

ANAMMOX I HUVUDSTRÖMMEN – VAD ÄR PROBLEMET?

Anammox in the mainstream – what is the problem?

av D. J. I. GUSTAVSSON¹, F. PERSSON², H. ASPEGREN¹, L. STÅLHANDSKE¹, J. LA COUR JANSEN³

1 VA SYD, Box 191, SE-201 21 Malmö, Sweden

e-mail: david.gustavsson@vasyd.se

2 Division of Water Environment Technology, Department of Civil and Environmental Engineering, Chalmers University of Technology, SE-412 96, Gothenburg, Sweden.

e-mail: frank.persson@chalmers.se

3 Water and Environmental Engineering, Department of Chemical Engineering, Lund University, Box 124, SE-221 00 Lund, Sweden

e-mail: jes.la_cour_jansen@vateknik.lth.se



Abstract

When Swedish wastewater treatment plants were rebuilt to include enhanced nitrogen removal, anaerobic ammonium oxidation (anammox) was far from being a mature technology. During the 2000s, the process has been introduced into sludge liquor treatment worldwide. The step to introduce anammox in the mainstream is decreasing, but lab- and pilot-scale studies on real municipal wastewater are yet lacking. However, several pilot studies are ongoing or will be started shortly. Difficulties to introduce anammox in the mainstream are still many. Anammox is favored by a separate treatment step for COD removal, by outcompeting nitrite oxidisers with the help of low oxygen concentrations, intermittent aeration and competition with anammox bacteria for nitrite, and by having a long solid retention time. Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR), granular reactors, and activated sludge with hydrocyclones to recirculate anammox granules in the excess sludge, are the most promising systems. Sjölanda wastewater treatment plant in Malmö, Sweden, has a separate step for COD removal and denitrification is based on an MBBR for post-denitrification with methanol. VA SYD is now starting a pilot project to study the nitrification-anammox process in the mainstream in an MBBR with the aim of achieving a robust process, and to be able to use the already existing MBBRs for anammox in the mainstream.

Key words – Anammox, AOB, manammox, MBBR, nitrogen removal, NOB, wastewater treatment

Sammanfattning

När de svenska avloppsreningsverken byggdes ut för kväverening under 1990-talet, var anaerob ammoniumoxidation (anammox) långt ifrån en mogen teknik för att kunna implementeras på verken. Under 2000-talet har anammox börjat inkluderas i rejektivattenbehandlingsanläggningar världen över. Steget till att implementera anammox i huvudströmmen minskar, men fortfarande saknas resultat från labb- och pilotstudier med riktigt kommunalt avloppsvatten i litteraturen. Flera pilotstudier är dock igång eller ska påbörjas. Huvudsyftet med denna artikel är att belysa svårigheterna med att introducera anammoxreaktionen i vanligt kommunalt avloppsvatten. Anammox gynnas av ett separat COD-reducerande steg, att nitritoxiderare utkonkurreras med hjälp av låg syrehalt, intermittent luftning och konkurrens med anammox om nitriten, och att slamåldern är lång. Reaktorer med biofilm på bärare (MBBR), granulreaktorer och aktivt slam med hydrocycloner för att återföra anammoxgranuler i överskottslammet till processen igen är de system som verkar lovande för anammox i huvudströmmen. På Sjölanda avloppsreningsverk i Malmö finns redan ett separat aktivt slamsteg för COD-reduktion och en MBBR för efterdenitrifikation med metanol. VA SYD startar nu pilotförsök för att studera nitrifikation-anammoxprocessen i huvudströmmen i en MBBR med mål om att uppnå en stabil process för att i framtiden kunna använda den befintliga MBBRen till anammox i huvudströmmen.

Introduktion

Under 1990-talet erhöj svenska kommunala avloppsreningsverk med belastning över 10 000 personekvivalenter (pe) och vars behandlade vatten släpps ut i havs- och kustområdet från norska gränsen till Norrtälje krav på minst 70 % kvävereduktion (Naturvårdsverket, 1994). Verken byggdes ut för biologisk kvävereduktion med hjälp av nitrifikation och efterföljande denitrifikation (Tabell 1) eftersom assimilation av avloppsvattnets ammonium typiskt enbart bidrar med 20–30 % kväueupptag, och kemiska och fysikaliska reduktionsmetoder är betydligt dyrare (Siegrist, 1996). Den biologiska kvävereningen höjde luftningsbehovet kraftigt och krävde längre slamåldrar (nitrifikationen) och i vissa fall krävdes även tillsats av extern kolkälla (denitrifikationen) för att uppnå stabil och tillräcklig kvävereduktion. Östersjön lider dock fortfarande av övergödning, vilket gör att länderna runt Östersjön måste minska sina utsläpp av näringsämnen till innanhavet ytterligare. Sverige har erhållit ett beting för utsläppsminskningar av kväve på 20 800 ton i Helsingforskommissionens Baltic Sea Action Plan (Naturvårdsverket, 2009). Gällande kommunala avloppsvattenrening är den svenska regeringens förslag att kvävereduktionen för avloppsvattenreningssystem över 10 000 pe måste skärpas till 80 % reduktion (Regeringskansliet, 2010), vilket med konventionell biologisk kväverening oundvikligen innebär ökade behov av elenergi och extern kolkälla.

Samtidigt är idag avloppsreningsverken en betydande aktör för produktion av biogas. Metanen som produceras utav avloppsvattnet via primär- och biologiskt slam

räknas som en förnybar energikälla (IPCC, 2006). En kraftig förfällning/filtrering ökar biogasproduktionen, men samtidigt riskerar kolkällabrist för denitrifikation att uppkomma. Det sistnämnda tvingar ett avloppsreningsverk att tillsätta en extern kolkälla. Den billigaste och mest tillgängliga kolkällan är naturgasbaserad metanol, vilken dock ökar verkets klimatpåverkan betydligt (Gustavsson & Tumlin, 2012).

Under andra hälften av 1980-talet upptäcktes bakterier som kan oxidera ammonium direkt till kvävgas med nitrit som elektronacceptor och vätekarbonat som kolkälla (van de Graaf et al., 1990; Mulder et al., 1995; van de Graaf et al. 1996). Dessa bakterier kallas anaeroba ammoniumoxiderare (anammox). Den första anammoxbakterien beskrevs av Strous et al. (1999), men det var inte förrän år 2011 som det klargjordes vilka intermediära ämnen som ingår i anammoxreaktionen (Kartal et al., 2011). Värt att nämna är att anammoxbakterierna inte verkar ge upphov till någon produktion av den mycket kraftiga växthusgasen lustgas (N₂O). Anammoxbakterier har upptäckts i avloppsvatten, jord, sötvatten, grundvatten och i haven – där de utgör en viktig kvävesänka som står för 30–50 % av den globala produktionen av kvävgas (Devol, 2003). Vid avloppsvattenrening gör anammoxbakteriernas autotrofa livsstil (Tabell 2) samt extremt långsamma tillväxthastighet, fördubblingstid på cirka 11 dagar vid 32–33°C (Strous et al., 1998), att slamproduktionen är extremt låg. För kväverening med anammoxbakterier behövs inget organiskt kol, vilket principiellt istället kan utnyttjas till biogasproduktion (Tabell 3). I faktiska siffror har anammoxreaktionen en potential att minska luftbehovet med

Tabell 1. Reaktionsformler för kväveomsättning och metabolism hos aeroba ammoniumoxiderare, nitritoxiderare, denitrifierare och anammoxbakterier.

Nitritation (aerob ammoniumoxidation)	Nitratation (nitritoxidation)
<i>Kväveomsättning</i> $\text{NH}_4^+ + 1,5 \text{ O}_2 \rightarrow 2 \text{ H}^+ + \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O}$	<i>Kväveomsättning</i> $\text{NO}_2^- + 0,5 \text{ O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$
<i>Metabolism</i> $80,7 \text{ NH}_4^+ + 114,55 \text{ O}_2 + 160,4 \text{ HCO}_3^- \rightarrow \text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 79,7 \text{ NO}_2^- + 82,7 \text{ H}_2\text{O} + 155,4 \text{ H}_2\text{CO}_3$ (Henze et al., 2002)	<i>Metabolism</i> $134,5 \text{ NO}_2^- + \text{NH}_4^+ + 62,25 \text{ O}_2 + \text{HCO}_3^- + 4 \text{ H}_2\text{CO}_3 \rightarrow \text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 134,5 \text{ NO}_3^- + 3 \text{ H}_2\text{O}$ (Henze et al., 2002)
Denitrifikation	Anammox
<i>Kväveomsättning</i> $14 \text{ NO}_3^- + \text{C}_{18}\text{H}_{19}\text{O}_9\text{N} + 14 \text{ H}^+ \rightarrow 7 \text{ N}_2 + 17 \text{ CO}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{NH}_4^+ + 14 \text{ H}_2\text{O}$	<i>Kväveomsättning</i> $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2 + 2 \text{ H}_2\text{O}$
<i>Metabolism</i> $3,73 \text{ NO}_3^- + 0,57 \text{ C}_{18}\text{H}_{19}\text{O}_9\text{N} + 3,73 \text{ H}^+ \rightarrow \text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 1,65 \text{ N}_2 + 5,26 \text{ CO}_2 + 3,8 \text{ H}_2\text{O}$ (Henze et al., 2002)	<i>Metabolism</i> $\text{NH}_4^+ + 1,32 \text{ NO}_2^- + 0,066 \text{ HCO}_3^- + 0,13 \text{ H}^+ \rightarrow 1,02 \text{ N}_2 + 0,26 \text{ NO}_3^- + 0,066 \text{ CH}_2\text{O}_{0,5}\text{N}_{0,15} + 2,03 \text{ H}_2\text{O}$ (Strous et al., 1998)

Tabell 2. Nomenklatur för mikroorganismer med olika källor av energi, kol och elektroner.

Fototrofer: Utnyttjar energi från ljus
Kemotrofer: Utnyttjar kemiskt bunden energi
Litotrofer: Erhåller elektroner från oxidation av icke-organiska föreningar
Organotrofer: Erhåller elektroner från oxidation av organiska föreningar
Autotrofer: Använder koldioxid som kolkälla
Heterotrofer: Använder organiska föreningar som kolkälla
Elektronacceptor: Det ämne/den förening som används för respiration
Aerob: Syre tillgängligt som elektronacceptor
Anoxisk: Inget syre, men $\text{NO}_{2,3}^-$ tillgängligt som elektronacceptor
Anaerob: Varken syre eller $\text{NO}_{2,3}^-$ tillgängligt som elektronacceptor

upp till 57 % jämfört med konventionell nitrifikation/denitrifikation och att minska behovet av organisk kolkälla för denitrifikation med till upp till 86 %. Det sistnämnda beror på att enbart 89 % av allt kväve i anammoxreaktionen blir kvävgas. Resterande 11 % blir nitrat, på grund av en del nitrit omvandlas till nitrat för att bilda reduceringsekvivalenter till vätekarbonatupptaget (Strous et al., 1998).

Uptäckten av anammoxbakterien kom för sent för att kunna implementeras vid utbyggnaden för kväverening på 1990-talet och anammox är fortfarande enbart implementerat vid ett trettiotal kommunala avloppsvattenreningsverk världen över. Dessutom är det enbart det varma, ammoniumrika rektvattnet med låg COD/N-kvot från avvattnings av anaerobt rotat slam som behandlas med olika typer av nitrifierings-anammox-lösningar i fullskala. Denna sidoström bidrar normalt

enbart med 15–20 % av den totala kvävebelastningen på avloppsreningsverk.

Syftet med denna artikel är att belysa svårigheterna med att introducera anammoxreaktionen i vanligt kommunalt avloppsvatten. Många olika forskargrupper i världen jobbar med att övervinna dessa svårigheter. Artikeln sammanfattar de lösningarna som har publicerats. Ska de avloppsreningsverk som behöver byggas ut för att klara av 80 % kvävereduktion ta hänsyn till att anammox inom snar framtid är en mogen teknik för huvudströmmen? Hur ska de i så fall göra det? Tankarna bakom kommande pilotförsök för att implementera anammox i huvudströmmen på Sjölanda avloppsreningsverk i Malmö beskrivs också. Detta pilotförsök, som startar hösten 2012, går under arbetsnamnet Manammox (Mainstream anammox) och sker i samarbete mellan kommunalförbundet VA SYD och VA-teknik vid Institutionen för Kemiteknik på Lunds Tekniska Högskola.

COD- och kväverening i ett eller två steg?

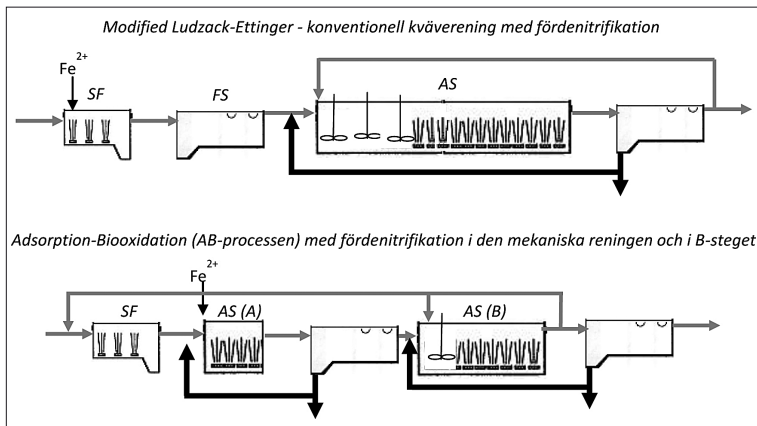
En konventionell aktivtamlanläggning (AS) med ökad kväverening är den så kallade Modified Ludzack-Ettinger (Barnard, 1973) där nedbrytning av organiskt material (COD), nitrifikation och denitrifikation sker i ett och samma slam (Figur 1). De mikroorganismer som utnyttjas för nedbrytningen av COD och denitrifikation är normalt organotrofa heterotrofer, vilka har en fördubblingstid på några timmar. Nitrifierarna är dock litotrofa autotrofer, vilka har en fördubblingstid på flera dygn. Ett enslamsystem innebär alltså att slamåldern behöver hållas högre än vad som är nödvändigt för COD-nedbrytningen och denitrifikationen. En längre slamålder ökar mineraliseringen av slammet i AS vilket leder till att mindre slam produceras, men också att mindre

Tabell 3. Beräkningar gällande massflöden och energianvändning för att visa på skillnader mellan tre olika scenarion för avloppsvattenrening; (A) konventionell rening, (B) konventionell rening, med rektvattenbehandling med anammox, och (C) rening med anammox i huvudströmmen (Siegrist et al., 2008; Kartal et al., 2010).

Luftning- och energibehov	Massflöde (g/(person*d))			Energi (Wh/(person*d))		
	Scenario A	Scenario B	Scenario C	Scenario A	Scenario B	Scenario C
Luftning för COD-reduktion	40	30	15	- 40	- 30	- 15
Luftning för kvävereduktion ^b	22	22	16	- 22	- 22	- 16
Pump/omrörningsenergi				- 20	- 20	- 15 ^a
Metan-COD och elproduktion från biogas	30	40	55	+ 38	+ 51	+ 70
Nettoenergi				- 44	- 21	+ 24

^a Lägre på grund av avsaknad av recirkulationsflöden.

^b Nitrat i utgående vatten för scenario A och B: 2,5 g/(person*d); för scenario C: 1,1 g/(person*d).



Figur 1. Konventionell kväverening i ett enslamsystem och kväverening med ett tvåslamsystem. SF = sandfång, FS = för-sedimentering, AS = aktivt slam, AS (A) = A-steg och AS (B) = B-steg.

biogas kan produceras på grund av att en större andel av avloppsvattnets kol försvinner som koldioxid i AS. En ökad mineralisering i AS ökar också luftbehovet, eller med andra ord elenergianvändningen i AS.

I ett tvåslamsystem, där COD-reduktion och fördenitrifikation först sker i ett slam, och nitrifikationen sker i ett/en efterföljande slam/biofilm, kan den aeroba slamåldern hållas mycket kort (0,5–2 dygn) i det första slammet och slamåldern kan anpassas för nitrifierarna i det andra slammet. Svenska reningsverk med flerstegssystem är exempelvis Sjölunda (Hanner et al., 2003) och Ryaverket (Balmér et al., 1998). I den så kallade Adsorption-Biooxidation-processen (AB-processen, Figur 1) (Böhnke, 1977), som inte inkluderar någon försedimentering, kan större delen av COD-avskiljningen ske i det så kallade A-steget, det högbelastade, första luftade aktivt slamsteget (>2 kg BOD₅/(kg SS*d), cirka 30 min hydraulisk uppehållstid och slamålder på cirka 0,5 dagar), medan kvarvarande COD bryts ner i det efterföljande, lågbelastade B-steget (cirka 0,2 kg BOD₅/(kg SS*d) och en slamålder på flera dagar). Vid införande av kväverening har B-steget utnyttjats för nitrifikation (Mulder et al., 2001). På grund av A-stegets mycket korta slamålder återstår det mesta av den inkommande lösta lättillgängliga COD:n och dessutom kan mängden till och med öka på grund av nedbrytning av mer komplexa molekyler till mer lättillgängliga i A-steget (Böhnke et al., 1998; Haider et al., 2000). B-steget kan alltså med fördel inledas med en icke-luftad zon för denitrifikation. Dock är A-steget effektivt på att ta upp (adsorbära) partikulärt COD, vilket gör att hydrolys av denna fraktion inte kan utnyttjas till denitrifikation. Detta kan innebära att extern kolkälla kan behöva tillsättas. Recirkulation av nitrat/nitritrikt vatten till inkommande vatten kan leda till stor avskiljning av kväve redan innan vattnet når A-steget (Bratby et al., 2011; Cui, 2012), vilket kan bero på autotrof denitrifikation med sulfid som elektrondonator (Kleerebezem & Mendez, 2002).

Så fungerar Anammox

En fungerande process med anammox kräver att man optimerar önskad mikrobiell samverkan och minimerar oönskad konkurrens. Anammoxbakterier är beroende av aeroba ammoniumoxiderande bakterier (AOB) för oxidation av hälften av inkommande ammonium till nitrit. Samtidigt vill man minimera oönskad konkurrens om nitrit av aeroba nitritoxiderande bakterier (NOB) och denitrifikationsbakterier.

Enstegs- eller tvåstegsprocesser

De första processerna för deammonifikation, som är ett samlingsnamn för nitritation-anammoxprocessen, var av tvåstegstyp, med partiell nitritation i en enskild reaktor där en 50/50-blandning av ammonium/nitrit produceras för anammox i en påföljande syrefri reaktor. Den partiella nitritationen och anammoxprocessen kan också äga rum i samma reaktor, det vill säga i en enstegsprocess, där begränsad luftning gör att båda bakteriegrupperna kan samexistera. En fördel med tvåstegsprocessen är att man lättare kan optimera betingelserna för AOB och anammoxbakterier i respektive reaktor, vilket kan medföra högre processhastigheter (Ma et al., 2011). Enstegsprocessen medför å sin sida ofta besparingar i energi genom ett lägre luftningsbehov (Cho et al., 2011) och lägre risk för lustgasemissioner då höga nitrithalter undviks vid en direkt nitritöverföring från AOB till anammoxbakterier (Kampschreuer et al., 2009).

Retention av biomassa är avgörande

Eftersom anammoxbakterierna växer extremt långsamt är det helt avgörande att kunna behålla en hög biomassa med små förluster i processen. Detta kan åstadkommas med biomassan i slamgranuler eller biofilmer. Reaktorer med granuler kan vara av typen SBR (Sequencing Batch

Reactor) eller UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). Biofilmsreaktorer har antingen biofilm på bärare i en MBBR (Moving Bed Biofilm Reactors) eller på roterande kontaktfilter (Rotating Biofilm Contactor, RBC). Granuler har en högre specifik yta än biofilmssystem vilket möjliggör en högre volymmässig omsättningshastighet (van der Star et al., 2007). Biofilmsbaserade system antas å andra sidan vara mer robusta eftersom retentio- nen av biomassa är oberoende av driftförhållandena (McQuarrie & Bolz, 2011).

Syrehalten är också viktig

Anammoxbakterierna är beroende av en syrefri miljö (Strous et al., 1997), vilken i en estegsprocess bör vara skapad av närbelägna AOB i granulen eller biofilmen. Hämmas AOB riskerar syret att hämma anammox och då kan NOB få chansen till att konkurrera med anammoxbakterierna om nitriten. Därför är det viktigt att tänka på att det är den tillförda luften ($3,4 \text{ g O}_2/\text{g NH}_4^+\text{-N}$ behövs) och inte syrehalten som har betydelse. En sänkning av syrehalten sänker hastigheten på ammoniumoxidationen, och därmed också anammoxreaktionen. Dessutom riskerar AOB börja producera den kraftiga växthusgasen lustgas (Kampschreuer et al., 2009). Liksom anammoxbakterier är NOB beroende av nitrit från AOB. Dock konkurrerar AOB med NOB om syre. Låg syrehalt missgynnar NOB, vilket har förklarats med skillnad i affinitet med avseende på syre hos AOB och NOB (Hanaki et al., 1990; Ma et al., 2009). Det sistnämnda har dock ifrågasatts, då olika NOB-arter har olika affinitet (Manser et al., 2005), och kanske missgynnas NOB av en ackumulering av ammoniakoxidationens mellanprodukt hydroxylamin vid låga syrehalter (Noophan et al., 2004). Intermittent luftning har också visat sig missgynna NOB (Turk & Mavinic, 1989; Wett et al., 2012), vilket kan bero på en lagfas för den enzymatiska aktiviteten och/eller uppkomst av inhiberande mellanprodukter, till exempel hydroxylamin eller kväve- monoxid, när luften slås av och på (Wett et al., 2012).

För mycket substrat kan hämma processen

Även om anammoxbakterierna är beroende av nitrit som elektronacceptor kan de hämmas reversibelt av för höga nitrithalter (Strous et al., 1999). De rapporterade inhiberande koncentrationerna varierar dock och en ökande tolerans mot höga nitrithalter har rapporterats (Lotti et al., 2012). Vissa studier tyder på att det är salpetersyr- lighet (HNO_2 ; som står i jämvikt med nitrit), snarare än nitrit, som är den hämmande substansen (Jin et al., 2012).

Ammonium kan också hämma processen i form av ammoniak som fritt diffunderar genom bakteriernas cellmembran och därmed påverkar cellernas inre pH

och membranpotential. AOB tolererar generellt högre ammoniakkoncentrationer än vad NOB gör (Anthonisen et al., 1976). Liksom AOB och NOB är anammoxbakterierna känsliga för ammoniak, även om de inhiberande koncentrationerna verkar variera avsevärt ($2\text{--}150 \text{ mg NH}_3\text{-N/l}$) (Jaroszynski et al., 2012, Aktan et al., 2012). Känsligheten för ammoniak innebär också att pH-kontroll är viktigt, om pH går att kontrollera. Ammoniakhalten ökar när pH ökar och vice versa.

Temperatur

De anammoxbakterier som har undersökts från avloppsvatten har en optimal temperatur på över 30°C . I allmänhet sjunker aktiviteten med cirka 7 % per sänkt grad (Siegrist et al., 2008). Även om processhastigheten sjunker vid sänkta temperaturer, har stabila anammoxprocesser vid $15\text{--}20^\circ\text{C}$ dokumenterats (Hendrickx et al., 2012; Isaka et al., 2008; Vázquez-Padín et al., 2011). Temperaturen är också avgörande för den aeroba oxidationen av ammonium. Vid temperaturer över 20°C växer AOB snabbare än NOB (Hunik et al., 1994) och därmed kan NOB tvättas ut genom att välja en tillräckligt kort slamålder. Eftersom anammoxbakterierna kräver ännu längre slamålder, krävs därför en tvästegsprocess för att tvätta ut NOB, där nitritationen sker i exempelvis en kemostat och anammoxreaktionen sker i ett efterföljande system med hög slamretention (van Dongen et al., 2001). Normalt är de nordiska avloppsvattentemperaturerna lägre än 20°C och vid dessa temperaturer växer NOB snabbare än AOB (Hunik et al., 1994), varför en tvästegslösning inte är lämplig för anammox i huvudströmmen i kallare avloppsvatten.

Organiskt material kan vara ett problem

Anammoxbakteriernas autotrofa livsstil och extremt långsamma tillväxt kräver ett COD-fattigt avloppsvatten (låg COD/N-kvot) och god slamretention. Närvaro av tillgänglig COD gör att de snabbväxande heterotroferna växer till, både i aeroba och anoxiska förhållanden, vilket kortar slamåldern både i aktivt slam-, granulära och biofilmssystem. Även AOB får problem att konkurrera om syre med aeroba heterotrofa bakterier vid C/N-kvoter över 2 g/g (Ballinger et al., 2002). Granulreaktorer och biofilmssystem tenderar dock, fördelaktigt, att släppa igenom mycket av inkommande suspenderat material (Abma et al., 2010), vilket minskar hydrolysen.

Det har också uppdagats att åtminstone vissa anammoxarter har förmågan att oxidera lättflyktiga fettsyror med nitrat, som elektronacceptor, som via nitrit reduceras till ammonium och omsätts vidare till kvävgas via den vanliga anammoxreaktionen (Güven et al., 2005;

Kartal et al., 2007). Fettsyornas kol avges som koldioxid och ökar alltså inte slamproduktionen (Kartal et al., 2007) och andelen kväve som kan reduceras med anammoxreaktionen kan höjas (Winkler et al., 2012a, b). Vid COD/N-kvoter över 1 g/g kan inte anammoxbakterierna konkurrera med denitrifierare om fettsyorna längre (Güven et al., 2005). Det är dock osäkert hur anammoxbakterierna klarar sig i vanligt avloppsvatten med en mängd olika fettsyror samt hur de klarar av skiftande COD/N-kvoter (Winkler et al., 2012a). Samexistens mellan denitrifikationsbakterier och anammoxbakterier i reaktorer vid C/N-kvoter på upp till 2,2 g/g indikerar också att anammoxprocesser kan ha en viss tolerans för organiskt material (Desloover et al., 2011).

Rejektvattenbehandling är väletablerad

Vid rejecktavattenbehandling har nitrifikation-anammox implementerats framgångsrikt i enstegsprocesser med MBBR (Rosenwinkel et al., 2005; Plaza et al., 2011; Lemaire et al., 2011), SBR med aktivt slam och granuler (Wett, 2007; Joss et al., 2009) och uppströmsreaktor med granuler (Abma et al., 2010), och i en tvåstegsprocess med anammoxgranuler (van der Star et al., 2007). Rejecktavttnets låga COD/N-kvot (<0,5 g/g) gynnar autotrofa bakterier och dess höga temperatur (30–35°C) är bra för anammoxbakteriernas långsamma tillväxt och gynnar AOB framför NOB i en tvåstegsprocess. Dessutom är reningskravet på en rejecktavattenbehandling inte lika hård som för huvudströmmen för ett avloppsreningsverk. En 90 %-ig ammoniumoxidation kan fortfarande innebära att behandlat rejecktavatten innehåller över 100 mg NH₄⁺-N/l, vilket kan innebära att NOB missgynnas av höga ammoniakkoncentrationer. Gustavsson (2010) beskriver och diskuterar olika processkonfigurationer för nitrifikation-anammox vid rejecktavattenbehandling mer ingående.

Implementering av Anammox – Vad är problemet?

Vid införande av anammox i huvudströmmen är ett tvåslamsystem att föredra. Heterotrofer och autotrofer ska särskiljas på grund av anammoxbakteriernas extremt låga tillväxthastighet vid normala avloppstemperaturer i Norden (5–20°C), kanske krävs upp emot 40–50 dagars slamålder. För att undvika att COD släpps vidare till det autotrofa steget kan första slammets slamålder väljas vara så lång att löst lättillgänglig COD oxideras. För att undvika onödig hydrolys av inkommande COD kan försedimentering eller förfiltrering med kompletterande fällningskemikalie och polymer minska belastningen på det COD-nedbrytande slamm. Dock kan man med fördel utnyttja biologisk fosforavskiljning och på så vis minska behovet av fällningskemikalier genom att välja en slamålder på minst 2,5 dygn vid 10°C, varav minst 0,5 dygn anaerob, för det COD-nedbrytande slamm (Aspegren et al., 1995).

Det finns idag ingen dokumenterad nitrifikation-anammoxprocess i fullskala i huvudströmmen vid kommunala avloppsreningsverk. Det kommunala avloppsvattnet har en betydligt högre COD/N-kvot (cirka 10), lägre temperaturer (5–20°C) och lägre kvävekoncentrationer (30–50 mg/l) (Henze et al., 2002) än rejecktavatten. Det finns heller inga beskrivna studier av nitrifikation-anammox i kommunalt avloppsvatten med en temperatur under 20°C och kvävekoncentrationer under 100 mg/l (Tabell 4). Antingen har en låg temperatur eller en låg kvävekoncentration studerats. Mestadels har studier på kortvariga temperatursänkningar gjorts och dessutom har de flesta studier startat upp med tillräcklig biomassa initialt och tillväxten av anammoxbakterierna har inte påvisats. Hendrickx et al. (2012) startade dock upp med en liten ymp och påvisade tillväxt av anammoxbakterier vid 20°C och låg kvävekon-

Tabell 4. Studier med syntetiska avloppsvatten med en temperatur lägre än 20°C eller en kvävekoncentration lägre än 100 mg/l. Det finns inga studier med kommunalt avloppsvatten.

Referens	Reaktor	Temperatur (°C)	Koncentration (mg N/l)	Belastning (kg N/(m ³ *d))	Reduktion (kg N/(m ³ *d))	Hydraulisk uppehållstid (h)
De Clippeleir et al. (2011)	RBC ¹	25	31	0,84	0,38	1,0
De Clippeleir et al. (2011)	RBC ¹	25	66	0,86	0,44	1,9
Dosta et al. (2008)	SBR ²	18	300	0,3	0,29	24
Hendrickx et al. (2012)	Gaslift ²	20	69	0,31	0,26	5,3
Isaka et al. (2008) ⁴	Fastbädd ²	6,3	340	0,72	0,36	13–24
Vázquez-Pádn et al. (2011)	SBR ¹	15	175	0,7	0,2	6
Ma et al. (2011)	AS-UASB ³	27–30	46	0,47	0,40	4,6
Pathak et al. (2007)	Biobädd ²	20	6	0,2	0,016	4–6

¹Enstegs nitrifikation-anammox, ²Enbart anammox, ³ Tvåstegs nitrifikation-anammox, ⁴ Isaka et al. (2008) experimenterade med riktigt avloppsvatten.

centration i en reaktor med enbart anammox. För att erhålla en lång slamålder och samtidigt kunna erhålla höga volymetriska reaktionshastigheter och kompakta reaktorer är det biofilm- och granulprocesser, istället för vanligt flockbaserat aktivt slam, som föredras eftersom de är bra på att hålla slamretentionen hög vid korta hydrauliska uppehållstider. Detta avspeglas i Tabell 4, där de processer som studeras främst är av typen SBR-, UASB-reaktor med granuler eller roterande kontaktfilter (RBC).

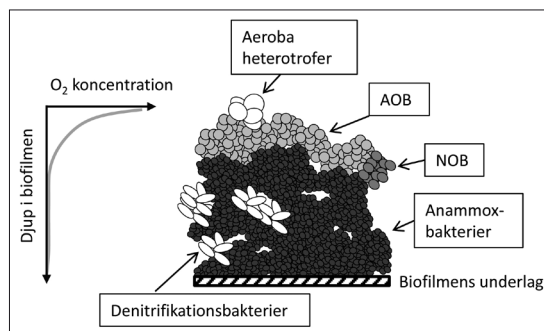
För att undvika konkurrens av heterotrofer, och få svårigheter med att erhålla en tillräckligt lång slamålder vid de rådande COD/N-kvoterna i kommunalt avloppsvatten, behövs ett inledande reningssteg för att ta bort COD. För att förhindra att eventuell COD ändå tränger igenom till anammoxbakterierna, skulle deammonifikation i en tvåstegsprocess kunna vara ett alternativ, där kvarvarande COD oxideras i en nitreringsreaktor och hälften av ammoniumet oxideras till nitrit. Nästkommande steg skulle vara en reaktor med väldigt hög slamålder där anammoxbakterierna kan omvandla kvarvarande ammonium och nitrit till kvävgas (89 %) och nitrat (11 %). Graden av ammoniumoxidation i nitreringsreaktorn skulle kunna styras med avseende på lufttillförsel, och syrehalterna skulle behöva vara mycket låga för att förhindra NOB-tillväxt. Låga syrehalter innebär låga ammoniumoxidationshastigheter och risk för lustgasbildning. Sistnämnda kommer också att påverkas av de höga nitrithalterna. Intermitterent luftning missgynnar också NOB, vilket dock också ökar lustgasproduktionen (Joss *et al.*, 2009; Gustavsson & la Cour Jansen, 2011). Ma *et al.* (2011) har undersökt deammonifikation med riktigt avloppsvatten i en tvåstegsprocess, där vattnet redan var behandlat för COD reduktion (COD/N = 1). Försöken gjordes vid temperaturer uppemot 30°C. För att kontrollera NOB i nitreringsreaktorn användes en väldigt låg syrehalt (0,2 mg/L), vilket fick till följd att anammoxbakterier och/eller denitrifikationsbakterier med tiden etablerades sig redan i nitreringsreaktorn.

I en enstegsprocess konkurrerar anammoxbakterierna med NOB om nitrit. En enstegsprocess består av en biofilm- eller granulprocess, där koncentrationsgradienter av de olika substraten ger upphov till en stratifiering av de olika bakteriegrupperna (Tsushima *et al.*, 2007; Vázquez-Padín *et al.*, 2010). AOB växer i den yttre delen av biofilmen/granulen där syret penetrerar in, medan anammoxbakterierna växer skyddade innanför dit syret inte når på grund av upptag av AOB inklusive eventuella NOB och heterotrofer (Figur 2). Skillnaden i behovslamålder för AOB och anammox är självreglerande i en biofilm- eller granulprocess då det yttre lagret ständigt utsätts för skjutkrafter och erosion som kortar

slamåldern för framför AOB (Wett *et al.*, 2010a). När anammoxbakterier konkurrerar med NOB om nitrit i enstegsprocessen kan högre syrehalter användas vilket ökar ammoniumoxidationshastigheten. Detta är dock en svår balansgång. En studie med biofilmer för deammonifikation i en enstegsprocess vid låga kvävehalter relevanta för huvudströmmen har visat på ett fungerande samarbete mellan AOB och anammoxbakterier, men med förluster i kväveavskiljningen på grund av just konkurrerande NOB. Detta berodde på svårigheter med syrerregleringen i RBC-reaktorn (De Clippeleir *et al.*, 2011).

Eftersom kväverening med nitrering-anammox enbart kan reducera 89 % av kvävet finns ingen större marginal för att bibehålla en ammoniumrest i utgående avloppsvattnet för att eventuellt utnyttja detta för att missgynna NOB, och samtidigt upprätthålla föreslagna 80 % kvävereduktion (Regeringskansliet, 2010). Alternativen är att lyckas minska nitrathalten med hjälp av nitratreduktion, antingen med hjälp av organotrofa anammoxbakterier och/eller heterotrofa denitrifikare, eller att införa efternitrifikation/denitrifikation i ett ytterligare reningssteg. Det kan eventuellt vara möjligt att omsätta organiskt material med anammoxbakterier också vid måttliga temperaturer (18°C), vilket visas av Winkler *et al.* (2012a) som satte till acetat i ett syntetiskt vatten till ett lågt COD/N (0,5 g/g) i en enstegsprocess med granuler.

Sammanfattningsvis vet vi väldigt lite om hur en nitrering-anammoxprocess skulle fungera i vanligt kommunalt avloppsvatten. Dock är ett flertal studier på gång. Enligt Gustavsson (2010), är DEMON[®] (Wett, 2007) den rejektvattenbehandlingsmetod med nitrering-anammoxprocessen som det finns flest fullskaleanläggningar av, och det är också den metod som nu försiktigt lanseras som den första huvudströmslösningen (Wett *et al.*, 2010b) med produktnamnet EssDe[®] av det



Figur 2. Schematisk bild på en biofilm för anammox i en enstegsprocess. AOB = aeroba ammoniumoxiderande bakterier. NOB = nitritoxiderande bakterier.

schweiziska företaget Cyklar-Stulz (Cyklar-Stulz, 2011). DEMON är en SBR (enstegsprocess) vars luftning regleras intermittent utav ett smalt pH-intervall och en låg syrehalt (Wett et al., 2007). I SBRen växer flockbaserat aktivt slam, men anammoxbakterierna växer tillsammans i granuler i slammet (Innerebner et al., 2007). En hydrocyklon separerar anammoxgranulerna i överskottslammet från resterande slam och recirkulerar granulerna tillbaka till SBRen (Wett et al., 2010a). I huvudströmlösningen EssDe används hydrocyklonen även på huvudströmmens överskottslamuttag och en kontinuerlig ympning av granuler sker från en DEMON (Wett et al., 2010b; Wett, 2011). Exempelvis används B-stegets slam i ett verk med A-B-processen.

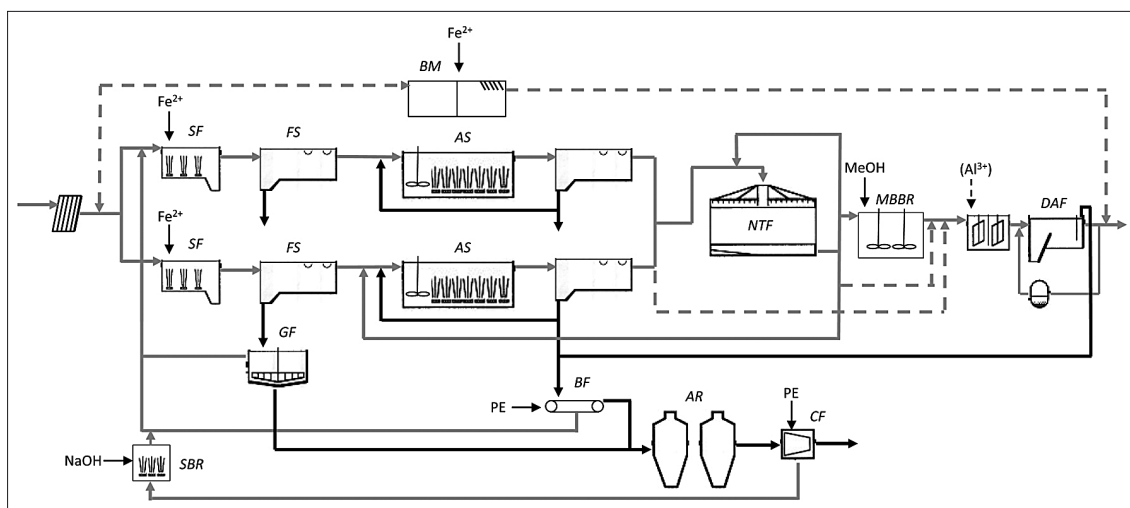
I Rotterdam påbörjades ett två-årigt pilotprojekt hösten år 2010 för studie av nitritation-anammoxprocessen i huvudströmmen efter A-steget vid Dokhaven WWTP, i två parallella piloter, en SBR och en uppströmsreaktor (båda med granuler) (Hülens & Reitsma, 2011). Resultat från dessa försök förväntas att delges under hösten 2012 (Hülens, 2011).

I Sverige driver Kungliga Tekniska Högskolan försök i MBBR-pilotreaktorer (med Kaldnes K1-bärare) i samarbete med Chalmers Tekniska Högskola sedan 2011 för att undersöka deammonifikation i förhållanden relevanta för huvudströmmen av avloppsvatten. Försöken görs på Hammarby Sjöstadverk i Stockholm, där pilotanläggningen förses med rejektivatten i olika utspädning. Dessa studier är inriktade på långtidseffekter av minskande temperaturer och minskande kvävebelastningar, var för sig och kombinerat, för deammonifikation i en enstegsprocess.

Sjölunda avloppsreningsverk

Sjölunda avloppsreningsverks första bassänger byggdes år 1963 för att klara 50% reduktion av BOD₇. På 70-talet skärptes BOD₇-kraven och fosforkrav krävde fällningskemikalier. År 1974 påbörjades förfällning med järnsulfat. År 1979 utökades reningskapaciteten ytterligare med installation av biobäddar, parallellt med redan existerande aktivt slambassänger, och slutpolering med en flotationsanläggning med möjlighet till aluminiumsulfatdosering (Särner, 1978). På 90-talet kom kväverensningskravet, 10 mg N/l som årsmedelvärde i utgående vatten. Begränsad tillgänglig yta och krav på en kostnadseffektiv utbyggnad ledde till omfattande pilotstudier för att utnyttja redan existerande biobäddar för nitrifikation (Andersson et al., 1994) och efterdenitrifikation i MBBR (Aspegren et al., 1998). Pilotförsöken föll väl ut och under åren 1998–1999 kompletterades verket med sistnämnda MBBR, volymen för den högbelastade aktivt slamanläggningen för BOD₇-reduktion (1,5–3,0 dygns aerob slamålder) fördubblades och en SBR för nitrifikation av rejektivatten från avvattningen av det rötade slammet (Hanner et al., 2003; Aspegren et al., 2010). Strängare krav på fosfor på 00-talet, 0,3 mg P/l, tvingade fram en byggnation av ett bräddvattenmagasin med möjlighet till direktfällning som stod klart år 2008. Dagens konfiguration visas i Figur 3.

Under åren 2006–2009 pågick fullskalestudier av rejektivattenbehandlingen (SBRen) för att erhålla stabil nitritation med lutdosering (Gustavsson et al., 2008) respektive nitritation-denitrifikation med etanoldosering (Gustavsson et al., 2011). Dessutom studerades lustgas-



Figur 3. Dagens processkonfiguration på Sjölunda avloppsreningsverk. SF = sandfång, FS = försedimentering, AS = aktivt slamanläggning, NTF = nitrifierande biobädd, MBBR = Moving Bed Biofilm Reactor, DAF = flotation, GF = gravitationsförtjockare, BF = bandgravitationsförtjockare, AR = anaerob rötning, CF = centrifuger, SBR = satsvis reaktor och BM = bräddvattenmagasin.

produktion vid drift av nitrifikation (Gustavsson & la Cour Jansen, 2011). År 2010 tilläts AnoxKaldnes att etablera fyra parallella fullskale-MBBRer för behandling av cirka 25 % av Sjölundas rejektvatten med nitrifikation-anammox med produktnamnet ANITA™ Mox. Bärarna i reaktorer används för att påskynda uppstarten av nya MBBRer (Lemaire et al., 2011).

Regeringskansliets (2010) förslag på 80 % kvävereduktion, gissningsvis från och med år 2018, innebär inte, om nuvarande befolkningsökning i Malmö på cirka 5000 personer/år fortgår, att Sjölanda behöver byggas om i någon större omfattning förrän ett par år in på 2020-talet. Det ska dock påpekas att Sjölundas genomsnittliga BOD₇-årsbelastning har varit stabil sedan år 1990 med ett medelvärde på 302 000 pe (standardavvikelse = ± 37 000 pe) med exempelvis en belastning på 272 000 pe år 2011. Kvävebelastningen har inte ökat alls sedan utbyggnaden för kväverening (medelvärde = 4000 kg N/dygn; standardavvikelse = ± 160 kg N/dygn åren 2000–2011). Dock har internbelastningen ökat ett par hundra kg N/dygn på grund av utökning av rötkammarvolymen år 2002, men inga planer på samrötning med andra kväverika substrat planeras. Det finns alltså tid för att fokusera på hur en eventuell implementering av anammox i huvudströmmen ska gå till med huvudsyfte att minimera metanoldosering och elenergianvändning. År 2011 togs beslutet att göra en satsning på en pilotanläggning för att i samarbete med Lunds Tekniska Högskola försöka få tillstånd en stabil och signifikant anammoxreaktion i en MBBR för behandling av det BOD₇-fattiga vattnet ut från den högbelastade aktivslamanläggningen på Sjölanda.

Manammoxpilot på Sjölanda

Valet av MBBR-tekniken för pilotstudierna grundar sig på att Sjölanda redan har en kompakt MBBR för efterdenitrifikation, som består av sex parallella linjer med vardera två zoner på totalt 6300 m³ med en fyllnadsgrad på 50 % av bärartypen Kaldnes K1 (500 m²/m³), som förhoppningsvis kan ställas om till en nitrifikation-anammoxprocess. Den högbelastade aktivslamsteget reducerar COD:n och producerar ett vatten med en BOD₇/N-kvot kring 0,5 (Tabell 4). VA SYD har dessutom tidigare erfarenhet av pilotstudier av MBBR (Aspegren et al., 1998) och MBBR-teknik är som beskriven beprövad på Sjölanda, samtidigt som erfarenheten av granuler är mycket liten. I dagsläget finns enbart ett enda avloppsreningsverk med granuler i huvudströmmen för behandling av kommunalt avloppsvatten för COD-reduktion och nitrifikation/denitrifikation vid temperaturer under 20°C, vilket dessutom startades upp under år 2012 (van Loosdrecht, 2012).

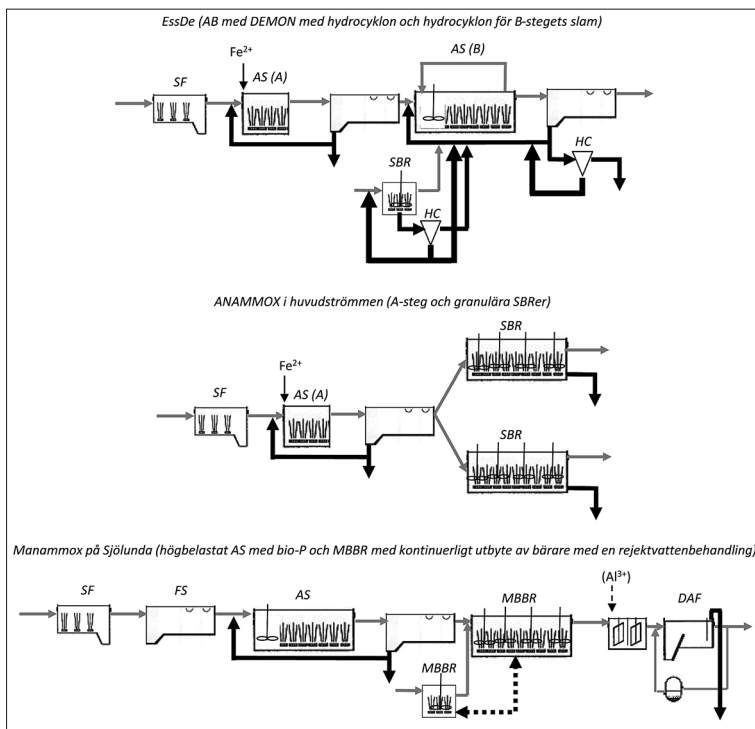
Delar av pilotanläggningen från 90-talet kommer att

Tabell 5. *Genomsnittliga koncentrationer i utgående vatten för år 2010 från den aktivslamanläggning på Sjölanda som enbart erhåller behandlat rejektvatten för fördenitrifikation. COD analyseras normalt inte i detta vatten.*

Parameter	Koncentration (mg/l)
BOD ₇	11
BOD ₇ filt	4,4
SS	16
NH ₄ ⁺ -N	23

användas för de nya försöken. Skillnaden är att en skalnlig rejektvattenbehandlingspilot kommer att inkluderas i pilotförsöken, dels för att erhålla drifterfarenhet av nitrifikation-anammox i en rejektvattenbehandling och dels för att erhålla en kontinuerlig ymp till huvudströmpiloten. Huvudströmpiloten består av två reaktorer på vardera 2,6 m³ i serie med 40 % fyllnadsgrad av bärare av typen Kaldnes K1 heavy. Både huvudströmpiloten och rejektvattenpiloten kommer att erhålla bärare med fullt utvecklad biofilm från rejektvattenbehandlingen på Himmerfjärdsverket i Grödinge (Plaza et al., 2011), det vill säga pilotprojektet inkluderar inte en uppstartsfas för att erhålla en anammoxkultur helt utan eller delvis utan ymp. Hösten 2012 startas rejektvattenpiloten upp, medan huvudströmpiloten startas först upp under våren 2013. Rejektvattenpiloten kommer att drivas med kontinuerlig luftning (och omrörning) med låga nitrihalter för att minimera lustgasutsläpp samt låga syrehalter för att erhålla energisnål syresättning. Även huvudströmpiloten förväntas drivas med kontinuerlig luftning med låga syrehalter. Bärarna ska regelbundet recirkuleras mellan huvudströms- och rejektvattenpiloten, vilket innebär att biofilmen regelbundet utsätts för förhållanden som bör gynna anammoxbakterierna och AOB framför NOB (hög temperatur och hög ammoniakhalt). I huvudströmpiloten förväntas en avklingning anammoxaktiviteten då biofilmen direkt utsätts för en sänkning av temperaturen från rådande rejektvattentemperatur vid Himmerfjärdsverket till temperaturen på Sjölundas avloppsvatten. Ammoniumbelastningen kommer att hållas hög genom kort hydrauliska uppehållstid och/eller en omfattande tillsats av rejektvatten. De nuvarande målen för pilotstudierna är

- att erhålla en genomsnittlig kvävereduktion på minst 70 % vid en belastning på 0,2 kg NH₄⁺-N/(m³*d) (1 g NH₄⁺-N/(m²*d)) vid 17°C under en tidsperiod på fem månader i huvudströmmen,
- att ta fram en driftstrategi för att bibehålla ovanstående reduktion, och
- att ett underlag för dimensionering av en fullskaleanläggning som kan motta hela Sjölundas flöde kan tas fram.



Figur 4. Tre olika processlösningar för implementering av anammox i huvudströmmen på kommunala avloppsreningsverk. SF = sandfång, FS = försedimentering, AS = aktivslamanläggning, AS (A) = A-steg, AS (B) = B-steg, MBBR = Moving Bed Biofilm Reactor, DAF = flotation, SBR = satsvis reaktor och HC = hydrocyklon.

Den föreslagna nya kvävereringsprocesskonfigurationen på Sjölanda, som kallas Manammox, visas i Figur 4 tillsammans med de två andra huvudströmslösningarna som är lanserade i dagsläget. Om Manammox skulle kunna introduceras på Sjölanda och om behovet av metanol och lut helt skulle försvinna, skulle driftkostnaderna kunna minska med upp emot sju miljoner kronor per år. Rent teoretiskt skulle elenergikostnaderna kunna minska med cirka två miljoner kronor om året.

I pilotprojektet ingår också ett samarbete med Chalmers Tekniska Högskola för studier av den mikrobiella sammansättningen i biofilmerna. De kväveomsättande bakterierna i biofilmen på pilotanläggningens bärrammaterial undersöks med molekylärbiologiska metoder som qPCR och FISH-CLSM (Terada et al., 2011), för att svara på frågor om hur många och vilka mikroorganismer som finns i biofilmen och hur de förändras över tiden, samt på frågor om biofilmens struktur och de olika kväveomsättande mikroorganismernas lokalisering i biofilmen. En mikrobiell analys av förändringar av sammansättningen av bakteriesamhället som sätts i samband med driftdata förväntas leda till ökade kunskaper om samverkan och konkurrens bakteriearter emellan. Dessutom kan pågående skiften i artsammansättningen eller detektion av nya arter påträffas innan detta märks i drift- och reningsresultaten.

Totalt fem släkten med anammoxbakterier har än så

länge hittats på Jorden (Terada et al., 2011). Vid rejektvattenbehandling på avloppsreningsverk är det ofta två släkten, Brocadia och Kuenenia, som har påträffats. Skiften mellan olika typer av dominerande anammoxbakterier i sådana varma vatten med höga kvävehalter har också beskrivits och förklarats med olikheter i till exempel substrataffinitet eller tolerans för höga nitrithalter (van der Star et al. 2008; Terada et al. 2011). I naturliga system är dock ofta temperaturen betydligt lägre, och införandet av anammoxreaktionen vid normala avloppsvattentemperaturer i Norden (8–20°C) och lägre kvävekoncentrationer kan ha stor betydelse för vilka typer av anammoxbakterier som är närvarande. Dessutom kan kanske nya anammoxbakterier, som inte är kända för vetenskapen, ta vid.

Slutsatser

Svenska avloppsreningsverk har behov av utökad kapacitet för kväverening och av att minska sin klimatpåverkan. Introduktion av anammox i verkens huvudström har potentialen att lösa båda utmaningarna. I kommunalt avloppsvatten gynnas anammox av ett separat COD-reducerande steg, att nitritoxiderarna utkonkurreras med hjälp av låg syrehalt, intermittent luftning och konkurrens med anammox om nitriten och att slamåldern är lång.

Anammox vid rejektivattenbehandling är en ny, men etablerad proces i olika konfigurationer baserade på aktivt slam, MBBR och granuler. I huvudströmmen är en enstegsprocess, det vill säga ett reningssteg där både nitrifikationen och anammoxreaktionen sker, att föredra. MBBR och granulreaktorer verkar vara de bäst lämpade teknikerna, dock är kanske även utnyttjande av hydrocykloner för att bibehålla anammoxgranuler i aktivt slam i huvudströmmen, med kontinuerlig inympning från en rejektivattenbehandling, en bra lösning och är den metod som studeras i fullskala redan idag. Erfarenhetererna är dock begränsade och författarna av denna artikel kan inte se att någon kan erhålla en anläggning med anammox i huvudströmmen idag. Dock kan verket förbereda sig med att bygga ett separat steg för COD-reduktion och rejektivattenbehandling med anammox, då det inom några år förväntas komma driftresultat från flera pilotstudier med MBBR-, granul- och hydrocyklonlösningar.

Sjölunda avloppsreningsverk i Malmö har ett separat aktivt slamsteg för COD-reduktion och kvävereduktionen baseras på en kostsam efterdenitrifikation, med metanoldosering, i en MBBR. VA SYD startar nu pilotförsök för att studera nitrifikation-anammoxprocessen i huvudströmmen i en MBBR med mål om att uppnå en stabil process för att i framtiden kunna använda den befintliga MBBR:n till anammox i huvudströmmen, Manammox, och samtidigt minimera metanolåtgången.

Tack till

Författarna vill tacka Elzbieta Plaza, Jingjing Yang och Razia Sultana på KTH, Britt-Marie Wilén på Chalmers, och Sara Stridh och Elin Åfeldt på Syvab för diskussioner om Manammoxpiloten på Sjölunda. Dessutom vill författarna tacka Svenskt Vatten för finansiering av samarbetet mellan VA SYD/Lunds Tekniska Högskola och Chalmers inom högskoleklostret VA-teknik Södra.

Referenser

Abma, W.R., Driessen, W., Haarhuis, R., van Loosdrecht, M.C.M. (2010) Upgrading of sewage treatment plant by sustainable and cost-effective separate treatment of industrial wastewater. *Water Science and Technology*, 61(7), 1715–1722.

Aktan, K.A., Yapsakli, K., Mertoglu, B. (2012) Inhibitory effects of free ammonia on Anammox bacteria. *Biodegradation*, 23(5), 751–762.

Andersson, B., Aspegren, H., Parker, D.S., Lutz, M.P. (1994) High rate nitrifying trickling filters. *Water Science and Technology*, 29(10–11), 47–52.

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

Aspegren, H. (1995) Evaluation of a high-loaded activated sludge process for biological phosphorus removal. Rapport 1004. Doktorsavhandling, Avdelningen för VA-teknik, Lund Universitet.

Aspegren, H., Nyberg, U., Andersson, B., Gotthardsson, S., la Cour Jansen, J. (1998) Post denitrification in a moving bed biofilm reactor process. *Water Science and Technology*, 38(1), 31–38.

Aspegren, H., Andersson, B., Cimbritz, M., la Cour Jansen, J. (2010) Leading edge practice and research for the application of biofilm reactors. *Proceedings of WEF-IWA Biofilm Reactor Technology Conference*, Portland, USA, 15–18 augusti 2010, s. 31–47.

Balmér, P., Ekfjorden, L., Lumley, D., Mattsson, A. (1998) Upgrading for nitrogen removal under severe site restrictions. *Water Science and Technology*, 37(9), 185–192.

Ballinger, S.J., Head, I.M., Curtis, T.P., Godley, A.R. (2002) The effect of C/N ratio on ammonia oxidising bacteria community structure in a laboratory nitrification-denitrification reactor. *Water Science and Technology*, 46(1–2), 543–550.

Bratby, J. R., Farmer, G., Petrik, K., Parker, D. (2011) Recycling nitrates to headworks for multiple benefits in a fixed film plant. *Proceedings of WEF/IWA Conference on Nutrient Recovery and Management*, Miami, USA, 9–12 januari 2011. CD-ROM.

Böhnke, B. (1977) Das Adsorptions-Belebungsverfahren. *Korrespondenz Abwasser*, 24(2), 121–127.

Böhnke, B., Schulze-Rettmer, R., Zuckut, S.W. (1998) Cost-effective reduction of high-strength wastewater by adsorption-based activated sludge technology. *Water Engineering and Management*, 145(12), 31–34.

Cho, S., Fujii, N., Lee, T., Okabe, S. (2011) Development of a simultaneous partial nitrification and anaerobic ammonia oxidation process in a single reactor. *Bioresource Technology*, 102(2), 652–659.

Cui, F. (2012) Cold CANON: anammox at low temperatures. Examensarbete vid Department of Water Management, Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Delft University of Technology, Delft, Nederländerna.

Cyklar-Stulz, (2011) EssDe® – overview. http://www.cyklar.ch/en/essde/overview_48.html (Hämtad 2012-09-15)

De Clippeleir, H., Yan, H., Verstraete, W., Vlaeminck, S.E. (2011) OLAND is feasible to treat sewage-like nitrogen concentrations at low hydraulic residence times. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 90(4), 1537–1545.

Desloover, J., De Clippeleir, H., Boeckx, P., Du Laing, G., Colsen, J., Verstraete, W. Vlaeminck, S.E. (2011) Floc-based sequential partial nitrification and anammox at full scale with contrasting N₂O emissions. *Water Research*, 45(9), 2811–2821.

Devol, A.H. (2003) Solution to a marine mystery. *Nature*, 422(6932), 575–576.

Dosta, J., Fernández, I., Vázquez-Pádín, J.R., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L., Mata-Álvarez, J., Méndez, R. (2008) Short- and long-term effects of temperature on the anammox process. *Journal of Hazardous Materials*, 154 (1–3), 688–693.

Gustavsson, D.J.I. (2010) Biological sludge liquor treatment at municipal wastewater treatment plants – a review. *Vatten*, 66(3), 179–192.

- Gustavsson, & la Cour Jansen, J. (2011) Dynamics of nitrogen oxides emission from a full-scale sludge liquor treatment plant with nitrification. *Water Science and Technology*, 63(12), 2838–2845.
- Gustavsson, D.J.I. & Tumlin, S. (2012) Carbon footprints of Scandinavian wastewater treatment plants. Submitted to *Water Science and Technology*.
- Gustavsson, D.J.I., Nyberg, U., la Cour Jansen, J. (2008) Operation for nitrification of sludge liquor in a full-scale SBR. *Water Science and Technology*, 58(2), 439–444.
- Gustavsson, D.J.I., Nyberg, U., la Cour Jansen, J. (2011) Full-scale sludge liquor treatment for ammonium reduction with low carbon dosage. *Environmental Technology*, 32(8), 857–863.
- Güven, D., Dapena, A., Kartal, B., Schmid, M.C., Mass, 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*, 71(2), 1066–1071.
- Haider, S., Vanrolleghem, P.A., Kroiss, H. (2000) Low sludge age and its consequences for metabolisation, storage and adsorption of readily biodegradable substrate (S_s). Proceedings of 1st World Congress of the International Water Association. Paris, Frankrike.
- 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*, 24(3), 297–302.
- Hanner, N., Aspegren, H., Nyberg, U., Andersson, B. (2003) Upgrading the Sjölanda WWTP according to a novel process concept. *Water Science and Technology*, 47(12), 1–7.
- Hendrickx, T.L.G., Wang, Y., Kampman, C., Zeeman, C., Temminck, H., Buisman, C.J.N. (2012) Autotrophic nitrogen removal from low strength waste water at low temperature. *Water Research*, 46(7), 2187–2193.
- Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J., Arvin, E. (2002) *Wastewater treatment: biological and chemical processes*. Tredje utgåvan. Springer Verlag, Berlin, Germany.
- Hunik, J.H., Tramper, J. Wijffels, R.H. (1994) A strategy to scale up nitrification processes with immobilized cells of *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter agilis*. *Bioprocess Engineering*, 11(2), 73–82.
- Hülsem, T. & Reitsma, G. (2011) Sustainable treatments of nutrient rich liquors – ammonia removal with ANAMMOX® process. Muntlig presentation vid tredje svensk-danska rejektvattenseminariet, Göteborg, 7–8 december 2011.
- IPCC, (2006) *Wastewater treatment and discharge*. In: Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. & Tanabe, K. (Eds.). (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, vol. 5, Waste. IGES, Japan (Chapter 6).
- Innerebner, G., Insam, H., Franke-Whittle, I.H., Wett, B. (2007) Identification of anammox bacteria in a full-scale deammonification plant making use of anaerobic ammonia oxidation. *Systematic and Applied Microbiology*, 30(5), 408–412.
- Isaka, K., Date, Y., Kimura, Y., Sumino, T., Tsuneda, S. (2008) Nitrogen removal performance using anaerobic ammonium oxidation at low temperatures. *FEMS Microbiology Letters*, 282(1), 32–38.
- Jaroszynski, L.W., Cicek, N., Sparling, R., Oleszkiewicz J.A. (2012) Impact of free ammonia on anammox rates (anoxic ammonium oxidation) in a moving bed biofilm reactor. *Chemosphere*, 88(2), 188–195.
- Jin, R.-C., Yang, G.-F., Yu, J.-J., Zheng, P. (2012) The inhibition of the anammox process: a review. *Chemical Engineering Journal*, 197, 67–79.
- Joss, A., Salzgeber, D., Eugster, J., König, R., Rottermann, K., Burger, S., Fabijan, P., Leumann, S., Mohn, J., Siegrist, H. (2009) Full-scale nitrogen removal from digester liquid with partial nitrification and anammox in one SBR. *Environmental Science & Technology* 43(14), 5301–5306.
- Joss, A., Derlon, N., Cyprien, C., Burger, S., Szivak, I., Traber, J., Siegrist, H., Morgenroth, E. (2011) Combined nitrification – anammox: advances in understanding process stability. *Environmental Science and Technology*, 45(22), 9735–9742.
- Kampschreur, M.J., Temminck, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M. (2009) Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, 43(17), 4093–4103.
- Kartal, B., Kuypers, M.M.M., Lavik, G., Schalk, J., Op den Camp, H.J.M., Jetten, M.S.M. Strous, M. (2007) Anammox bacteria disguised as denitrifiers: nitrate reduction to dinitrogen gas via nitrite and ammonium. *Environmental Microbiology*, 9(3), 635–642.
- Kartal, B., Kuenen, J.G., van Loosdrecht, M.C.M. (2010) Sewage treatment with anammox. *Science*, 328(5979), 702–703.
- 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., Francois, K.-J., Stunnenberg, H.G., Keltjens, J.T., Jetten, M.S.M., Strous, M. (2011) Molecular mechanism of anaerobic ammonium oxidation. *Nature*, 479(7371), 127–132.
- Kleerebezem, R. & Mendez, R. (2002) Autotrophic denitrification for combined hydrogen sulfide removal from biogas and post-denitrification. *Water Science and Technology*, 45(10), 349–356.
- Lemaire, R., Liviano, I., Ekström, S., Roselius, C., Chauzy, J., Thornberg, D., Thirsing, S. Deleris, S. (2011) 1-stage deammonification MBBR process for reject water side-stream treatment investigation of start-up strategy and carriers design. Proceedings of WEF/IWA Conference on Nutrient Recovery and Management, Miami, USA, 9–12 januari 2011. CD-ROM.
- Lotti, T., van der Star, W.R.L., Kleerebezem, R., Lubello, C. van Loosdrecht, M.C.M. (2012) The effect of nitrite inhibition on the anammox process. *Water Research*, 46(8), 2559–2569.
- Ma, Y., Peng, Y., Wang, S., Yuan, Z. Wang, X. (2009) Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant. *Water Research*, 43(3), 563–572.

- Ma, B., Zhang, S., Zhang, L., Yi, P., Wang, J., Wang, S. Peng, Y. (2011) The feasibility of using two-stage autotrophic nitrogen removal process to treat sewage. *Bioresource Technology*, 102(17), 8331–8334.
- Manser, R., Gujer, W., Siegrist, H. (2005) Consequences of mass transfer effects on the kinetics of nitrifiers. *Water Research*, 39(19), 4633–4642.
- McQuarrie, J.P. & Boltz, J.P. (2011) Moving Bed Biofilm Reactor technology: process applications, design, and performance. *Water Environment Research*, 83(6), 560–575.
- 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*, 16(3), 177–184.
- Mulder, J.W., van Loosdrecht, M.C.M., Hellinga, C., van Kempen, R. (2001) Full-scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Water Science and Technology*, 43(11), 127–134.
- Naturvårdsverket, (1994) Kungörelse med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse. Staten naturvårdsverkets författningssamling (SNFS) 1994:7 MS:75. ISSN: 0347-5301.
- Naturvårdsverket, (2009) Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan – förslag till nationell åtgärdsplan (Rapport 5985). ISSN: 0282-7298.
- Noophan, P., Figueroa, L., Munakata-Marr, J. (2004) Nitrite oxidation inhibition by hydroxylamine: experimental and model evaluation. *Water Science and Technology*, 50(6), 295–304.
- Pathak, B.K., Kazama, F., Tanaka, Y., Mori, K., Sumino, T. (2007) Quantification of anammox populations enriched in an immobilized microbial consortium with low levels of ammonium nitrogen and at low temperature. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(5), 1173–1179.
- Plaza, E., Stridh, S., Örnmark, J., Kandars, L. Trela, J. (2011) Swedish experiences of the deammonification process in a biofilm system. Proceedings of the WEF-IWA Conference on Nutrient Recovery and Management, Miami, USA, January 9–12 2011. CD-ROM.
- Regeringskansliet, (2010) Proposal for Sweden's national implementation plan for the Baltic Sea Action Plan. M2010.10.
- Rosenwinkel, K.-H.; Cornelius, A., Thöle, D. (2005) Full scale application of the deammonification process for the treatment of sludge water. Proceedings of IWA Specialised Conference on Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams, Krakow, Poland, 18–21 september 2005, s. 483–491.
- Siegrist, H. (1996) Nitrogen removal from digester supernatant – comparison of chemical and biological methods. *Water Science and Technology*, 34(1–2), 399–406.
- Siegrist, H., Salzgeber, D., Eugster, J., Joss, A. (2008) Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal. *Water Science and Technology*, 57(3), 383–388.
- Strous, M., van Gerven, E., Kuenen, J.G. Jetten, M.S.M. (1997) Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidising (anammox) sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(7), 3248–3250.
- Strous, M., Heijnen, 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*, 50(5), 589–596.
- Strous, M., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. (1999) Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(7), 3248–3250.
- Särner, E. (1978) Plastic-packed trickling filters – a study of high-rate plastic-packed trickling filters in a post-precipitation system. Doktorsavhandling, Avdelningen för VA-teknik, Lund Universitet.
- Terada, A., Sheng Zhou, S. Hosomi, M. (2011) Presence and detection of anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) bacteria and appraisal of anammox process for high-strength nitrogenous wastewater treatment: a review. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 13(6), 759–781.
- Tsushima, I., Ogasawara, Y., Kindaichi, T., Satoh, H. Okabe, S. (2007). Development of high-rate anaerobic oxidizing (anammox) biofilm reactors. *Water Research*, 41(8), 1623–1634.
- Turk, O. & Mavinic, D.S. (1989) Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia. *Water Research*, 23(11), 1383–1388.
- van de Graaf, A.A., de Bruijn, P., Robertson, L.A., Jetten, M.S.M., Kuenen, J.G. (1996) Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. *Microbiology*, 142(8), 2187–2196.
- van der Star W. R. L., Abma W. R., Blommers D., Mulder J.-W., Tokutomi T., Strous M., Picioreanu C., van Loosdrecht M.C.M. (2007) Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam. *Water Research*, 41(18), 4149–4163.
- van Dongen, U., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M. (2001) The SHARON®-Anammox® process for treatment of ammonium rich wastewater. *Water Science and Technology*, 44(1), 153–160.
- van de Graaf, A.A., Mulder, A., Slijkhuis, H., Robertson, L.A., Kuenen, J.G. (1990) Anoxic ammonium oxidation. Proceedings of the Fifth European Congress on Biotechnology. Köpenhamn, Danmark, 8–13 juli 1990, s. 388–391.
- van der Star, W.R.L., Miclea, A.I., van Dongen, U.G., Muyzer, G., Picioreanu, C., van Loosdrecht, M.C.M. (2008) The membrane bioreactor: a novel tool to grow anammox bacteria as free cells. *Biotechnology and Bioengineering*, 101(2), 286–294.
- van Loosdrecht M.C.M. (2012) Wastewater based biorefineries. Muntlig presentation. IWA Specialist Conference on EcoTechnologies for Wastewater Treatment – Technical, Environmental and Economical Challenges, Santiago de Compostela, Spanien, 25–27 juni 2012.
- Vázquez-Padín, J.R., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L., Méndez, R., Revsbech, N.P. (2010) Microbial community

- distribution and activity dynamics of granular biomass in a CANON reactor. *Water Research*, 44(15), 4359–4370.
- Vázquez-Padín, J.R., Fernández, I., Morales, N., Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., Méndez, R. (2011) Autotrophic nitrogen removal at low temperature. *Water Science and Technology*, 63(6), 1282–1288.
- Wett, B. (2007) Development and implementation of a robust deammonification process. *Water Science and Technology*, 56(7), 81–88.
- Wett, B. (2011) Process control and sustainable practices in established nutrient removal facilities. Workshop: Utility Workshop – Process Control and Sustainable Practices in Established Nutrient Removal Facilities. WEF-IWA Conference on Nutrient Recovery and Management, Miami, USA, 9–12 januari 2011.
- Wett, B., Hell, M., Nyhuis, G., Puempel, T., Takacs, I., Murthy, S. (2010a) Syntrophy of aerobic and anaerobic ammonia oxidisers. *Water Science and Technology*, 61(8), 1915–1922.
- Wett, B., Nyhuis, G., Takács, I., Murthy, S. (2010b) Development of enhanced deammonification selector. Proceedings of WEFTEC 2010, New Orleans, USA, 2–6 oktober 2010.
- Wett B., Omari A., Han M., Murthy S., Bott C., Hell M., Nyhuis G., O’Shaughnessy M. (2012) Going for mainstream deammonification from bench- to full-scale for maximised resource efficiency. Proceedings of IWA World Water Conference & Exhibition, Busan, Sydkorea, 16–21 september 2012.
- Winkler, M.K.H., Kleerebezem, R. van Loosdrecht, M.C.M. (2012a) Integration of anammox into the aerobic granular sludge process for main stream wastewater treatment at ambient temperatures. *Water Research*, 46(1), 136–144.
- Winkler, M.K.H., Yang, J., Kleerebezem, R., Plaza, E., Trela, J., Hultman, B., van Loosdrecht, M.C.M. (2012b) Nitrate reduction by organotrophic anammox bacteria in a nitrification/anammox granular sludge and a moving bed biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 114, 217–223.