft.	lcke-luft.	Luft.	Icke-luft.	lcke-luft.
	2,0	62,7	-	-	3,87	-	56,1	-	-
0*	3,0	70,5	-	-	5,83	-	61,8	-	-
	4,0	108	-	-	11,2	-	92,4	-	-
	2,0	72,6	11,7	5,80	4,70	2,17	57,5	15,3	0,496
1/3	3,0	85,2	8,2	7,01	6,01	1,93	68,6	11,0	0,858
	4,0	106	22,0	10,9	9,68	2,46	80,5	30,5	0,496
	2,0	30,4	18,5	5,80	0,52	1,36	23,3	22,9	0,313
1	3,0	42,8	15,4	6,88	1,98	1,20	33,4	21,0	0,448
	4,0	37,6	17,4	7,69	2,02	1,99	27,1	23,1	0,442
	2,0	29,2	10,1	5,80	0,14	0,33	21,5	15,8	0,574
3	3,0	32,1	20,1	10,2	0,55	0,99	25,0	27,0	0,505
	4,0	29,6	26,5	13,5	0,43	2,96	16,5	37,8	0,511

Tabell 5-1 Konsumtion och produktion av olika kväveformer i luftade (Luft.) och icke-luftade (Icke-luft.) faser (Zubrowska-Sudol et al., 2011).

\* Denna luftningsmetod inkluderar ej icke-luftade faser.

I försöken med kontinuerlig luftning observerades en signifikant ökning i kväveavskiljning då syrekoncentrationen ökade från 2,0 mg/l till 4,0 mg/l, se tabell 5-1. Mängden producerad  $NO_3^{-}-N$  utgjorde 10 procent av det avlägsnade kvävet och låg därmed nära det karakteristiska stökiometriska värdet för anammoxprocessen (Strous et al., 1998). Syrekoncentrationens betydande inverkan på deammonifikationseffektiviteten visades av Cema et al., (2008) som även konstaterade att högst kväveavskiljningen kunde erhålas vid syrekoncentrationerna 3,0 mg/l och 4,0 mg/l.

Införandet av intermittent luftning vid R = 1/3 ökade mängden avlägsnat kväve för alla undersökta syrekoncentrationer. Resultaten visar att trots 25% minskning i luftningstid var mängden kväve som avlägsnats i aeroba fasen jämförbar med det resultat som erhållits med kontinuerlig luftning, se tabell 5-1. Det är sannolikt att syre kan diffundera djupare in i skikten av biofilm och inhibera vissa anammoxbakterier i kontinuerligt luftade system. För intermittent luftning med 15 minuters icke-luftad fas sker en "deoxigenering" av biofilmen och på grund av detta kan fler anammoxbakterier uträtta anaerob ammoniumoxidation. Resultat som erhållits i försök utförda med R = 1/3 följer ett liknande mönster som försöken med kontinuerlig luftning. En betydande ökning i kväveavskiljningen inträffar då syrekoncentrationen höjs från 2,0 mg/l till 4,0 mg/l. Det skedde en ökning av kväveavskiljningen i både den luftade och icke-luftade fasen som förmodligen berodde på högre nitritationseffektivitet och därigenom ökad tillgänglighet på elektronacceptorer för anammoxbakterierna.

Testerna utförda med intermittent luftning för R=1 och R=3 har visat att ytterligare minskad tid för luftning resulterar i en signifikant minskning av mängden avlägsnat oorganiska kväve. En av orsakerna till detta kan vara drastisk minskning i kväveavskiljning under de luftade faserna (tabell 5-1) på grund av förkortad luftningstid jämfört med R=1/3. Kväveavskiljningen minskar med cirka 50 % för R=1 och R=3. Dessutom fanns endast en liten mängd nitrit i den behandlade vätskan efter den luftade fasen vilket begränsade anammoxprocessen i den icke-luftade fasen (detta stöds av mängderna avlägsnat oorganiskt kväve – tabell 5-1). Det kan därför antas att kväveavskiljning endast skedde i början av de icke-luftade faserna då nitrit fanns närvarade i rejektvattnet och kunde diffundera in i biofilmen till anammoxbakterierna.

Med hänsyn till anammoxprocessens stökiometri förväntades förhållandet mellan  $NO_2^{-}$ -N och  $NH_4^{+}$ -N ligga runt 1,32 under de icke-luftade faserna (Strous et al., 1998). Trots detta så observerades betydligt lägre kvotvärden, se tabell 5-1. Yang et al. (2009) ger en möjlig förklaring till detta nämligen möjligheten att andra elektronacceptorer än nitrit utnyttjas i den anoxiska ammoniumoxidationsprocessen. Författarna till den rapporten antog att sulfat kan vara en möjlig elektronacceptor. Sabumon (2009) studerade också möjligheten att använda alternativa elektronacceptorer, bland annat  $SO_4^{-}$  och  $NO_3^{-}$ , i den anoxiska ammoniumoxidationsprocessen. Alternativa elektronacceptorer kan således vara ett möjligt inslag i försöken beskrivna i den här rapporten. Viss mängd  $NO_2^{-}$ -N kan produceras efter att luftningen stängts av eftersom biofilmen då fortfarande kan innehålla en del löst syre. Det kan heller inte uteslutas att reaktiva former av syre produceras under icke-luftade faser. Dessa syreformer kan omvandlas till löst syre genom enzymatiska reaktioner. Det lösta syret kan sedan användas för att oxidera ammonium till nitrit (Sabumon, 2009). För att finna ett entydigt svar bör profiler av olika kväveformer mätas genom ett tvärsnitt av en biofilm.

# 5.2 Luftningsstrategier – pilotstudie

#### 5.2.1 Styrning och övervakning

Genomsnittliga värden för konduktivitet, redoxpotential och pH under varje driftsperioden i pilotstudien presenteras i tabell 5-2.

Tabell 5-2 Medelvärden för pH, redoxpotential och konduktivitet i MBBR.

Period	I	II	III	IV	V
pH*	6,7±0,5	7,3±0,3	7,6±0,2	7,7±0,3	8,2±0,14
Redoxpotential* (mV)	$117 \pm 57$	$62 \pm 34$	$58 \pm 43$	-	-
Konduktivitet* (mS/cm)	$1,5 \pm 0,5$	$2,1 \pm 0,6$	$2,4 \pm 0,5$	$2,5 \pm 0,5$	6,7±0,8

\* Dagligt medelvärde från onlinemätning.

pH-förändring i enstegs deammonifikationsprocessen orsakades av nitrifikations- och anammoxbakterier. Denitrifikationsreaktionen beaktas också i denna studie då inflödet innehåller biologiskt nedbrytbart organiskt material. Nitrifikationsprocessen förväntas ge en pH-sänkning på grund av H<sup>+</sup>-produktionen i reaktionen. En eventuell pH-ökning uppkommer om det enbart sker anammox- och denitrifikationsreaktioner under låg syrekoncentration.

Under den första perioden bidrog den höga syrekoncentrationen, 2,5 mg/l, till en ökad redoxpotential, 117 mV, samtidigt som pH sjönk från 8,02 till 6,7. Konduktiviteten låg på 1,5 mS/cm under denna period och en låg koncentration av NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N observerades i utflödet. Största andelen NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N oxiderades till NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N eller NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N. Från period II till V minskades syretill-förseln gradvis samtidigt som kvävebelastningen hölls konstant vilket resulte-rade i minskad redoxpotential. Ökad konduktivitet indikerade ökad NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N koncentration i utflödet. Under de två senare perioderna var kvävebelastningen lägre än för de tre första. Vid intermittent luftning med minskad syretillförsel ökade pH och konduktivitet medan redoxpotentialen minskade.

Dygnsmedelvärde från onlinemätningar i pilotstudien i period III visas i figur 5-6. Medelvärdet för redoxpotentialen och konduktiviteten i inflödet var -450 mV respektive 9 mS/cm. Temperaturen i reaktorn hölls på 25 °C och syrekoncentrationen hölls till 3,5 mg/l med ett R-värde på 1/3. pH styrdes inte och varierade mellan 7 och 8. Redoxpotentialen i reaktorn varierade mellan 0 och 100 mV.

pH-värdet i reaktorn påverkades av nitrifikations-, anammox- och denitrifikationsreaktioner. Ingen pH-chock observerades under driftperioden. Förmodligen beror detta på hög alkalinitet i inflödet. Samtidigt har pHvariationer registrerats under varje period, se tabell 5-2. pH ökade från perioden II till V på grund av minskad aktivitet hos nitrifierarna som resultat av lägre lufttillförsel i perioden II jämfört med V. Konduktiviteten i utflödet ökade då mindre luft tillfördes. Under perioden V var konduktiviteten i



Figur 5-6 Exempel av dygnsmedelvärde av onlinemätningar av parametrar i pilotstudien i period III.

utflödet särskilt nära konduktiviteten i inflödet. Denna situation kan förklaras genom att mindre  $NH_4^+$ -N konsumerades av nitrifierarna och att utflödet därigenom innehöll mer  $NH_4^+$ -N.



Figur 5-7 Exempel på onlinemätningar gjorda under en 4-timmars period.

För att illustrera de olika parametrarnas variationer redovisas 4 timmars onlinedata från varje period i figur 5-7. Då det i period II råder kontinuerlig luftning visar alla parametrar en rak linje. pH och konduktivitet visar periodvisa förändringar som följer lufttillförseln i period III och IV. Aktiv nitritation bidrog till att pH föll under den luftade fasen. pH-värdet visade en liten ökning på grund av anammoxreaktionerna och låg nitritation under den icke-luftade fasen. Konduktiviteten minskade under luftad fas eftersom NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N förbrukades av nitrifierarna. Även anammoxbakterier förbrukar NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N under icke-luft fas vilket minskar konduktiviteten.

#### 5.2.2 Processutvärdering

Medelvärden för kväveavskiljning från driftsperioderna i pilotstudien presenteras i tabell 5-3. Ammoniumkoncentrationen i inflödet varierade mellan 800 och 1 000 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/l. Nitritkoncentrationen i utflödet var lägre än 15 mg NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N/l. Ammonium- och nitratkoncentrationerna i utflödet varierade beroende på vald luftningsmetod. Ammoniumkoncentrationen översteg inte 250 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/l med undantag för perioden V då den steg till 700 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/l. Nitratkoncentrationen låg under 200 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/l utgående vatten, se figur 5-8.

Tabell 5-3 Jämförelse av fyra perioders driftresultat.

		N i inflöde (g/m² d)	N rening (g/m² d)	N rening (%)	NH₄⁺-N rening (%)	NH₄`N i utflöde (mg/l)	NO₂-N i utflöde (mg/l)	NO <sub>3</sub> -N i utflöde (mg/l)	Alkalinitet (mmol/l)	COD utflöde (mgO <sub>2</sub> /l)
Period II	Medel.	3,84	3,22	84	94	66,8	9,31	95,13	10,59	373
(syre 3 mg/l,	St, avv,	0,10	0,21	0,06	0,07	13,24	1,35	19,80	7,54	29,87
R = 0)	n	8	8	8	8	8	8	8	7	7
Period III	Medel.	3,57	3,11	88	93	68,1	5,25	52,66	12,04	380
(syre 3,5 mg/l,	St, avv,	0,22	0,26	0,04	0,04	31,67	2,05	19,05	3,68	57,60
R=1/3)	n	18	18	18	18	18	18	18	8	5
Period IV	Medel.	3,67	3,02	82	91	91,5	6,43	72,77	7,79	343
(syre 3 mg/l,	St, avv,	0,10	0,09	0,03	0,03	30,17	2,10	18,73	1,91	24,57
R=1/3)	n	15	15	15	15	15	15	15	7	5
Period V	Medel.	3,71	1,30	40	39	613,2	49,37	13,91	40,45	424
(syre 3mg/l,	St, avv,	0,12	0,84	0,2	0,23	217,62	38,28	14,98	10,25	44,55
R=1)	n	5	5	5	5	5	5	5	5	5



Figur 5-8 Koncentrationerna av olika kväveföreningar i inflöde och utflöde.

Processutvärdering gjordes från period II till V. För varje period, med undantag för period V, beaktades inte första veckans data vid utvärderingen. Denna period behandlades som anpassningstid för processen. Vid analys av kväveavskiljningen i systemet har de tre dominerande reaktionerna beaktats, nitrifikation, anammox och denitrifikation.

Period IV kördes med samma syrekoncentration, 3 mg/l, som period II men med annat R-värde, 0 respektive 1/3. Oorganiska kväveavskiljningsgraden minskade något, från 84% i period II till 82%, i period IV och för avskiljning av  $NH_4^+$ -N från 94% till 91%, se tabell 5-3.  $NH_4^+$ -N-koncentrationen var högre och  $NO_3^-$ -N lägre i avloppsvattnet i period IV jämfört med period II. Tre skäl till detta beaktades:

- a) Mängden NO<sub>3</sub>-N producerad av NOB var större i period II än i period IV.
- b) Mängden NO<sub>3</sub>-N producerad av anammoxbakterier var högre i period II än i period IV.
- c) Mer producerad NO<sub>3</sub><sup>-</sup>N användes av denitrifierarna i period IV än i period II.

Det är rimligt att anta att mindre NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N producerades av NOB under period IV på grund av mindre lufttillförsel. Om allt kväve avlägsnats av anammoxbakterier i perioden IV borde NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N koncentrationen i utflödet beräknat med reaktion 1 vara 88 mg/l men koncentrationen var, enligt de operativa resultaten, 72 mg/l. En möjlig orsak till detta kan vara att denitrifierarna avlägsnat en del av den producerade mängden NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N som anammoxbakterier eller NOB hade kunnat använda. Mindre kväveavskiljning med anammox i perioden IV kan förklaras med att mindre mängd NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N oxiderades till NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N som begränsar anammoxreaktionen. Trots att mindre mängd NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N avlägsnades i period IV ändrades inte processens effektivitet avsevärt på grund av mindre mängd NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N i utflödet. Dessutom så minskar energianvändningen då 15 min per timme är icke-luftad samtidigt som risken för att syret ska hämma anammoxbakteriernas aktivitet reduceras.

Driftresultaten mellan perioden III och IV jämfördes där samma R-värde, 1/3, men olika syrekoncentrationer, 3,5 mg/l och 3,0 mg/l, användes. Högst kväveavskiljningseffektivitet uppnåddes under period III trots att mängden tillförd luft inte var högst, se tabell 5-4. Mer NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N oxiderades till NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N eller NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N av nitrifierarna och koncentrationer NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N var mindre i utflödet under period III än i period IV. Det är troligt att hög produktion av NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N antagligen underlättat denitrifierarnas tillväxt vilket delvis skulle kunna bevisas med hjälp av NUR-testet. Om detta är sant så konsumerar denitrifierarna mer NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N i period III än i perioden IV under den ickeluftade perioden. Under period III bidrog hög syrekoncentration i reaktorn till höga koncentrationer av NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, producerad av AOB, och NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, huvudsakligen producerad av anammoxbakterier men även från NOB, vilket uppmuntrade anammoxbakteriers och denitrifierares tillväxt. Dessutom bidrog den höga syrekoncentrationen till att mer kväve kunde avlägsnas från systemet då det blev möjligt för NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N att oxideras till NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N.

Luftflödet i period V uppgick till knappt hälften av flödet i period II. Processeffektiviteten föll snabbt och efter 10 dagars drift var kväveavskiljningseffektiviteten endast 30 procent.  $NO_3^{-}-N$  koncentrationen i utflödet låg nära noll och  $NO_2^{-}-N$  koncentrationen var cirka 70 mg/l. Lägre  $NO_3^{-}-N$  koncentration i utflödet orsakades förmodligen av begränsad lufttillförsel vilket medförde att NOB inte kunde konvertera nitrit till nitrat. Det kan bero på att hög koncentration fri ammoniak (cirka 150 mg/l). FA, kan inhibera både anammoxbakterierna och denitrifierarna på grund av högt pH och hög  $NH_4^{+}-N$  koncentration (Jaroszynski et al., 2012, Cema et al., 2013), varför varken anammoxbakterier eller denitrifierare kunde förbruka nitrit. Eftersom denna luftningsstrategi skulle kunna skada bakteriekulturen, användes detta driftsvillkor enbart i 12 dagar.

Mellan period II–V minskades lufttillförseln gradvis varpå energi kunde sparas. Vid reducerad lufttillförsel avtog AOB-aktiviteten enlig utförda OUR-tester. Resultaten visar att det finns en begränsning på hur mycket som lufttillförsel kan dras ner. Mängden tillförd luft påverkade AOB-aktiviteten. Det visade sig att AOB-aktiviteten, som påverkar nitritkoncentrationen, var den hastighetsbegränsande faktorn för partiella nitritationen och anammoxprocessen (Cema et al., 2008). Införande av intermittent luftning i systemet kan spara energi utan förlust av effektivitet om utförd på rätt sätt som exempelvis i period II och IV. Dessutom så återhämtar sig ananammoxbakterierna och denitrifierarna kan ta bort en del producerad  $NO_3^{-}N$ under den icke-luftade fasen.

Alkalinitet och COD presenteras för både in- och utflöde i figur 5-9. Alkaliniteten i inflödet låg mellan 70 och 80 mmol/l, vilket motsvarar 3500-4000 mg CaCO<sub>3</sub>/l. Den höga HCO<sub>3</sub> koncentrationen föranledde ett högt pH i rejektvattnet och visar på en hög buffertförmåga. Alkaliniteten i utflödet var mindre än 10 mmol/l, vilket motsvarar 500 mg CaCO<sub>3</sub>/l. Nästan 90% av inkommande HCO<sub>3</sub> konsumerades och runt halva mängden COD förbrukades. Flyktiga fettsyror (Volatile fatty acids – VFA) sammansättningen i inflödet mättes med HPLC-teknik, högupplösande vätskekromatografi. Resultaten från HPLC visade närvaron av ättiksyra med koncentrationen 139 mg/l. Analyser utfördes också för succinylsyra, propionsyra, smörsyra, metanol och valeriansyra, men koncentrationerna låg



Figur 5-9 COD koncentrationer och alkalinitet i in- och utflöde från MBBR i pilotstudien.



Figur 5-10 Kvävebelastning och kväveavskiljning i pilotstudien.

under HPLC-instrumentets kalibreringströskel för detektion. Bristen på biologiskt nedbrytbart organiskt material begränsade tillväxten av heterotrofa bakterier.

Kväveavskiljningen under hela driftstiden låg mellan 1,5 och 3,5 g N/ $m^2 \times d$ , se figur 5-10, var jämförbara med resultat från den studie som presenterades av Plaza et al., (2011). Nitratkoncentrationen i utflödet var 40–68 % lägre än förväntad nitratproduktion enligt anammoxreaktionens stökiometri. Det är troligt att en del producerade nitrat förbrukades av heterotrofa denitrifierare och organotrofa anammoxbakterier (Winkler et al., 2012).

### 5.3 Identifiering av mikroorganismer och dess aktivitet

### 5.3.1 Bakterieidentifiering med FISH tester

Fluorescens in situ hybridisering, FISH, är en teknik som används för att detektera och identifiera mikroorganismer. Designade fluorescerande märkta prover binder enbart till valbara 23S och 16S rRNA. Om den riktade gensekvensen förekommer binder sonden till gensekvensen och kan detekteras mikroskopiskt.

FISH analys gjordes i Kluyver Laboratoriet för Bioteknik, Delft Tekniska Universitet. Biofilmsprover togs i juli 2010 och från slam i april 2011.

Figur 5-11 visar de dominerande bakterierna i biofilmen, anammox och AOB. Fluorescenssignal av EuB som förmodligen var representativ för heterotrofa bakterier och NOB var svag. Närvarande anammoxbakterier var "*Candidatus* Brocadia fulgida" och "*Candidatus* Anammoxoglobus propionicus". Den flockbildande biomassan inuti reaktorn bestod huvudsakligen av AOB med begränsat antal heterotrofa bakterier vilket bekräftades med SAA-, OUR- och NUR-tester.



Figur 5-11

A) & B) FISH-bilder på biofilmsprov. C) FISH-bilder på flockat slam. FISHprob använd där AGS Candidatus "Brocadia fulgida" + Candidatus "Anammoxoglobus propionicus" (grön), AOB (röd), Eub (blå).

### 5.3.2 Utvärdering av anammox och denitrifierande bakteriers aktivitet

Medelvärdena för anammoxbakteriernas och denitrifierarnas aktivitet under olika operativa perioder visas i figur 5-12. Den genomsnittliga aktiviteten hos anammoxbakterierna var 4,2 gånger högre än den hos denitrifierarna. Under period II var aktiviteten av anammoxbakterier runt 3 gånger högre än för denitrifierarna. Denitrifierarnas aktivitet motsvarar endast 13% av anammoxbakteriernas maximala kväveavskiljningsförmåga i perioden V. Koncentrationen FA (fri ammoniak) i period V var hög på grund av den ringa mängd tillförd syre. Det är känt sedan tidigare att fri ammoniak kan ha hämmande effekt på anammoxbakterier (Malovanyy et al., 2009, Plaza et al., 2011). I denna studie framgår det att denitrifierarnas aktivitet minskade under period V, vilket kan ha orsakats av hög koncentration fritt ammoniak.

Jämförelser gjordes mellan kväveavskiljningen, tabell 5-4, och resultaten från aktivitetstestet, figur 5-12. Både anammoxbakteriernas och denitrifierarnas aktivitet begränsades av bristen på substrat i pilotstudien.



Figur 5-12 Anammoxbakteriers och heterotrofa denitrifierares aktivitet under varje driftsperiod.

Tabell 5-4 Kväveavskiljning i MBBR med deammonifikationsprocess.

Period	I	II	Ш	IV	V	VI	VII
Kvävebelastning (g N/m²×d)	2,58	3,84	3,57	3,67	3,71	2,52	2,62
Kväveavskiljning (g N/m²×d)	2,02	3,22	3,11	3,02	1,35	2,20	2,26
Kväveavskiljning (%)	79	84	88	82	39	87	87
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - avskiljning (%)	96	94	93	91	40	96	95

Resultaten från studien visar att anammoxbakterier kan konkurrera ut heterotrofa denitrifierande bakterier när C/N förhållandet i inflödet är mindre än 0,5 och temperaturen är 25 °C. Detta stämmer överens med resultaten från Lan et al. (2011), Chen et al. (2009) och Xu et al. (2010). Dålig tillgång på substrat var ett effektivt sätt att minska aktiviteten för utvalda bakteriegrupper. I denna studie hämnades de denitrifierande bakterierna av begränsad tillgång på organisk kolkälla.

#### 5.3.3 Utvärdering av nitrifierare och heterotrofa bakteriers roll

Den genomsnittliga aktiviteten för bakterierna i varje operativ period presenteras i figur 5-13. Aktiviteten för AOB var i genomsnitt 60% av den totala maximala syreförbrukningsförmågan (AOB + heterotrofa bakterier + NOB). Aktiviteten hos AOB var 250% större än för de heterotrofa bakterierna vilket överensstämmer med studien utförd av Gut et al. (2005). NOB hade lägst aktivitet vilket motsvarade 15% av den totala maximala syreförbrukningsförmågan. AOB konkurrerar framgångsrikt ut heterotrofa bakterier och NOB på grund av begränsad syretillförsel. Resultaten visade att de genomsnittliga värdena på aktiviteten hos NOB var 13% och 14% av den totala maximala syreförbrukande förmågan vid kontinuerlig respektive intermittent luftning. Detta innebär att NOB existerar i systemet men att dess aktivitet begränsades av låg syrehalt i reaktorn. Jämförelser mellan resultaten från perioden V och andra perioder visade att alla syreförbrukare inhiberades av hög koncentration fri ammonium. Liknande resultat har erhållits i andra studier (Wong-Chong et al., 1978; Ford et al., 1980; Mauret et al., 1996).



Figur 5-13 Aktivitet hos heterotrofa bakterier, ammoniumoxiderare (AOB) och nitritoxiderare (NOB) under varje driftsperiod.

AOB i biofilmen var inte den enda nitritkällan i reaktorn. Aktiviteten hos olika mikroorganismer i det suspenderade slammet mättes då reaktorn var i drift. Aktiviteten hos anammox och heterotrofa bakterier kunde inte påvisas. En stor andel av bakteriepopulationen bestod av AOB vilka bidrog med en stor nitritproduktion. Detta bekräftades av FISH-analyserna.

### 5.4 Lustgasemissioner

Lustgasmätningarna i reaktorn utfördes under 85 dagar, se figur 5-14. Kvävebelastningen var inledningsvis 2,3 g N/m<sup>2</sup> × d men ökade efter 25 dagar till 3,0 g N/m<sup>2</sup> × d. Den genomsnittliga kvävebelastningen från dag 25 till 70 var 2,8 g N/m<sup>2</sup> × d. Efter dag 80 minskade kvävehalten ner till 2,3 g N/ m<sup>2</sup> × d. Den genomsnittliga kväveavskiljningseffektiviteten var 82%. Lustgasproduktionen i gasfasen uppgick till 0,015 g N/m<sup>2</sup> × d då kvävebelastningen låg på 2,3 g N/m<sup>2</sup> × d vilket innebär att cirka 0,65% av kvävebelastningen omvandlades till lustgas i gasfasen. Lustgasproduktionen steg till 0,047 g N/m<sup>2</sup> × d då kvävebelastningen ökade till 2,8 g N/m<sup>2</sup> × d vilket indikerar att 1,7% av halten kväve övergått till gas som N<sub>2</sub>O. Enbart 0,012 g N/ m<sup>2</sup> × d återfanns i vätskefasen vilket motsvarar cirka 0,043% av kvävehalten.



Figur 5-14 Mätning av kvävebelastning, kväveavskiljning och lustgasemissioner.

Lustgashalten i gas- och vätskefasen påverkas av syretillförseln, se figur 5-15. Vid intermittent luftning följde lustgaskoncentrationen i vätske- och gasfasen syretillförseln. När luftningen upphörde minskade lustgasproduktionen i gasfasen men den sjönk aldrig ner till noll. Det antas att en liten mängd  $N_2O$ , som under icke-luftad fas produceras i vätskefasen, senare kan överföras till gasfasen. Hur som helst så stannade den största andelen  $N_2O$  i vätskefasen under den icke-luftade fasen och en ökning av  $N_2O$ -nivån kunde observeras i vätskan. En maximumkoncentration för  $N_2O$  i gasfasen detekterades då luftningen började. En orsak kan vara att en stor mängd  $N_2O$ 



Figur 5-15 Dynamiska förändringar av  $N_2O$ -koncentrationen vid intermittent luftning.

i vätskefasen strippades av med luften och orsakade en ökning av N<sub>2</sub>Okoncentrationen i gasfasen. Efter toppen inträffat uppnådde N<sub>2</sub>O-halten i gas- och vätskefasen en stabil nivå (Yang et al., 2013).

# 5.5 Redox för processtyrning

### 5.5.1 Summering av online-parameterar

Medelvärdena i varje period för de fysikaliska online-parametrarna redovisas i tabell 5-5. I den första delen av den experimentella studien då kvävebelastningen var någorlunda konstant, minskade syrekoncentration, medan pH och konduktivitet värdena ökade, med sänkt inställt värde för redoxpotential (ORP). I den andra delen när ORP börvärdet ställdes in på redox=0 mV i PID-regulatorn, medförde den ökade kvävebelastningen ett ökat luftflöde för att upprätthålla relativt stabila syre och pH-nivåer i reaktorn.

		Redox	Övervakningsparametrar							
		(mV)	O <sub>2</sub> (mg/l)	рН	Konduktivitet (mS/cm)	Luftflöde (m³/h)				
Period I	а	60	1,41±0,42	6,78±0,05	1,88±0,09	Inga data				
	b	0	0,96±0,35	7,48±0,19	2,61±0,63	Inga data				
	с	-60	$0,77 \pm 0,49$	$7,57 \pm 0,20$	$2,90 \pm 0,58$	Inga data				
Period II	а	0	1,03±0,25	7,24±0,19	1,93±0,29	$0,89 \pm 0,26$				
	b	0	0,78±0,25	7,35±0,10	2,33±0,24	1,02±0,21				
	с	0	1,11±0,44	7,27±0,39	2,01±0,01	1,52±0,22				

Tabell 5-5 Medelvärden för luftflöde, syre, pH och konduktivitet i reaktorn.

I period II när ORP ställdes på 0 mV justerades luftflödet automatiskt för att erhålla ett relativt stabilt ORP. Då kvävehalten i inflödet ökade och kvävebelastningen därmed ökade från 2,5 till 3,3 g N/m<sup>2</sup>×d, erhölls ett linjärt samband kvävebelastningen och luftflöde (figur 5-16).



Figur 5-16 Samband mellan kvävebelastningen och luftflöden vid styrning med ORP = 0 mV.

#### 5.5.2 Processprestanda och effektivitet

Reaktorns kväveavskiljningseffektivitet visas i figur 5-17. Resultaten för kväveavskiljningens effektivitet under experimentets olika perioder visas i tabell 5-6. Den genomsnittliga hydrauliska uppehållstiden (HRT) var  $1,62 \pm 0,30$  dagar. Den genomsnittliga kväveavskiljningen låg på  $2,18 \pm 0,42$  gN/m<sup>2</sup> × d med maximalt värde på 2,98 gN/m<sup>2</sup> × d. Kväveavskiljningsgraden var  $84\% \pm 5,8\%$ , med högsta värde på 98%.

I den första delen av experimentet (period I), ökade koncentrationerna av ammonium och nitrat minskade med en sänkt ORP, redoxpotential. Nitrithalten i utflödet var mycket låg, mindre än 10 mg/l. Den högsta kväveavskiljningseffektiviteten erhölls då ORP sattes till 0 mV. Resultaten visar att vid ORP = -60 mV minskar graden av nitritation och mindre mängd ammonium oxiderades. Kvoten mellan uppmätt och beräknad producerat nitrat på 1,36, som erhölls när ORP var +60 mV (tabell 5-6), visar att omkring 26% av nitraten i utflödet producerades av nitratoxiderande bakterier (NOB).

När ORP sattes till 0 mV i den andra delen av experimentet (period II), ledde ökad kvävebelastning till ökad koncentration av ammonium och nitrat i utflödet. Kväveavskiljningseffektiviteten minskade från 89% till 83%. Kvoten mellan uppmätt och beräknad producerat nitrat mindre än 1 visar att med ORP = 0 mV, medförde variation av kvävebelastningen ingen stimulering av aktiviteten hos NOB. Producerad nitrat genom Anammox-reaktionen förbrukas genom denitrifikation eller organotrof anammoxreaktion (Winkler et al., 2012).



Figur 5-17 A) Koncentrationer av olika kväveföreningar i inflöde och utflöde från MBBR; B) Kvävebelastning och reningsgrad

 Tabell 5-6
 Medelvärden för koncentrationer av olika kväveföreningar och kväveavskiljning.

Period	Inflöde	Utflöde			Kvot <sup>1</sup>	Kväveavskiljnings-	Kväveavskiljnings-	Luftkonsumtion per
	NH₄-N (mg/l	NH₄-N (mg/l)	NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	NO₃-N (mg/l)		hastighet (gN/m² × d)	effektivitet (%)	avlägsnat kväve (m³/kgN)
la	733 ±9,8	9,32 ±5,22	7,02 ±1,45	110 ±13,17	1,36 ±0,17	1,97 ± 0,07	83% ±2,57%	Inga data
lb	850 ±38,2	52,1 ±19,2	3,85 ±1,09	72,4 ±9,70	0,82 ±0,15	2,34 ±0,20	85% ±20,0%	Inga data
lc	810 ±8,41	158 ±61,3	5,46 ±1,23	61,3 ±15,81	0,83 ±0,17	1,90 ±0,07	72% ±3,41%	Inga data
lla	783 ±68,7	20,6 ±30,7	3,37 ±1,33	54,4 ±20,2	0,65 ±0,23	2,28 ±0,27	90% ±4,49%	354 ±92
llb	846 ±36,5	62,9 ±33,8	4,67 ±1,29	66,5 ±8,99	0,76 ±0,13	2,25 ±0,22	84% ±4,75%	278 ±65
llc	852 ±69,5	63,2 ±26,8	4,18 ±2,30	76,4 ± 30,6	0,85 ±0,33	2,72 ±0,21	83% ±2,83%	348 ±58

<sup>1</sup> Kvot för kväve i utflödet och beräknad producerad kvävgas genom anammoxreaktionen baserad på avlägsnat ammonium  $(NO_3 - N)_{OUT}/((NH_4 - N)_{IN} - (NH_4 - N)_{OUT})/2,32 \times 0,26)$ .

# 6 Slutsatser

Tillämpning av nitritation/anammox-processen för behandling av rejektvatten från avvattning av rötslam kan minska kvävebelastningen på reningsverket, vilket ger kostnadsbesparingar samt ökar möjligheten att klara framtida strängare reningskrav. Försöken, som utfördes både i laboratorieskala och i en pilotanläggning på Hammarby Sjöstadsverk med enstegs deammonifikationsprocess i en MBBR, visar hur olika luftningsstrategier, styrning och övervakning kan användas för att förbättra processens prestanda och effektivitet.

Försöken med olika luftningsstrategiers inverkan på processen har gett följande slutsatser beträffande mikroorganismers prestanda och beteende:

- Tillämpning av en intermittent luftning kan minska energianvändningen och förbättra processeffektiviteten.
- En styrstrategi har utvecklats baserat på halten löst syre och tidsförhållandet mellan icke-luftad och luftad fas (R-värde).
- Både laboratoriestudien och pilotexperiment vid Hammarby Sjöstadsverk visade att den högsta aktiviteten erhölls med 15 minuter icke luftad fas och 45 minuter luftad fas.
- Den högsta kväveavskiljningshastigheten och effektiviteten som uppnåddes i laboratoriestudien var 3,3 g N/m<sup>2</sup> × d respektive 70 %, vid R = 1/3 och syre = 4,0 mg/l.
- Den högsta genomsnittliga kväveavskiljningshastigheten och effektiviteten som uppnåddes i pilotexperimentet var 3,1 g N/m<sup>2</sup> × d respektive 88 %, vid syre = 3,5 mg/l och R = 1/3.
- Koncentrationen löst syre är avgörande för prestanda och effektivitet i enstegs deammonifikationsprocessen.
- Införande av anaeroba faser vid hög kvävebelastning kan öka anammoxbakteriernas aktivitet.
- Syrekoncentrationen i bulkvätskan i reaktorn påverkade aktiviteten hos AOB. Det är möjligt att begränsa aktiviteten hos NOB i deammonifikationsprocessen genom att införa anaeroba faser.
- Nitritproduktionen är flaskhalsen i enstegs deammonifikationsprocessen.
- Resultaten visade att i en MBBR med enstegs deammonifikationsprocess spelade anammox och AOB de dominerande rollerna i biofilmen.

Följande slutsatser kan dras om styrning och övervakning av enstegs deammonifikationsprocess i en MBBR:

- ORP kan användas som styrningsparameter för behandling av rejektvatten med enstegs nitritation/anammoxprocess.
- Den högsta kväveavskiljningsgraden och effektiviteten vid försök med ORP-styrning och valda ORP-värden -60, 0 och +60 mV erhölls när ORP var 0 mV.

- Onlinemätning av pH, konduktivitet och ORP är användbar för att övervaka processen.
- SAA-, OUR- och NUR-tester kan användas för att effektivt övervaka och utvärdera aktiviteten hos olika grupper mikroorganismer i systemet.
- Det genomsnittliga och maximala värdet för specifik anammoxaktivitet, SAA, var 3,0 g N/m<sup>2</sup> × d respektive 4,3 g N/m<sup>2</sup> × d. Medelvärdet för syreupptagningshastigheten för AOB-bakterierna var 4,0 g  $O_2/m^2 \times d$ och maximumvärdet var 5,1 g  $O_2/m^2 \times d$ .
- Aktiviteten för de heterotrofa bakterierna var låg då tillgången på biologiskt nedbrytbart organiskt kol var begränsad.

Mätning av lustgasutsläpp visade att:

- Lustgasutsläppen från autotrofa kväveavskiljningssystem påverkas av valet av luftningsstrategi.
- N<sub>2</sub>O-produktionen var beroende av kvävebelastning, koncentrationen löst syre och förhållandet mellan icke-luftad och luftad fas (R-värde).
- I MBBR med partiell nitritation/anammox omvandlades omkring 0,4–2,0% av inkommande kväve till lustgas.
- Den största andelen producerad N<sub>2</sub>O återfanns i gasfasen och endast en liten del kunde detekteras i vätskefasen.

# 7 Referenser

Ahn, Y. H., Hwang, I. S. & Min, K. S. (2004). ANAMMOX and partial denitrification in anaerobic nitrogen removal from piggery waste. *Water Science and Technology*, vol 49 (5–6), ss. 145–153.

Anthonisen, A. C., Loehr, R. C., Prakasam, T. B. S. & Srinath, E. G. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. Journal of *Water Pollution Control Federation*, vol 48 (5), ss. 835–852.

Arrojo, B., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L. & Méndez, R. (2006). Effects of mechanical stress on Anammox granules in a sequencing batch reactor (SBR). *Journal of Biotechnology*, vol 123(4), ss. 453–463.

Bagchi, S., Biswas, R. & Nandy, T. (2010). Alkalinity and dissolved oxygen as controlling parameters for ammonia removal through partial nitritation and anammox in a single stage bioreactor. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, vol 37, ss. 871–876.

Baltic Sea Action Plan. (2007). *Proceeding of HELCOM Ministerial Meeting*. Krakow, Poland, 15<sup>th</sup> November 2007.

Bonete, M. J., Martínez-Espinosa, R. M., Pire C., Zafrilla, B. & Richardson, D. J. (2008). Nitrogen metabolism in haloarchaea. *Saline Systems*, 4:9.

Broda, E. (1977). Two kinds of lithotrophs missing in nature. *Zeitschrift für Allgemeine Mikrobiologie*, vol 17 (6), ss. 63–70.

Cema, G., Schneider, Y., Beier, M. & Rosenwinkel, K-H. (2013). Influence of free ammonia and free nitrous acid on anammox activity. *IWA/ WEF Nutrient Removal and Recovery 2013*: Trends in Resource Recovery and Use - Vancouver, Canada 28–31 Jul-2013.

Cema, G., Plaza, E., Trela, J. & Surmacz- Gorska, J. (2008). Dissolved oxygen as a factor influencing nitrogen removal rates in a one-stage system with partial nitritation and Anammox process. *Water Science and Tech*nology, vol 64 (5), ss. 1009–1015.

Chen, H. H., Liu, S. T., Yang, F. L., Xue, Y. & Wang, T. (2009). The development of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process in a single reactor for nitrogen removal. *Bioresource Technology*, vol 100 (4), ss. 1548–1554.

Collins, C. E. &, Incropera, F. P. (1978). The effect of temperature control on biological wastewater treatment processes. *Water Research*, vol 12, (8), ss. 547–554.

Colliver, B. B. & Stephenson, T. (2000). Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. *Biotechnology Advances*, vol 18 (3), ss. 219–232.

Dapena-Mora, A., Fernandez, I., Campos, J. L., Mosquera-Corral, A., Mendez, R. & Jetten, M. S. M. (2007). Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production. *Enzyme and Microbial Technology*, vol 40, ss. 859–865.

de Graaff, M. S., Zeeman, G., Temmink, H. & van Loosdrecht, M. C. M. (2010). Long term partial nitritation of anaerobically treated black water and the emission of nitrous oxide. *Water Research*, vol 44, (7), ss. 2171–2178.

Desloover, J., de Clippeleir, H., Boeckx, P., Laing, G. D., Colsen, J., Verstraete, W. & Vlaeminck, S. E. (2011). Floc-based sequential partial nitritation and anammox at full scale with contrasting N<sub>2</sub>O emissions. *Water Research*, vol 45 (9), ss. 2811–2821.

Dosta, J., Fernandez, I., Vazquez-Padin, J. R., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L., Mata-Alvarez, J. & Mendez, R. (2008). Short- and longterm effects of temperature on the Anammox process. *Journal of Hazardous Materials*, vol 154 (1–3), ss. 688–693.

Egli, K., Fanger, U., Alvarez, P., Siegrist, H., van der Meer, J. & Zehnder, A. (2001). Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate. *Archives of Microbiology*, vol 175, ss. 198–207.

Fernandez, I., Vazquez-Padin, J. R., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L. & Mendez, R. (2008). Biofilm and granular systems to improve Anammox biomass retention. *Biochemical Engineering Journal*, vol 42, ss. 308–313.

Ford, D. L., Churchwell, R. L. & Kachtick, J. W. (1980). Comprehensive analysis of nitrication of chemical processing wastewater. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, vol 52 (11), ss. 2726–2746.

Grunditz, C. & Dalhammar, G. (2000). Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of nitrosomonas and nitrobacter. *Water Research*, vol 35 (2), ss. 433–440.

Gut, G., Plaza, E. & Hultman, B. (2005). Oxygen Uptake Rate (OUR) tests for assessment of nitrifying activities in the deammonification system. *In: Integration and optimisation of urban sanitation system: Joint Polish-Swedish Reports, No 13. Royal Institute of Technology, Stockholm, 2005, TRITA-LWR.* REPORT 3018, ss. 119–128.

Guven, D., Dapena, A., Kartal, B., Schmid, M. C., Maas, B., van de Pas-Schoonen, K., Sozen, S., Mendez, R., Op den Camp, H.J. M., Jetten, M. S. M., Strous, M. & Schmidt, I. (2005). Propionate oxidation by and methanol inhibition of anaerobic ammonium oxidizing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, vol 71, ss. 1066–1071.

Havs och Vattenmyndigheten (2014) Beslut om årlig uppföljning 2014 av miljökvalitetsmålet Ingen övergödning, diareinr: 4131–13.

Hanaki, K., Wantawin, C. & Ohgaki, S. (1990). Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended growth reactor. *Water Research*, vol 24 (3), ss. 297–302.

Hao, X., Heijnen, J. J. & van Loosdrecht, M. C. M. (2002). Model based evaluation of temperature and inflow variations on a partial nitrification-ANAMMOX biofilm process. *Water Research*, vol 36 (19), ss. 4839–4849.

Hellinga, C., Schellen, A., Mulder, J. W. van Loosdrecht, M. C. M. & Heijnen, J. J. (1998). The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. *Water Science and Technology*, vol 37 (9), ss. 135–142.

Hippen, A., Helmer, C., Kunst, S., Rosenwinkel, K. H. & Seyfried C. F., (2001). Six years' practical experience with aerobic/anoxic deammonification in biofilm systems. *Water Science and Tech*nology, vol 44 (2–3), ss. 39–48.

Hyungseok, Y., Kyu-Hong, A., Kwang-Hwan, L., Youn-Ung, K. & Kyung-Guen, S. (1999). Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently aerated reactor. *Water Research*, vol, 33 (1), ss. 145–154.

Isaka, K., Sumino, T. & Tsuneda, S. (2007). High nitrogen removal performance at moderately low temperature utilizing anaerobic ammonium oxidation reactions. *Journal of Bioscience and bioengineering*, vol 103 (5), ss. 486–490.

Isaka, K., Suwa, Y., Kimura, Y., Yamagishi, Y., Sumino, T. & Tsuneda, S. (2008). Anaerobic ammonium oxidation irreversibly inhibited by methanol. *Biotechnology*, vol 81, ss. 379–385.

Jaroszynski, L., Cicek, N., Sparling, R. & Oleszkiewicz, J. (2012). Impact of free ammonia on anammox rates (anoxic ammonium oxidation) in a moving bed biofilm reactor. Chemosphere, 88(2), 188–195.

Jetten, M., Strous, M., van de Pas-Schoonen, K.T., Schalk, J., van Dongen, U., van de Graaf, A., Logemann, S., Muyzer, G. & van Loosdrecht, M. (1999). The anaerobic oxidation of ammonium. *FEMS Microbiology reviews*, vol 22, ss. 421–437.

Joss, A., Salzgeber, D., Eugster, J., Konig, R., Rottermann, K., Burger, S., Fabijan, P., Leumann, S., Mohn, J. & Siegrist, H. (2009). Full-scale nitrogen removal from digester liquid with partial nitritation and anammox in one SBR. *Environmental Science and Technology*, vol 43 (14), ss. 5301–5306.

Kampschreur, M. J., Van Der Star, W. R. L., Wielders, H. A., Mulder, J. W., Jetten, M. S. M. & van Loosdrecht, M. C. M. (2008). Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment. *Water Research*, vol 42 (3), ss. 812–826.

Kartal, B., Kuypers, M., Lavik, G., Schalk, J., den Camp, H., Jetten, M. S. M. & Strous, M. (2007a). Anammox bacteria disguised as denitrifiers: nitrate reduction to dinitrogen gas via nitrite and ammonium: *Environmental Microbiology*. vol, 9, ss. 635–642.

Kartal, B., Rattray, J., van Niftrik, L.A., van de Vossenberg, J., Schmid, M. C., Webb, R. I., Schouten, S., Fuerst, J.A., Damste, J.S. S., Jetten,

M. S. M. & Strous, M. (2007b). Candidatus "*Anammoxoglobus propionicus*" a new propionate oxidizing species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria. *Systematic and Applied Microbiology*, vol 30, ss. 39–49.

Kartal, B., van Niftrik, L., Rattray, J., de Vossenberg, J., Schmid, M. C., Damste, J. S. S., Jetten, M. S. M. & Strous, M. (2008). Candidatus '*Brocadia fulgida*': an autofluorescent anaerobic ammonium oxidizing bacterium. *FEMS Microbiology Ecology*, vol 63, ss. 46–55.

Kartal, B., Maalcke, W. J., de Almeida, N. M., Cirpus, I., Gloerich, J., Geerts, W., Op den Camp, H. J. M., Harhangi, H. R., Janssen-Megens, E. M., Jan Francoijs, K., Stunnenberg, H. G., Keltjens, J. T., Jetten, M. S. M. & Strous, M. (2011). Molecular mechanism of anaerobic ammonium oxidation. *Nature*, vol 479 (7371): ss. 127–30.

Kim, S. W., Miyahara, M., Fushinobu, S., Wakagi, T. & Shoun, H. (2010). Nitrous oxide emission from nitrifying activated sludge dependent on denitrification by ammonia-oxidizing bacteria. *Bioresource Technology*, vol 101 (11), ss. 3958–3963.

Lackner, S. & Horn, H. (2011). Evaluating operation strategies and process stability of a single stage nitritation-anammox SBR by use of the oxidation- reduction potential (ORP). *Bioresource Technology*, vol 107 (2012), ss. 70–77.

Lackner, S., Lindenblatt C. & Horn, H. (2012). Swinging ORP`as operation strategy for stable reject water treatment by nitritation-anammox in sequencing batch reactors. *Chemical Engineering Journal* vol 180. ss. 190–196.

Lan, C. J., Kumar, M., Wang, C. C. & Lin, J. G. (2011). Development of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in a sequential batch reactor. *Bioresource Technology*, vol 102 (9), ss. 5514–5519.

Li, B. & Irvin, S. 2007. The comparison of alkalinity and ORP as indicators for nitrification and denitri-fication in a sequencing batch reactor (SBR). *Biochemical Engineering Journal*. vol 34. ss. 248–255.

Liang, Z., Han, Z., Yang, S., Liang, X., Du, P., Liu, G. & Yang, Y. (2011). A control strategy of partial nitritation in a fixed bed biofilm reactor. *Bioresource Technology*, vol 102 (2), ss. 710–715.

Lotti ,T., van der Star W. R. L., Kleerebezem R., Lubello C., van Loosdrecht M. C. M. (2012). The efect of nitrite inhibition on the anammox process. Water Research, vol. 46 (8) ss. 2559–2569.

Ma, B., Zhang, S., Zhang, L., Yi, P., Wang, J., Wang, S. & Peng, Y. (2011). The feasibility of using a two-stage autotrophic nitrogen removal process to treat sewage. *Bioresource Technology*, vol 102 (17), ss. 8331–8334.

Malovanyy, A., Plaza, E. & Trela, J. (2009). Evaluation of the factors influencing the specific Anammox activity using surface modeling. In: *Research and application of new technologies in wastewater treatment and municipal*  solid waste disposal in Ukraine, Sweden and Poland, Joint Polish-Swedish Reports, No. 16. TRITA-LWR.REPORT 3026, Stockholm, Sept. 23–25, Sweden. ss. 35–45.

Martinez, E. (2007). Extremum-seeking control of redox processes in wastewater chemical treatment plants. 17<sup>th</sup> European Symposium on Computer Aided Process Engineering-ESCAPE 17.

Mauret, M., Paul, E., Puech-Costes, E., Maurette, M. T. & Baptiste, P. (1996). Application of experimental research methodology to the study of nitrification in mixed culture. *Water Science and Technology*, vol 34 (1–2), ss. 245–252.

Mulder, A., van de Graaf, A. A., Robertson, L. A. & Kuenen, J. G. (1995). Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized-bed reactor. *FEMS Microbiology Ecology*, vol 16 (3), ss. 177–183.

Naturvårdsverket (2009). *Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan Konsekvensanalyser*, Naturvårdsverkets rapport 5984.

Olshammar, M., Malmaeus, M., Ek, M., Åmand, L. & Baresel, C. (2012) *Fallstudie-Avgiftssystem fosfor och kväve för kommunala avloppsreningsverk*. IVL rapport B2050.

Plaza, E., Stridh, S., Örnmark, J., Kanders, L. & Trela, J. (2011). Swedish experience of the deammonification process in a biofilm system. *Proc. of the IWA Specialized conference "Nutrient recovery and management 2011"*.
9–12 January 2011, Miami, Florida, USA, ss. 1333–1345.

Rosenwinkel, K-H., Cornelius, A. & Thöle, D. (2005). Full-scale application of the deammonification process for treatment of sludge water. In: *Proceeding of the IWA Specialized conference: Nutrient Management in Wastewater Treatment, Processes and Recycle Streams*, 19–21 September 2005, Krakow, Poland, ss. 483–491.

Sabumon, P.C. 2009. Effect of potential electron acceptors on anoxic ammonia oxidation in the presence of organic carbon. *Journal of Hazard-ous Material*, vol 172 (1), ss. 280–288.

Schalk, J., Oustad, H., Kuenen, J. G. & Jetten, M. S. M. (1998). The anaerobic oxidation of hydrazine: a novel reaction in microbial nitrogen metabolism. *FEMS Microbiology. Letter*, vol 158 (1), ss. 61–67.

Schalk, J., De Vries, S., Kuenen, J. G. & Jetten, M. S. M. (2000). Involvement of a novel hydroxylamine oxidoreductase in anaerobic ammonium oxidation. *Biochemistry*, vol 39 (18), ss. 5405–5412.

Schneider, Y., Beier, M. & Rosenwinkel, K. H. (2011). Determination of the nitrous oxide emission potential of deammonification under anoxic conditions, *Proc. of the IWA Specialized conference "Nutrient recovery and management* 2011". 9–12 January 2011, Miami, Florida, USA, ss. 1026–1046.

Seyfried, C. F., Rosenwinkel, K. H. & Hippen, A. (2002). Deammonification: a cost-effective treatment process for nitrogen-rich wastewaters. *WEFTEC 2002 Proceedings 75th Annual Conference and Exposition*. McCormick Place, Chicago, Illinois, USA, September 28-October 2, 2002.

Shimamura, M., Nishiyama, T., Shigetomo, H., Toyomoto, T., Kawahara, Y., Furukawa, K. & Fujii, T. (2007). Isolation of a multiheme protein with features of a hydrazine-oxidizing enzyme from an anaerobic ammonium-oxidizing enrichment culture. *Applied Environmental and Microbiology*, vol 73 (4), ss. 1065–1072.

Strous, M., van Gerven, E., Kuenen, J. G. & Jetten, M. S. M. (1997). Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammoniumoxidizing (Anammox) sludge. *Applied Environmental and Microbiology*, vol 63, ss. 2446–2448.

Strous, M., Heinen, J. J., Kuenen, J. G. & Jetten, M. S. M. (1998). The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium oxidizing microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol 50, ss. 589–596.

Strous, M., Kuenen J. G. & Jetten, M. (1999). Key physical parameters of anaerobic ammonium oxidation. *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol 65, ss. 3248–3250.

Strous, M. (2000). Microbiology of anaerobic ammonium oxidation. *PhD thesis*, Technical University of Delft, The Netherlands.

Sultana, S., Yang, J., Trela, J. & Plaza, E.(2013). Deammonification process performance and efficiency at different temperatures. IWA konferens: Holistic Sludge Management, 6–8 May 2013 Västerås Sweden.

Sumino, H., Takahashi, M., Yamaguchi, T., Abe, K., Araki, N., Yamazaki, S., Shimozaki, S., Nagano, A. & Nishio, N. (2007). Feasibility study of a pilot-scale sewage treatment system combining an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) and an aerated fixed bed (AFB) reactor at ambient temperature. *Bioresource Technology*. vol 98 (1). ss. 177–182.

Surmacz-Gorska, J., Gernaey, K., Demuynck, C., Vanrolleghem, P. & Verstraete, W. (1996). Nitrification monitoring in activated sludge by oxygen uptake rate (OUR) measurements. *Water Research*, vol 30 (5), ss. 1228–1236.

Szatkowska, B., Plaza, E., Trela, J., Bosander, J. & Hultman, B. (2005). Application of conductivity measurements for monitoring of nitrogen removal in the partial nitrification /anammox process. In: Preprints of the IWA specialized conference "*Nutrient management in wastewater treatment, Processes and recycle stream*" Krakow, Poland, 19–21 September 2005, ss. 717–371.

Szatkowska, B. & Plaza, E. (2006). Temperature as a factor influencing the Anammox process performance. *Waste and Environmental Management Series*, vol 12, ss. 51–58.

Szatkowska, B., Plaza, E., Trela, J., Hultman, B. & Bosander, J. (2007). Combined partial nitritation and Anammox biofilm system as a sustainable solution for supernatant treatment. *Water Practice and Technology*, vol 55 (8–9), ss. 19–26.

Takahashi, M., Yamaguchi, T., Kuramoto, Y., Nagano, A., Shimozaki, S., Sumino, H., Araki, N., Yamazaki, S., Kawakami, S. & Harada, H. (2011). Performance of a pilot-scale sewage treatment: An up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) and a down-flow hanging sponge (DHS) reactors combined system by sulfur-redox reaction process under low temperature conditions. *Bioresource Technology*. vol 102 (2). ss. 753–757.

Tanwar, P., Nandy, T., Ukey, P. & Manekar, P. (2008). Correlating on-line monitoring parameters, pH, DO and ORP with nutrient removal in an intermittent cyclic process bioreactor system. *Bioresource Technology*, 99 (16), ss. 7630–7635.

Tang, C., Zheng, P., Wang, C. & Mahmood, Q. (2010). Suppression of anaerobic ammonium oxidizers under high organic content in high-rate Anammox UASB reactor. *Bioresource Technology*, vol 101 (6), ss. 1762–1768.

Tokutomi, T., Shibayama, C., Soda, S. & Ike, M. (2010). A novel control method for nitritation: The domination of ammonia-oxidizing bacteria by high concentrations of inorganic carbon in an airlift fluidized bed reactor. *Water Research*, vol 44 (14), ss. 4195–4203.

Trela, J. (2000). Intensification of biological nitrogen removal in a twophase activated sludge process with pre-denitrification. *Report No 8. TRITA-AMI REPORT 3081*.

Van de Graaf, A. A., De Bruijn, P., Robertson, L. A., Jetten, M. S. M. & Kuenen, J. G. (1997). Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of 15N studies in a fluidized bed reactor. *Microbiology*, vol 143 (7), ss. 2415–2421.

van Hulle, S. W. H., Vandeweyer, H. J. P., Meesschaert, B. D., Vanrolleghem, P.A., Dejans, P. & Dumoulin, A. (2010). Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chemical Engineering*, vol 162, ss. 1–20.

Wantawin, C., Juateea, J., Noophan, P.L. & Munakata-Marr, J. (2008). Autotrophic nitrogen removal in sequencing batch biofilm reactors at different oxygen supply modes. *Water Science and Technology*, vol 58 (10), ss. 1889–1894.

Wett, B. (2007). Development and implementation of a robust deammonification process. *Water Science and Technology*, vol 56 (7), ss. 81–88.

Wong-Chong, G. M. & Loehr, R. C. (1978). Kinetics of microbial nitrification: nitrite and nitrogen oxidation. *Water Research*, vol 12 (8), ss. 605–609.

Winkler, M. K. H., Kleerebezem, R. & van Loosdrecht, M. C. M. (2012). Integration of anammox into the aerobic granular sludge process for main stream wastewater treatment at ambient temperatures. *Water Research*, vol 46 (1), ss. 136–144. Xu, Z.-Y., Zeng, G.-M., Yang, Z.-H., Xiao, Y., Cao, M., Sun, H.-S., Ji, L.-L. & Chen, Y. (2010). Biological treatment of landfill leachate with the integration of partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and heterotrophic denitrification. *Bioresource Technology*, vol 101 (1), ss. 79–86.

Yamamoto, T., Takaki, K., Koyama, T. & Furukawa, K. (2006). Novel partial nitritation treatment for anaerobic digestion liquor of swine wastewater using swim bed technology. *Journal of Bioscience and bioengineering*, vol 102 (6), ss. 497–503.

Yang, J., Zubrowska-Sudol, M., Trela, J. & Plaza, E. (2011a). Influence of aeration conditions on nitrogen removal rate in one-stage partial nitrification/anammox process. *In: Proceedings of the IWA Specialized Conference "Nutrient recovery and management 2011"*, 9–12 January 2011, Miami, Florida, ss.1307–1320.

Yang, J., Trela, J. & Plaza, E. (2011b). Activity of different groups of microorganisms in moving-bed biofilm reactor with one stage deammonification process. *In: Proceedings of the IWA Specialized Conference "Biofilm 2011*", 27–30 October 2011, Shanghai, China, ss. 113–124.

Yang, J., Trela, J., Plaza, E. & Tjus, K. (2013). N<sub>2</sub>O emission from partial nitrification/anammox process in Moving Bed Biofilm Reactors. *Water Science & Technology*. vol 68 (1), ss. 144–152.

Yang, Y., Zuo, J. E., Shen, P. & Gu, X. S. (2006). Influence of temperature, pH value and organic substance on activity of ANAMMOX sludge. *Huan Jing Ke Xue*, vol 27 (4), ss. 691–695 (in Chinese).

Yang, Z., Zhuo, S. & Sun, Y. (2009). Start-up of simultaneous removal of ammonium and sulfate from an anaerobic ammonium oxidation (anammox) process in an anaerobic up-flow bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, vol 169 (1–3), ss. 113–118.

Zhang, S. J., Peng, Y. Z., Wang, S. Y., Zheng, S. W. & Guo, J. (2007). Organic matter and concentrated nitrogen removal by shortcut nitrification and denitrification from mature municipal landfill leachate. *Journal of Environmental Sciences*, vol 19, ss. 647–651.

Zubrowska-Sudol, M., Yang, J., Trela, J. & Plaza, E. (2010). Evaluation of deammonification process performance at different aeration strategies. *Water Science and Technology*, vol 63 (6), ss. 1168–1176.

Ødegaard, H. (2006) Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, vol 53 (9), ss.17–33.

Örnmark, J. (2011). Swedish Experience of the deammonification process in a full scale one-stage biofilm system. In: *Proceeding of the 12<sup>th</sup> Nordic/ NORDIWA wastewater conference*.14–16, November 2011, Marina Congress center, Finland. ss. 212–219.

# Bilaga 1 Publicerade arbeten från anammoxforskning vid Hammarby Sjöstadsverk 2009–2013

### Licentiatavhandling

Yang, J. (2012). *Controlling and monitoring of deammonification process in moving bed biofilm reactor*. TRITA LWR LIC 2065, licentiatavhandling.

#### Internationella tidskrifter

Yang, J., Trela, J., Plaza, E. & Tjus, K. (2013). N<sub>2</sub>O emission from partial nitrification/anammox process in Moving Bed Biofilm Reactors. *Water Science & Technology*. vol 68 (1), ss. 144–152.

Winkler, M., Yang, J., Kleerebezem, R., Plaza, E., Trela, J., Hultman, B. & van Loosdrecht, M. C. M. (2012). Nitrate reduction by organotrophic anammox bacteria in a partial nitrifying granular sludge and a moving bed biofilm reactor. *Bioresource Technology*. vol 114, ss. 217–223.

Fernández, I., Plaza, E., Trela, J., Hultman, B. & Méndez, R. (2011). Evaluation of deammonification process by response surface models. *Water, Air, and Soil Pollution* vol 215 (1–4), ss. 299–309.

Zubrowska-Sudol, M., Yang, J., Trela, J. & Plaza, E. (2011). Evaluation of deammonification process performance at different aeration strategies. *Water Science and Technology*, vol 63 (6), ss. 1168–1176.

Zubrowska-Sudol, M. & Trela, J. (2010). Anammox process intensification as an alternative method to remove nitrogen from wastewater. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, No 9/2010, ss. 22–25 (in Polish).

#### Konferensbidrag

Yang, J., Baresel, C., Tjus, K., Trela, J. & Plaza, E. (2013). Nitrous oxide emissions from different biological nitrogen removal processes treating reject water from sludge dewatering. IWA konferens: Holistic Sludge Management, 6–8 May 2013 Västerås Sweden.

Persson, F., Sultana, R., Wilén, B. M., Hermansson, M., Sörensson, F., Matsson, A. & Plaza, E. (2013). One-stage nitritation – anaerobic ammonium oxidation at low temperatures in a moving bed biofilm reactor. IWA konferens: Holistic Sludge Management, 6–8 May 2013 Västerås Sweden.

Sultana, S., Yang, J., Trela, J. & Plaza, E. (2013). Deammonification process performance and efficiency at different temperatures. IWA konferens: Holistic Sludge Management, 6–8 May 2013 Västerås Sweden.

Yang, J., Trela, J., Plaza, E. & Tjus. K. (2012). N<sub>2</sub>O emission from partial nitrification/anammox process in Moving Bed Biofilm Reactors. In: *Proc.* of the IWA/WEF conference "Nutrient Removal and Recovery", 23–25 September 2012, Harbin, China.

Plaza, E., Stridh, S., Örnmark, J., Kanders, L. & Trela, J. (2011). Swedish experience of the deammonification process in a biofilm system. *Proc. of the IWA/WEF Specialized conference "Nutrient recovery and management* 2011".9–12 January 2011, Miami, Florida, USA, ss. 1333–1345.

Yang, J., Trela, J. & Plaza, E. (2011). Activity of different groups of microorganisms in moving-bed biofilm reactor with one stage deammonfication process. *Proc. of the IWA Biofilm Conference 2011: Processes in Biofilms*, 27–30 October 2011, Shanghai, China.

Yang, J., Zubrowska, M., Trela, J. & Plaza, E. (2011). Influence of aeration conditions on nitrogen removal rate in one stage partial nitritation/ anammox process. *Proc. of the IWA/WEF Conference "Nutrient Recovery and Management 2011"*, 9–12 January 2011, Miami, USA.

Yang, J., Trela, J. & Plaza, E. (2011). Influence of aeration strategy on behavior of different microorganisms in deammonification process. In: *Proc. of Polish-Swedish-Ukrainian Seminar "Future urban sanitation to meet new requirements for water quality in the Baltic Sea Region*", 17–19 October 2011, Krakow, Poland. In: *Proc. of the International Conference Environmental (Bio)Technologies & EU-FP 7 Environment Brokerage Event*, 5–8 September 2011, Gdańsk, Poland.

Fernandez, I., Plaza, E., Trela, J., Hultman, B. & Mendez, R. (2009). Evaluation of deammonification process by Anammox activity measurement. In: *Proc. of the IWA 2nd Specialized Conference "Nutrient Management in Wastewater Treatment Plants"*, Krakow, Poland, 7–9 September 2009, ss. 501–508.

#### Examensarbeten

Maloszewski, K. (2013) Application of on-line measurements and activity tests for the controlling and monitoring of the nitritation/ anammox process. TRITA-LWR Degree Project 13:41.

Sambola, A. (2012).  $N_2O$  emission in a full-scale partial nitrification/anammox process. TRITA LWR Degree Project 12:30.

Rajkowski, M. (2012). *Evaluation of the deammonification process operated at low temperatures.* TRITA LWR Degree Project 12:26.

Wójcik, W. (2011). Evaluation of microbiological activity during the deammonification process for nitrogen removal. TRITA LWR Degree Project, 11:26.

Trollberg, O. (2011). *Extremum Seeking Control Applied to a Deammonification Process*. UPTEC W 11 014, ISSN 1401-5765.

Bertino, A. (2010). Study on one-stage Partial Nitritation-Anammox process in Moving Bed Biofilm Reactors: a sustainable nitrogen removal. TRITA LWR Degree Project, 11:05.

Hernando, Z. & Martínez, S. (2010). *Evaluation of Deammonification* process performance for supernatant treatment. TRITA-LWR-EX-10-12.



Box 14057, 167 14 Bromma Tel 08 506 002 00 Fax 08 506 002 10 E-post svensktvatten@svensktvatten.se www.svensktvatten.se