

Úsporné odstraňování dusíku procesem anammox z kalových a splaškových odpadních vod

Cost-efficient nitrogen removal from reject water and sewage via partial nitrification-anammox

Vojtěch Kouba¹ | Jan Bartáček²

INFORMACE O ČLÁNKU

DOI

10.35933/ENTECHO.2019.04.001

HISTORIE

Datum doručení: 7. 2. 2019

Datum revize: 8. 4. 2019

Datum akceptace: 9. 4. 2019

AFILACE

Ústav technologie vody a prostředí, VŠCHT Praha
Technická 5, 166 28 Praha 6

¹ koubav@vscht.cz

tel.: +420 725 500 486

² bartacej@vscht.cz

tel.: +420 220 44 4374

KLÍČOVÁ SLOVA

anammox; deamonifikace; splašková odpadní voda; kalová voda; nitrifikační bakterie; nitratační bakterie

KEYWORDS

anammox; deammonification; municipal wastewater; reject water; nitrification bacteria; nitrataion bacteria

SOUHRN

Proces částečná nitrifikační-anammox odstraňuje amoniakální dusík z odpadních vod s polovičnými náklady na aeraci, až o 80 % nižší produkcí přebytečného kalu a bez spotřeby organického substrátu. Jde o zavedený proces pro odstraňování dusíku z kalových vod z anaerobní fermentace, a podobně koncentrovaných a teplých odpadních vod. Na tyto vody se částečná nitrifikační-anammox aplikuje již déle než deset let, a to např. pod názvy ANAMMOX[®], Anita[™] Mox, DEMON[®], nebo TERRAMOX[®]. Optimalizované provozy těchto technologií dusík běžně odstraňují při zatížení 0,5–2,3 kg · m⁻³ · d⁻¹ (30–35 °C). Současnou výzvou pro výzkum je implementace částečné nitrifikační-anammox do hlavního proudu studené splaškové odpadní vody, přičemž konkrétními problémy jsou (i) potlačení nežádoucích nitrifikačních mikroorganismů (NOB) a (ii) adaptace mikroorganismů anammox na nízké teploty. Náš výzkum jsme začali s jednostupňovým procesem, a poté nitrifikační a anammox rozdělili do dvou reaktorů. Prezentujeme strategii, která v laboratorním měřítku NOB účinně potlačila i při 12 °C a dále i v pilotním měřítku při 13–30 °C. Dále ukazujeme, že anammox je možné na nízké teploty adaptovat studenými šoky. Tyto výsledky umožní rozšířit úsporné odstraňování dusíku i do hlavního proudu splaškové odpadní vody na ČOV.

SUMMARY

Partial nitrification-anammox (PN/A) process removes nitrogen from wastewater with 50% reduction of aeration costs, 80% less excess sludge and no consumption of organic carbon. PN/A is an established process for the removal of nitrogen from reject water from anaerobic digestion and other similarly warm and concentrated streams. On such wastewater, PN/A has been applied in full scale for over 10 years under names such as ANAMMOX[®], Anita[™] Mox, DEMON[®] or TERRAMOX[®], whose optimized installations consistently achieve nitrogen removal loading rates of 0.5–2.3 kg · m⁻³ · d⁻¹. The current challenge for research is to implement PN/A into the main stream of cold municipal wastewater, the specific challenges being (i) suppression of undesirable nitrite oxidizing bacteria (NOB) and (ii) adaptation of anammox microorganisms to low temperatures. Our initial experiences with one-stage PN/A in the main stream led us to the separation of PN/A in two subsequent reactors. Subsequently, we developed a strategy for NOB suppression in partial nitrification even under 12 °C, which we then successfully tested in the pilot scale. Furthermore, we found that anammox can be adapted to low temperatures using cold shocks. In sum, these results will enable extending the savings for nitrogen removal into the main stream of wastewater at WWTP.

1 Úvod

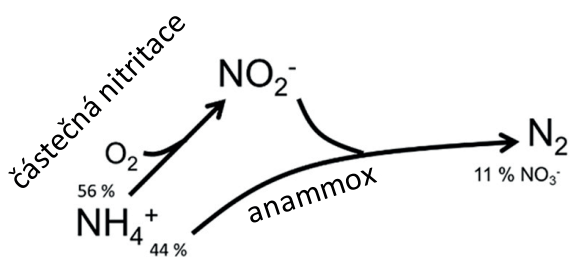
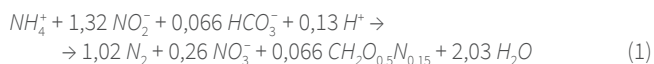
Dusík z odpadních vod odstraňujeme, protože jeho nadměrný výskyt ve vodních tocích je toxický pro ryby (NH₃) a někdy též stimuluje růst řas a sinic (NO₃⁻, NH₃), což komplikuje práci úpravňám vod pro výrobu vody pitné. V ČR se dusík na biologicko-mechanických ČOV odstraňuje procesem nitrifikace-denitrifikace, který je spojen se značnými investičními i provozními náklady. V zahraničí se ale pro koncentrované proudy používají efektivnější a environmentálně přínosnější procesy jako je například stripování NH₃, nebo částečná nitrifikační-anammox.

V devadesátých letech byly v Holandsku objeveny mikroorganismy anammox, které metabolizují N-amon (N-NH₄⁺, N-NH₃) a dusitany

na N₂ (rovnice 1) (Strous et al., 1998). Anammox mikroorganismy jsou globálně důležitým hráčem koloběhu, poněvadž ze sladkovodních i mořských sedimentů uvolňují do atmosféry alespoň 20–40 % N₂, podobně jako denitrifikace (Kuypers et al., 2005; Hamersley et al., 2007).

V současné době je anammox (Obr. 1) zavedeným procesem na čistírnách odpadních vod, dle našich informací z literatury a od dodavatelů je anammox v plném provozu na alespoň 150 ČOV (Lackner et al., 2014; Bowden et al., 2015). Ve všech případech je používán pro čištění tzv. kalové vody, tj. kapalného zbytku po odvodnění anaerobně stabilizovaného kalu. V tomto proudu se vyskytuje 10–20 % veškerého dusíkatého zatížení na ČOV. Dále se anammox používá i pro odstraňování N z průmyslových odpadních vod.

Anammox na čistírnách tedy často nahrazuje nitrifikaci-denitrifikaci a to z důvodu radikální úspory investičních i provozních nákladů. Děje se tak spojením zkrácené nitrifikace, tzv. nitritace, s procesem anammox. Nitritační bakterie (AOB – ammonium oxidizing bacteria) oxidují 57 % vstupního NH_4^+ na NO_2^- dle rovnice 2, což oproti nitrifikaci ušetří cca 50–60 % energie na aeraci. Důvodem je, že biochemicky oxidujeme pouze část amoniakálního dusíku, a navíc je oxidace ukončena již v dusitanovém stupni. Mikroorganismy anammox zbývající N-amon a dusitany následně přemění na plynný N_2 dle rovnice 1 ($CH_2O_{0,5}N_{0,15}$ = biomasa) (Strous et al., 1998). Protože mikroorganismy procesu anammox patří na rozdíl od denitrifikačních bakterií mezi chemolitotrofní organismy, dusík je odstraněn prakticky bez spotřeby organického substrátu, a zároveň se na odstranění dusíku vyprodukuje až o 80 % méně přebytečného kalu. Proces anammox převádí až 13 % vstupního dusíku na dusičnany. V praxi jsou tyto dusičnany alespoň částečně denitrifikované buď heterotrofními mikroorganismy, které jako substrát využívají rozložené anammox a AOB buňky nebo CHSK v kalové vodě. Dusičnany také za specifických podmínek mohou denitrifikovat samotné anammox mikroorganismy. Navíc, optimalizované anammox technologie dosahují vysoké výkonnosti, což umožňuje odstranit dusík v relativně malé nádrži, např: ANAMMOX® 1,0–2,3 $kg \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$, Anita™ Mox 1,0–1,2 $kg \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$, DEMON® 0,8 $kg \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ (Strass, Rakousko) a optimalizovaný TERRAMOX® 0,5 $kg \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ (Kouba et al., 2018b).



Obr. 1: Schéma procesu částečná nitritace-anammox

Pro praktické uvedení anammox do provozu je klíčové vymýt ze systému nitratační bakterie (NOB – nitrite oxidizing bacteria), případně potlačit jejich aktivitu. Stejně důležité je zadržet v systému maximum aktivních anammox mikroorganismů, kvůli jejich v některých případech pomalé růstové rychlosti (Lotti et al., 2015a; Cao et al., 2017b). Dále je nutné udržet v systému dostatek aktivních AOB. Toho je relativně jednoduše docíleno při čištění kalových vod o teplotě 30–35 °C, nízkém poměru CHSK/N, a také kontrolovaném a nízkém vnosu nerozpuštěných látek a sulfidů a řádově vyšších stovkách $mg \cdot l^{-1}$ N-amon (Lackner et al., 2014). Za těchto podmínek totiž anammox mikroorganismy nesoutěží o většinu dusitanů s denitrifikačními bakteriemi, AOB rostou rychleji než nežádoucí NOB (Hellings et al., 1998) a tím je usnadněno vytlačení NOB ze směsné kultury, nerozpuštěné látky neinterferují s udržováním vhodného stáří kalu, a sulfidy neinhibují AOB ani anammox mikroorganismy (Jin et al., 2013).

Implementaci anammox na kalové vody ale optimalizujeme nakládání pouze s 10–20 % dusíkatého zatížení na ČOV, zbylých 80–90 % se nachází v hlavním proudu splaškové odpadní vody. V teplém klimatu se anammox do hlavního proudu na ČOV již dnes s úspěchem dlouhodobě implementuje (např. ČOV Changi, Singapur), přestože jsou tyto vody mnohem více naředěné (N-amon 20–100 $mg \cdot l^{-1}$) (Cao et al., 2017a). Současnou výzvou pro výzkum je implementace anammox na studené splaškové v mírném klimatu (10–20 °C).

V této práci popisujeme technologie anammox na osmi čistírnách v Nizozemí, Německu, Švýcarsku a Rakousku, kde je anammox nasazen na kalové vody a z nichž několik představují „state of the art“. Dále prezentujeme naše poslední poznatky z výzkumu implementace anammox do hlavního proudu naředěné a studené splaškové odpadní vody.

2 Anammox na kalových vodách

Na trhu existuje celá řada technologií založených na procesu anammox, jinak také nazývané jako „deamonifikace“. V této práci se soustředíme na nejrozšířenější technologie, se kterými je více než 10 let provozních zkušeností, tj. ANAMMOX® (Paques), Anita™ Mox (Anox Kaldnes), Anammox SBR (EAWAG), DEMON (Demon GmbH) a TERRAMOX® (E&P Anlagen Bau) (Tab. 1). Řada z těchto reaktorů (př. Strass, Landshut) je dostupná pro inokulaci nových technologií na ČOV I v ČR a SR.

Pro informace o zatím méně rozšířených technologiích jako DeAmmon (PURAC, Švédsko), ELAN (FCC Aqualia, Španělsko), Cleargreen (Suez), nebo OLAND (DeSah BV a Ghent University, Belgie) doporučujeme publikované studie (Lackner et al., 2014; Bowden et al., 2015).

ANAMMOX® (Paques, Nizozemí) instalace v součtu odstraňují největší množství dusíku, a proto se ANAMMOX® považuje za nejvýznamnější technologickou variantu procesu anammox. Granulované lože a jednostupňový systém umožňují odstranění dusíku s vysokým zatížením, což šetří investiční náklady. Na povrchu granulí převažují AOB, zatímco ve vnitřní části granulí dominují mikroorganismy anammox. Tyto granulule jsou udržovány ve vnosu nepřetržitou jemnobublinnou aerací. Celý proces je řízen nastavením koncentrace kyslíku. Vyčištěnou vodu od granulí odděluje lamelový separátor vsazený uvnitř nádrže.

Anita™ Mox (Anox Kaldnes, Veolia) je jednostupňový systém, kultivující mikroorganismy anammox a AOB na nosičích Biofilm Chip, který byl úspěšně otestován na pražské ÚČOV, a technologickou sestavu optimalizovanou pro kalovou vodu z ÚČOV podrobně popisuje Beneš et al., (2012). Provozní aplikace je zavedena např. na ČOV Malmö (Švédsko). Aeraci kontroluje patentovaná metoda dle poměru vstupní a výstupní koncentrace N-amon a dusičnanů.

Anammox SBR (EAWAG, Švýcarsko) je další jednostupňový systém, ve kterém je dávkování kalové vody řízeno na základě koncentrace N-amon, nebo alternativně měřením konduktivity. Dle výkonnosti systému se 2–3x denně vymění 20–25 % objemu nádrže. Čerstvá kalová voda se do reaktoru čerpá na začátku cyklu při současně spuštění aerací. Aerace je přerušovaná, přičemž koncentrace rozpuštěného kyslíku v nádrži se typicky udržuje pod 0,4–0,5 $mg \cdot l^{-1}$. Pomalu rostoucí mikroorganismy anammox jsou v některých případech podpořeny přidávkou textilních nosičů biomasy (př. Fluorapur®, Wabag). Tyto nosiče se ve vnosu udržují aerací a míchadlem, a od vyčištěné vody je separuje síto.

DEMON (DEMON GmbH, Švýcarsko), nebo-li deamonifikace, má největší počet aplikací pro odstraňování dusíku z kalových vod na městských ČOV (Lackner et al., 2014), ale protože po několika let dodavatel technologie nepodporoval optimalizace provozu, počet nových instalací v poslední době zpomalil. Jde opět o jednostupňový systém. Dávkování kalové vody do nádrže je řízeno patentovaným systémem založeným na kontrole pH (Wett, 2006). Mikroorganismy jsou kultivovány ve formě směsi granulované biomasy a vloček. Dnes nejúspěšnější technologie DEMON jsou provozovány kontinuálně s lamelovou usazovací nádrží. Dále jsou vybaveny rotačním bubnovým sítem, které odděluje pomalu rostoucí mikroorganismy anammox od rychleji rostoucích AOB a suspendovaných látek v kalové vodě, a případně i nežádoucích NOB. Starší DEMON ke stejnému účelu používají hydrocyklon. Anammox mikroorganismy totiž preferenčně rostou v granulích, které mají vyšší hustotu než vločky nitrifikujícího kalu. Zahuštěná suspenze s granulami anammox je vrácena do anammox reaktoru, zatímco lehčí fáze je čerpána na aktivaci. Vracením mikroorganismů odpovědných

Tabulka 1: Návrhové parametry a výkonnost vybraných technologických variant procesu anammox odstraňující dusík z kalových vod.

(Převzato z Kouba et al., 2018b)

	DEMON kont. optimalizovaný	DEMON kont.	DEMON SBR	EAWAG SBR		ANAMMOX®	Anita™ Mox	TERRAMOX®	
Město (stát)	Strass im Zillertal (A)	Breda* (NL)	Plettenberg (D)	Niederglatt (CH)	Zurich (CH)	Olburgen (NL)	Malmö (SWE)	Landshut** (D)	Karlsfeld (D)
Kapacita ČOV (EO)	142 tis. (250 tis.) ^x	300 tis.	34 tis.	43 tis.	670 tis.	–	300 tis.	45 tis.	45 tis.
Objem nádrže (m ³)	500	1000	134	160	2 x 1400	600	4 x 50	300	296
Doba zdržení (h)	30	59	40	128	45	5	24	16	–
Objemové zatížení (kg-N/m ³ /d)	0,80 (1,32) ^x	0,42	0,45	0,14**	0,35	1,0–2,33	1,0–1,2	0,5	0,1–0,27
Spotřeba energie (kWh/kg-N)**	1,0	1,77	–	–	1,0	1,86	1,5	–	–

Pozn: *návratnost investice 7 let (využita stávající nádrž); **úspora energie 150 tisíc EUR/rok, návratnost investice 1,5 roku (využita stávající nádrž); **probíhá optimalizace provozu; ^xprůměrné reálné zatížení (maximální reálné zatížení)

za proces anammox do systému se prodlužuje jejich doba zdržení, což kompenzuje jejich nízký výtěžek biomasy a ve výsledku je navyšováno odstraněné zatížení dusíku.

TERRAMOX (E&P Anlagen Bau, Německo) je dvoustupňový proces (1. nitrítace, 2. anammox). Nitrítace je provzdušňována přerušovaně (15 min aerace – koncentrace rozpuštěného kyslíku 0,5–2 mg · l⁻¹, 15–30 min bez aerace). Následující anammox reaktor je pouze míchán, pouze ve zvláštních případech, kdy anammox mikroorganismy hůře sedimentují, se do anammox reaktoru dává bentonit. V obou reaktorech jsou zavedené sondy pro on-line měření koncentrace rozpuštěného kyslíku, pH, amoniakálního dusíku, dusičnanů a dusitanů. Pro zachování vhodné provozní teploty vyšší než 30 °C i v zimě jsou TERRAMOX osazovány bez retenční nádrže, a oba reaktory jsou vybaveny vyhříváním z fermentoru. Zahřívány přebytečným teplem z kogenerace nebo alespoň izolovány jsou i některé další anammox instalace. Snížení provozní teploty se totiž může projevit na snížení odstraněného zatížení. Dle našich dat pokles teploty ze 30 na 25 °C může krátkodobě zredukovat maximální aktivitu anammox na 70–95%. V nitrítaci se udržuje koncentrace biomasy NL cca 3 g · l⁻¹. V anammox reaktoru je cílem udržet maximum mikroorganismů, a kal se z něj proto neodtahuje (koncentrace NL 10 g · l⁻¹).

3 Anammox v hlavním proudu splaškové odpadní vody

3.1 Jednostupňová částečná nitrítace-anammox

Krátce po objevu anammox mikroorganismů (Mulder et al., 1995) se zjistilo, že se jim daří i ve studených mořských sedimentech (Rysgaard et al., 2004), což spolu s prvními pozitivními provozními zkušenostmi z kalových vod (van der Star et al., 2007) nastartovalo i první snahy o nasazení anammox v hlavním proudu odpadní vody na ČOV (Jetten et al., 1997). V naší práci jsme proto aplikovali proces částečné nitrítace-anammox v biofilmovém reaktoru s pohyblivým ložem (MBBR, Anita™ Mox) na simulovanou anaerobně předčištěnou splaškovou odpadní vodu. Jen fakt že jsme byli schopni tento proces provozovat při 22 °C po 342 dní byl úspěch. Zároveň zde potenciální aktivita anammox mikroorganismů výrazně převyšovala aktivitu AOB, podobně jako v několika dalších studiích s jednostupňovým procesem, tj. aktivita anammox mikroorganismů nebyla plně využita (Lotti et al., 2015b; Seuntjens et al., 2016; Hoekstra et al., 2018). AOB jsme se pokusili stimulovat zvýšením koncentrace rozpuštěného kyslíku v reaktoru, ale pouze s omezeným úspěchem, místo toho se zvyšovala aktivita nežádoucích NOB a potlačovala aktivita mikroorganismů anammox. Proto jsme se rozhodli AOB od mikroorganismů anammox oddělit do dvou separátních reaktorů (Kouba et al., 2016).

3.2 Jak ve studené částečné nitrítaci potlačit NOB?

Částečnou nitrítaci studených splaškových vod komplikují nežádoucí nitratační mikroorganismy (NOB), které biochemicky transformují dusitany (rovnice 3), tj. substrát pro anammox bakterie. Dle literatury totiž nízké teploty i koncentrace N-amon v hlavním proudu na ČOV stimulují růstovou rychlost NOB oproti AOB (Hellinga et al., 1998). Dle literatury nízké koncentrace N-amon v hlavním proudu zároveň znemožňují selektivní inhibici NOB pomocí NH₃ nebo HNO₂.

3.2.1 Přes inhibici NOB nitrifikačními meziprodukty k sulfidům a SBR

V naší práci jsme si nejprve ověřili, že nezávisle na způsobu kultivace biomasy (suspenze, biofilm, enkapsulovaná biomasa) lze NOB inhibovat meziprodukty nitrifikace pouze při koncentracích N-amon ≥ 150 mg · l⁻¹, a pro reálné koncentrace ve splaškových vodách 20–100 mg · l⁻¹ je třeba najít jiný přístup (Kouba et al., 2014; Kouba et al., 2017b). Dále jsme v literatuře narazili na jiný inhibitor, který se běžně vyskytuje v anaerobně předčištěné splaškové odpadní vodě, tj. přítoku do nitrítace: rozpuštěný sulfan (Erguder et al., 2008). Nejprve v jednorázových testech a posléze též in situ v poloprovozním reaktoru jsme zjistili, jaká dávka sulfidů selektivně inhibuje NOB v našich provozních podmínkách (Kouba et al., 2017a). Dále jsme v laboratoři vyvinuli strategii pro selektivní kultivaci rychle rostoucích AOB (Kouba et al., 2017c). Tato strategie stojí na semi-kontinuálním reaktoru s interaktivně přerušovanou délkou aerobní části cyklu, relativně vysokou koncentrací kyslíku 3 mg · l⁻¹ a limitaci stáří kalu. Cílem interaktivního provozu je ukončení SBR cyklu tak, aby v odtoku byla koncentrace N-amon a N-NO₂⁻ v poměru 1:1, což lze realizovat například ukončením cyklu v momentě kdy koncentrace N-amon v průběhu cyklu klesne na polovinu. Díky této strategii jsme nitrítaci v laboratoři provozovali po více než 100 dní při extrémně vysoké aktivitě AOB (0,62 kg · kg⁻¹ · d⁻¹, hmotnost N-amon přeměněného na N-NO₂⁻ vztažené na jednotku hmotnosti biomasy v reaktoru a jednotku času) a to za velmi nízké teploty 12 °C.

3.2.2 Interaktivně provozovaný SBR + sulfidy: poloprovvoz

V poslední době jsme přikročili k pilotním experimentům podobně provozovaného SBR, kde jsme navíc selektivně potlačili NOB jednorázovou dávkou sulfidů (Kouba et al., 2018c). Sulfidy byly přítomny v přítoku, který byla reálná anaerobně předčištěná splašková odpadní voda. V prvním cyklu SBR byla koncentrace sulfidické síry 8,3 mg · l⁻¹. Ve všech dalších cyklech již byl čerpán přítok bez sulfidů. Po dobu provozu nitrifikačního pilotu (114 dní) tvořily oxidované formy dusíku v odtoku téměř výhradně dusitany (89 ± 11%). Zároveň jsme dosáhli slibného zatížení nitrítace 0,083 ± 0,057 kg · m⁻³ · d⁻¹, zatím při teplotách 13–30 °C. Tyto výsledky jsou o to zajímavější, protože (i) jiné po-

loprovozní studie jako inokulum použily ne vždy dostupnou kulturu AOB a anammox, zatímco v naší studii byl použit klasický nitrifikující aktivovaný kal, (ii) separace nitrifikační biomasy z odtoku fungovala i bez dávkování koagulantů, a (iii) dvě epizody (výpadek elektřiny, nárůst biofilmu) byly rychle překonány. Nyní probíhá další ověřování provozu nitriface při zimních teplotách 10–15 °C.

3.3 Adaptace anammox na nízké teploty

3.3.1 Vliv nízkých teplot na anammox mikroorganismy

Mesofilní anammox kultury při implementaci na studené splaškové odpadní vody dosahují jen nízkých aktivit, nejproblematičtější jsou teploty ≤ 15 °C (Cao et al., 2017b), alespoň to je dosud převládající názor. Toto přesvědčení se ale zakládá na studii, která u několika anammox kultur mezi 15 a 10 °C zjistila pokles aktivační energie (Lotti et al., 2014). Tuto hypotézu nyní testujeme s širším vzorkem anammox kultur, z nichž většina je z plného provozu. Již nyní je jasné, že psychrofilní i některé mesofilní anammox kultury charakterizuje jen jedna aktivační energie, což značí že celá řada anammox kultur je vůči nízkým teplotám nad očekávání odolnější. Naše předběžné výsledky ale také naznačují, že prostý psychrofilní teplotní režim aktivitu anammox kultur může dlouhodobě snížit. Proto se nemůžeme spolehnout, že si anammox bakterie na nízké teploty „zvyknou“. Je třeba vyvíjet strategie, které aktivitu anammox mikroorganismů za nízkých teplot zvýší.

3.3.2 Strategie pro adaptaci anammox

Existují studie, ve kterých bylo dosaženo vysokých aktivit anammox i při 10–15 °C, ale pouze v laboratorních podmínkách a za cenu dávkování chemikálií jako Fe(II) (Zhang et al., 2019) nebo redukovaného oxidu grafenu (Tomaszewski et al., 2019). Jiné týmy opět v laboratoři anammox postupně aklimatizovaly (De Cocker et al., 2018) či selektovaly již adaptované mikroorganismy z psychrofilního inokula, např. psychrofilního čistírenského kalu (Hendrickx et al., 2014), ale oba tyto přístupy jsou extrémně časově náročné. Proto nyní vyvíjíme potenciálně rychlejší adaptační strategii: studené šoky, tj. krátkodobé vystavení mesofilní anammox kultury extrémně nízké teplotě. V naší první studii tři šoky (8 h při 5 °C) postupně zvýšily specifickou aktivitu anammox v biofilmu při 10 °C až na $0,054 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (Kouba et al., 2018a). V naší navazující studii jsme zjistili, že stejný studený šok aktivitu anammox v suspenzi dlouhodobě zdvojnásobil. Působení studeného šoku na anammox zatím nebylo detailně popsáno. Očekáváme upregulaci syntézy cold shock proteinů a syntézu kratších fosfolipidů v membránách anammox bakterií. V dalším výzkumu tyto hypotetické mechanismy objasňujeme a dále optimalizujeme parametry šoku.

4 Závěr

V této práci jsme ukázali nejpokročilejší technologie založené na procesu anammox pro odstraňování dusíku z kalových vod. Zároveň shrnujeme naše poslední výsledky výzkumu implementace anammox na studené splaškové odpadní vody, který umožní úsporně odstranit i zbylých 80–90 % dusíku na ČOV. Je zřejmé, že anammox je zavedená technologie pro odstraňování dusíku z kalových vod, kde oproti nitrifikaci-denitrifikaci umožňují zredukovat polovinu provozních i investičních nákladů na aeraci, a dále sníží náklady na produkci přebytečného kalu i spotřebu organického substrátu na denitrifikaci. Na ČOV s procesem anammox je odstraňování dusíku levnější a z hlediska spotřeby elektřiny a produkce odpadního kalu i ekologičtější.

5 Poděkování

Zvláštní poděkování patří Ing. Josefu Mácovi, Ph.D., a Ing. Milanu Rajtovi za spolupráci na pilotním provozu nitriface na ČOV Plzeň. Dále poděkování patří též technologům čistíren ve městech. Tento výzkum byl financován Grantovou agenturou České republiky v rámci projektu

GA17-25781S. Financováno z účelové podpory na specifický vysokoškolský výzkum (MŠMT č. 21-SVV/2018). Cestovné na výzkumnou stáž v TU Delft bylo finančně podpořeno od Nadace „Nadání Josefa, Marie a Zdeňky Hlávkových“.

6 Literatura

- Beneš, O.; Láška, T.; Chudoba, P.; Novák, L.; Šorm, R., 2012. *Výhody, úskalí a praktická aplikace deamonifikace kalové vody – technologie AnitaMOX*. Odpadové vody 2012. Asociácia čistiarenských expertov Slovenskej republiky, Štrbské Pleso.
- Bowden, G.; Stensel, H. D.; Tsuchihashi, R., 2015. *Technologies for Sidestream nitrogen removal*. Water Environment Research Foundation. <https://doi.org/10.2166/9781780407890>
- Cao, Y.; Kwok, B. H.; Van Loosdrecht, M.; Daigger, G. T.; Png, H. Y.; Long, W. Y.; Chye, C. S.; Ghani, Y. A., 2017a. *The occurrence of enhanced biological phosphorus removal in a 200,000 m³/day partial nitrification and anammox activated sludge process at the Changi water reclamation plant, Singapore*. Water Sci. Technol. 75(3), 741–751. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.565>
- Cao, Y.; van Loosdrecht, M.; Daigger, G. T., 2017b. *Mainstream partial nitrification-anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies*. Appl. Microbiol. Biotechnol. 101(4), 1365–1383. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-8058-7>
- De Cocker, P.; Bessiere, Y.; Hernandez-Raquet, G.; Dubos, S.; Mozo, I.; Gaval, G.; Caligaris, M.; Barillon, B.; Vlaeminck, S. E.; Sperandio, M., 2018. *Enrichment and adaptation yield high anammox conversion rates under low temperatures*. Bioresource Technol. 250, 505–512. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.079>
- Erguder, T. H.; Boon, N.; Vlaeminck, S. E.; Verstraete, W., 2008. *Partial Nitrification Achieved by Pulse Sulfide Doses in a Sequential Batch Reactor*. Environ. Sci. Technol. 42(23), 8715–8720. <https://doi.org/10.1021/es801391U>
- Hammersley, M. R.; Lavik, G.; Woebken, D.; Rattray, J. E.; Lam, P.; Hopmans, E. C.; Damsté, J. S. S.; Krüger, S.; Graco, M.; Gutiérrez, D., 2007. *Anaerobic ammonium oxidation in the Peruvian oxygen minimum zone*. Limnol. Oceanogr. 52(3), 923–933. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.3.0923>
- Hellinga, C.; Schellen, A. A. J. C.; Mulder, J. W.; van Loosdrecht, M. C. M.; Heijnen, J. J., 1998. *The sharon process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water*. Water Sci. Technol. 37(9), 135–142. [https://doi.org/10.1016/s0273-1223\(98\)00281-9](https://doi.org/10.1016/s0273-1223(98)00281-9)
- Hendrickx, T. L. G.; Kampman, C.; Zeeman, G.; Temmink, H.; Hu, Z.; Kartal, B.; Buisman, C. J. N., 2014. *High specific activity for anammox bacteria enriched from activated sludge at 10°C*. Bioresource Technol. 163, 214–222. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.025>
- Hoekstra, M.; Geilvoet, S. P.; Hendrickx, T. L.; van Erp Taalman Kip, C. S.; Kleerebezem, R.; van Loosdrecht, M. C., 2018. *Towards mainstream anammox: lessons learned from pilot-scale research at WWTP Dokhaven*. Environ. Technol., 1–13. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1470204>
- Jetten, M. S. M.; Horn, S. J.; van Loosdrecht, M. C. M., 1997. *Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system*. Water Sci. Technol. 35(9), 171–180. [https://doi.org/10.1016/s0273-1223\(97\)00195-9](https://doi.org/10.1016/s0273-1223(97)00195-9)
- Jin, R. C.; Yang, G. F.; Zhang, Q. Q.; Ma, C.; Yu, J. J.; Xing, B. S., 2013. *The effect of sulfide inhibition on the ANAMMOX process*. Water Res. 47(3), 1459–1469. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.12.018>
- Kouba, V.; Catrysse, M.; Stryjova, H.; Jonatova, I.; Volcke, E. I. P.; Svehla, P.; Bartacek, J., 2014. *The impact of influent total ammonium nitrogen concentration on nitrite-oxidizing bacteria inhibition in moving bed biofilm reactor*. Water Sci. Technol. 69(6), 1227–1233. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.757>

- Kouba, V.; Darmal, R.; Vejmelkova, D.; Jenicek, P.; Bartacek, J., 2018a. *Cold shocks of Anammox biofilm stimulate nitrogen removal at low temperatures*. Biotechnol. Prog. 34(1), 277–281. <https://doi.org/10.1002/btpr.2570>
- Kouba, V.; Dolejš, P.; Švehla, P.; Čejka, J.; Vodička, O.; Benáková, A.; Máca, J.; Jeníček, P.; Bartáček, J., 2018b. *Jak ušetřit na odstraňování dusíku na ČOV: 10 let zahraničních zkušeností s procesem anammox*. SOVAK (5), 14–21.
- Kouba, V.; Proksova, E.; Wiesinger, H.; Vejmelkova, D.; Bartacek, J., 2017a. *Good servant, bad master: sulfide influence on partial nitrification*. Water Sci. Technol. 76(5). <https://doi.org/10.2166/wst.2017.490>
- Kouba, V.; Svehla, P.; Catrysse, M.; Prochazkova, L.; Radechovska, H.; Jenicek, P.; Bartacek, J., 2017b. *How biomass growth mode affects ammonium oxidation start-up and NOB inhibition in the partial nitrification of cold and diluted reject water*. Environ. Technol., 1–10. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1403491>
- Kouba, V.; Thanh, H.; Plutová, B.; Paulů, A.; Šátková, B.; Vejmelková, D.; Dolejš, P.; Hejnic, J.; Jeníček, P.; Bartáček, J., 2018c. *Nitritace v hlavním proudu splaškové odpadní vody po anaerobním předčištění: zkušenosti z poloprovozu*. Odpadové vody 2018, Štrbské Pleso.
- Kouba, V.; Vejmelková, D.; Proksova, E.; Wiesinger, H.; Concha, M.; Dolejš, P.; Hejnic, J.; Jenicek, P.; Bartacek, J., 2017c. *High-rate partial nitrification of municipal wastewater after psychrophilic anaerobic pre-treatment*. Environ. Sci. Technol. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02078>
- Kouba, V.; Widiayuningrum, P.; Chovancova, L.; Jenicek, P.; Bartacek, J., 2016. *Applicability of one-stage partial nitrification and anammox in MBBR for anaerobically pre-treated municipal wastewater*. J. Ind. Microbiol. Biot. 43(7), 965–975. <https://doi.org/10.1007/s10295-016-1766-2>
- Kuypers, M. M.; Lavik, G.; Woebken, D.; Schmid, M.; Fuchs, B. M.; Amann, R.; Jørgensen, B. B.; Jetten, M. S., 2005. *Massive nitrogen loss from the Benguela upwelling system through anaerobic ammonium oxidation*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 102(18), 6478–6483. <https://doi.org/10.1073/pnas.0502088102>
- Lackner, S.; Gilbert, E. M.; Vlaeminck, S. E.; Joss, A.; Horn, H.; van Loosdrecht, M. C. M., 2014. *Full-scale partial nitrification/anammox experiences – An application survey*. Water Res. 55, 292–303. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.032>
- Lotti, T.; Kleerebezem, R.; Abelleira-Pereira, J.; Abbas, B.; van Loosdrecht, M., 2015a. *Faster through training: the anammox case*. Water res. 81, 261–268. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.001>
- Lotti, T.; Kleerebezem, R.; Hu, Z.; Kartal, B.; De Kreuk, M. K.; Van Erp Taalman Kip, C.; Kruit, J.; Hendrickx, T. L. G.; Van Loosdrecht, M. C. M., 2015b. *Pilot-scale evaluation of anammox-based mainstream nitrogen removal from municipal wastewater*. Environ. Technol. 36(9), 1167–1177. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.982722>
- Lotti, T.; Kleerebezem, R.; van Loosdrecht, M. C. M., 2014. *Effect of temperature change on anammox activity*. Biotechnol. Bioeng. 112(1), 98–103. <https://doi.org/10.1002/bit.25333>
- 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), 177–183. [https://doi.org/10.1016/0168-6496\(94\)00081-7](https://doi.org/10.1016/0168-6496(94)00081-7)
- Rysgaard, S.; Glud, R. N.; Risgaard-Petersen, N.; Dalsgaard, T., 2004. *Denitrification and anammox activity in Arctic marine sediments*. Limnol. Oceanogr. 49(5), 1493–1502. <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.5.1493>
- Seuntjens, D.; Bundervoet, B.; Mollen, H.; De Mulder, C.; Wypkema, E.; Verliefde, A.; Nopens, I.; Colsen, J.; Vlaeminck, S., 2016. *Energy efficient treatment of A-stage effluent: pilot-scale experiences with short-cut nitrogen removal*. Water Sci. Technol. 73(9), 2150–2158. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.005>
- 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*. Appl. Microbiol. Biot. 50(5), 589–596. <https://doi.org/10.1007/s002530051340>
- Tomaszewski, M.; Cema, G.; Ziemińska-Buczyńska, A., 2019. *Short-term effects of reduced graphene oxide on the anammox biomass activity at low temperatures*. Sci. Total Environ. 646, 206–211. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.283>
- 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 Res. 41(18), 4149–4163. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.044>
- Wett, B., 2006. *Solved upscaling problems for implementing deammonification of reject water*. Water Sci. Technol. 53(12), 121–128. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.413>
- Zhang, X.; Chen, Z.; Zhou, Y.; Ma, Y.; Ma, C.; Li, Y.; Liang, Y.; Jia, J., 2019. *Impacts of the heavy metals Cu (II), Zn (II) and Fe (II) on an Anammox system treating synthetic wastewater in low ammonia nitrogen and low temperature: Fe (II) makes a difference*. Sci. Total Environ. 648, 798–804. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.206>