

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.02.003

一体化厌氧氨氧化工艺研究进展

陈加波^{1,2,3}, 周鑫^{2,3}, 张泽乾^{2,3}, 王共磊^{2,3}, 李旭^{2,3}

(1. 中国人民大学环境学院, 北京 100872; 2. 太原理工大学环境科学与工程学院, 山西 晋中 030600; 3. 山西省市政工程研究生教育创新中心, 山西 晋中 030600)

摘要: 一体化厌氧氨氧化(Anammox)工艺在曝气和碳源消耗量、占地面积、污泥产量和温室气体排放等方面具有更高的能源经济性优势,成为近年来厌氧氨氧化工艺的研究热点。介绍了一体化Anammox工艺的基本原理和主要特点,详细阐明了多种典型和新型的一体化Anammox工艺型式、运行参数及处理效能等,并对多种一体化Anammox工艺的技术和经济性能进行了比较,最后对一体化Anammox工艺目前存在的问题及未来发展进行了可行性分析和展望。

关键词: 一体化厌氧氨氧化; 短程硝化; 短程反硝化; 硝酸盐异化还原为铵

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)02-0018-08

Research Advances of Integrated Anaerobic Ammonium Oxidation (Anammox) Processes: A Review

CHEN Jia-bo^{1,2,3}, ZHOU Xin^{2,3}, ZHANG Ze-qian^{2,3}, WANG Gong-lei^{2,3}, LI Xu^{2,3}

(1. School of Environment & Natural Resources, Renmin University of China, Beijing 100872, China; 2. College of Environmental Science and Engineering, Taiyuan University of Technology, Jinzhong 030600, China; 3. Innovation Center for Postgraduate Education in Municipal Engineering of Shanxi, Jinzhong 030600, China)

Abstract: The integrated Anammox process has become a research hot spot due to its cost-effective and energy-positive advantages of low oxygen and carbon source consumption, occupied area, sludge production and greenhouse gas (GHG) emission in recent years. Firstly, the principles and characteristics of integrated Anammox processes are introduced, and the type of integrated Anammox processes are summarized including the nitrogen removal efficiency and operation parameters of typical processes and novel processes. Then, the technical and economical characteristics of the integrated Anammox process are compared. Finally, the shortage, feasibility and application prospects of integrated Anammox processes are analyzed and prospected.

Key words: integrated Anammox; partial nitrification; partial denitrification; dissimilatory nitrate reduction to ammonium(DNRA)

相较于传统硝化反硝化脱氮工艺,厌氧氨氧化(Anammox)具有不消耗有机物、曝气量少及污泥产

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(21607111); 山西省基础研究计划项目(20210302123198); 山西省研究生教育教学改革课题(2022YJJG069); 研究生教育创新计划项目(2021KC01)

通信作者: 周鑫 E-mail: raymans2006@163.com

率低等显著优势。为了获取 NO_2^- -N,通常需要联合部分短程硝化来实现厌氧氨氧化工艺,即PN/A工艺。目前基于两段式的PN/A工艺由于各工艺段可以独立控制而日趋成熟,荷兰鹿特丹污水处理厂是第一个全规模尺度下采用两段PN/A工艺的污水厂。该污水厂采用SHARON-Anammox工艺处理污泥消化上清液,工艺流程分为两段,第一段是在好氧反应器中将一半的 NH_4^+ 转化为 NO_2^- ,第二段是在厌氧反应器中将剩余的 NH_4^+ 和 NO_2^- 直接转化为 N_2 。但分段式PN/A系统工艺运行复杂、占地大、基建成本较高且温室气体 N_2O 排放量较大,尤其是PN/A系统对有机物等抗冲击负荷能力不足,导致脱氮效能显著下降^[1]。而在处理成本和抗冲击负荷方面,一段式Anammox更有优势,据统计,目前全世界已有近200座基于Anammox工艺的污水处理设施,其中约88%采用了一段式Anammox工艺。因此,通过查阅国内外大量文献,重点对各种一体化厌氧氨氧化工艺类型、工艺特点、基本原理与应用情况进行系统总结,并对不同的一体化厌氧氨氧化型式与传统脱氮技术、经济性进行了比较,最后对该工艺存在的问题和未来研究方向进行了展望。

1 一体化Anammox工艺原理

与分体式PN/A工艺不同,一体化Anammox工艺将 NH_4^+ -N的氧化与Anammox过程集中在一个反应器内,以实现氨氮的去除。与传统的硝化反硝化工艺相比,一体化Anammox工艺具有显著的特点与

优势:①短程硝化和Anammox等反应均置于一个反应器内并协同作用,缩短了工艺流程;②在一个反应器中实现不同功能菌的生长与反应,简化了系统操作;③容积效能大幅提高,减小了处理构筑物占地面积;④Anammox过程产碱,可抵消硝化过程的产酸效应,从而维持系统内的酸碱平衡,降低了运行成本;⑤对冲击负荷和抑制性物质(如游离氨和游离亚硝酸)的抵抗能力更强;⑥可节约100%的碳源和63%的曝气量。

基于此,国外已将一段式Anammox工艺作为未来研究的重点,目前已开发出了基于亚硝酸盐氮的全自养型生物脱氮(CANON)工艺、限氧自养硝化反硝化(OLAND)工艺、单级部分亚硝化厌氧氨氧化(SNAP)和好氧反氨化(DEMON)等工艺,其中国外公司对部分工艺形成了自己的专利产品,并在工业和城市污水处理厂进行了实施推广。

2 一体化Anammox工艺型式

2.1 基于短程硝化的一体化厌氧氨氧化

2.1.1 常规PN/A一体化工艺

常规PN/A一体化典型工艺主要包括CANON、OLAND、SNAP和DEMON工艺,这些工艺原理基本类似,都是通过两种功能菌即氨氧化菌(AOB)和厌氧氨氧化菌(AnAOB)的协同作用将 NH_4^+ -N转化为 N_2 ^[2-8]。

表1总结了各种一体化PN/A工艺类型及应用情况^[3-8]。

表1 各种一体化PN/A工艺型式、参数及处理效能

Tab.1 Types, parameters and efficiency of different integrated PN/A processes

反应系统	工艺	工作容积	接种污泥	进水氨氮/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	出水TN/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	TN去除 率/%	水温/ $^{\circ}\text{C}$	pH	DO/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
SBR	OLAND	2 L	OLAND生物膜污泥	50~200	>7	<80	30~34	>7.4	0.35~0.50
DEMON生物反应器	DEMON	1 020 m^3	活性污泥	1 208	181	85	30	6.71~6.69	0~0.3
SBR	CANON	1.5 L	AnAOB污泥	180~330	39.6~72.6	78	18~24	7.7 ± 0.2	0.3~0.5
MBR	CANON	13.2 L	活性污泥	200	30	85	25	7.6	0.15
MABR	SNAP	2.7 L	活性污泥	50~100	15	70	31.3		0.42~0.53
MBBR	SNAP	20 L	硝化生物膜	680 ± 76	30	95	26.0	7.9	

DEMON工艺主要采用SBR运行方式,运行的关键是控制供氧条件($\text{DO}<0.3\text{ mg/L}$)。OLAND工艺由两个阶段组成:首先在限氧条件下(DO 为0.1~0.3 mg/L),污水中的 NH_4^+ -N转化为 NO_2^- -N,接着在厌氧条件下, NO_2^- -N与污水中剩余的 NH_4^+ -N生成 N_2 ,实现氮素的去除。CANON工艺主要通过 DO 调控,将反应器内的短程硝化与Anammox过程耦合,

解决了PN/A工艺在基建成本与温室气体效应方面的问题^[2]。与OLAND和CANON工艺不同,DEMON工艺通过调节pH控制 NO_2^- -N的浓度,从而防止 NO_2^- -N积累抑制厌氧氨氧化反应。SNAP工艺采用生物载体,通过控制反应器内的溶解氧浓度,使AOB和AnAOB在生物膜中共存,进而实现全程自养生物脱氮。

全程自养脱氮是PN/A工艺的一大特征,主要归因于功能菌AOB与AnAOB均为自养菌,无需外加碳源。尽管PN/A工艺的启动周期较长,但它已被成功应用于许多生物反应器,包括SBR、MBR、MABR、SBBR和MBBR等。PN/A工艺的不足在于:仅适合处理不含有有机物的高浓度氨氮废水,而对于含有有机物的含氮废水,Anammox效能将大大降低。

2.1.2 SAD

SAD,即同步厌氧氨氧化反硝化一体化工艺,主要通过反硝化作用进一步去除AnAOB产生的 NO_3^- -N来提高TN去除率。在低浓度有机物环境中,SAD一体化工艺依靠AnAOB和异养反硝化菌的协同作用,大大提高了总氮的去除率。Pathak等^[9]使用 ^{15}N 示踪技术和定性荧光原位杂交探针技术(FISH)对低氨氮废水中AnAOB和反硝化细菌群体之间的脱氮途径和相互竞争进行了研究,发现SAD过程的存在,且实现了约80%的脱氮率。Chamchoi等^[10]在上流式厌氧污泥床(UASB)反应器中也发现了SAD过程,但COD浓度从100 mg/L增加到400 mg/L时(C/N为0.9~2.0),AnAOB活性逐渐降低。因此SAD不适合处理含有高浓度COD的氨氮废水。

2.1.3 SNAD

SNAD工艺,即同步部分亚硝化、厌氧氨氧化和反硝化工艺,其实质是在CANON工艺中耦合反硝化过程,通过AOB、AnAOB及异养反硝化菌(HDB)的共同作用,在一个反应器内实现同步 NH_4^+ -N与COD的去除^[11]。SNAD工艺的优势在于,其能够使短程硝化-厌氧氨氧化及反硝化有机耦合,解决了SHARON-Anammox和CANON工艺无法有效去除COD以及在有碳源条件下脱氮率降低的问题;此外,SNAD采用一个反应器,降低了基建、运行及维

护费用。SNAD大多都是通过生物膜、颗粒污泥甚至悬浮污泥系统处理低C/N比和高浓度 NH_4^+ -N废水,如污泥消化液和垃圾渗滤液。目前,SNAD工艺已应用于许多不同规模尺度的反应器,如SBBR、MBR、填充床反应器(PBR)等。

2.1.4 SCONDA

2018年,Zhou等^[12]首次提出SCONDA(同步有机物氧化、短程硝化反硝化和厌氧氨氧化)工艺理念,针对Anammox在高浓度COD条件下被抑制的问题,将有机物好氧氧化和短程硝化/反硝化耦合在一个单级Anammox反应器中,成功实现了高 NH_4^+ -N(100~300 mg/L)、高COD(600~900 mg/L)和高C/N比(2~3)的废水处理。SCONDA与SNAD一体化工艺不同的是,SNAD工艺中微生物群落以AnAOB为主,且COD作为Anammox产物 NO_3^- -N的反硝化电子受体而被去除;SCONDA工艺以异养菌为主,同时存在部分AnAOB;COD通过好氧及 NO_2^- -N反硝化途径去除。本质上,SCONDA工艺中仅能发生部分Anammox,经Anammox途径去除的总氮约占40%。因此,SCONDA的发现保证了在高浓度有机物进水不利条件下,Anammox的效能发挥,且该工艺对COD的去除率较高,进一步拓宽了Anammox在实际高氨氮有机废水处理中的适用范围。显著的DO浓度梯度的分层生物膜系统是SCONDA工艺实现的基础和前提。笔者认为,单级SCONDA工艺与传统生物脱氮工艺相比,在脱氮效果和节能潜力方面具有显著优势,是一种能够直接处理COD/TKN比为2~5的高浓度富氮有机废水的极具应用前景的替代方案。

SAD、SNAD、SCONDA工艺的应用情况^[10,12-17]如表2所示。

表2 SAD、SNAD、SCONDA工艺应用情况

Tab.2 Application of SAD,SNAD,SCONDA process

反应系统	工艺类型	污水类型	工作容积	接种污泥	进水氨氮/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	TN去除率/%	C/N	DO/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
UASB	SAD	模拟城市废水	0.2 L	厌氧颗粒污泥	40	>80	0.9~2.0	
SNAD-IFAS	SNAD	合成废水+实际城市废水	8 L	AOB污泥	100~400	90	0.5~3	0.4~1.3
NRBC	SNAD	模拟城市废水	2.5 L	PN/A污泥	50	>70	1.4~2.3	0.2~0.8
SBR	SNAD	垃圾渗滤液	384 m^3	活性污泥	500~777	76	0.87	0.3
SBBR	SCONDA	合成废水	5 L	活性污泥	100~300	88	3.0	1.1~1.3
SBBR	SCONDA	模拟焦化废水	5 L	AOB污泥	400	89.8	2~3	3.5~4.5
ALR	SCONDA	合成废水	5 L	PN/A污泥	250	80.9	0.2~1.6	<0.1

2.2 基于短程反硝化的一体化厌氧氨氧化(PD/A)

2.2.1 异养短程反硝化型(HPDA)

针对化肥、硝基类炸药和核原料等行业生产过程中产生的高浓度硝酸盐类废水,传统生物反硝化存在碳源投加量大、温室气体(N_2O 和 CO_2)排放量大、后续污泥难处理等不利于节能减排的问题。与亚硝化过程不同的是,HPDA过程为异养短程反硝化菌以有机物(如丁酸盐、丙酸盐、乙酸盐)为底物,通过短程反硝化将 NO_3^- -N还原为 NO_2^- -N从而为AnAOB反应提供底物。

该工艺主要利用水中原有的或投加的有机物进行短程反硝化,从而实现 NO_2^- -N的积累,可减少84%的污泥产量与50%的氧气需求,具有亚硝酸盐积累率高、 N_2O 排放量低和无需抑制NOB等优点。因此,基于异养短程反硝化提供 NO_2^- -N的HPDA被认为是更适合与Anammox耦合的工艺。Cao等^[18]在 NO_3^- -N去除率达97.9%的PD/A实验中节省了60.1%的外碳源,并减少了44.8%的污泥量产生,认为基于异养短程反硝化的一体化厌氧氨氧化工艺处理 $10 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 的城市污水厂可节约4.3%的曝气量,最高可以实现100%的脱氮率(PN/A工艺脱氮率最高为89%)。然而,如何实现稳定的亚硝酸盐积累仍是HPDA一体化工艺的控制难点和关键。

2.2.2 自养短程反硝化型(APDA)

APDA又称DEAMOX,主要通过水中原有的或投加的还原态无机物(H_2 、S、 S^{2-} 、 $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ 、Fe、 Fe^{2+}),进行自养型短程反硝化,以实现 NO_3^- -N到 NO_2^- -N的

积累,从而作为 NH_4^+ -N的电子供体实现Anammox,这是一种无需有机碳源的去除硝酸盐并提高总氮去除率的替代方法。该工艺常见形式为硫及其化合物(S^{2-} 、 $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ 、 SCN^- 和S)自养部分反硝化,主要通过硫等还原性离子作为电子供体来实现。由于该工艺污泥产量低,常被应用于无机 NO_3^- -N废水的处理,包括地下水、饮用水和城市污水。Cai等^[19]研究表明, NO_3^- 比 NO_2^- 更易与S进行自养反硝化反应,通过合适的反应条件能实现 NO_2^- -N的积累。硫化物的氧化分为两个步骤:首先是硫化物被氧化为中间产物S,在 NO_3^- 充足的条件下,S进一步氧化为 SO_4^{2-} 。研究^[20]表明,S因更低的反硝化速率更适合作为部分反硝化电子供体,并且不同含硫化合物的反应方程式不同,以 S^{2-} 为电子受体的反应最终转化为S单质或 SO_4^{2-} 。

不同电子供体驱动的自养反硝化可分为三类:硫化物、S和其他硫化物。理论上硫单质部分自养反硝化过程中将 NO_3^- -N完全转化为 NO_2^- -N,则 ΔNH_4^+ -N: ΔNO_3^- -N: ΔS 为1:1.06:0.44。Pan等^[21]开发了一种在含硫氰酸盐废水中生成亚硝酸盐和铵的APDA工艺,其中,硫氰酸盐通过硫氧化为硫酸盐,可为厌氧氨氧化提供铵和亚硝酸盐基质,硫杆菌*Thiobacillus*是主要的功能菌群。然而,基于硫元素的短程反硝化会造成pH的下降和硫酸盐积累,从而使盐度增加。另外,一定浓度的游离 S^{2-} 会抑制Anammox菌的活性。异养/自养短程反硝化耦合Anammox一体化工艺的应用情况^[21-25]见表3。

表3 异养/自养短程反硝化耦合Anammox一体化工艺应用情况

Tab.3 Application of heterotrophic/autotrophic partial denitrification coupled with Anammox integration process

反应系统	工艺类型	工作容积/L	接种污泥	电子供体	进水氮浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	出水TN/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TN去除率/%	pH
UASB	DEAMOX	1.5	厌氧氨氧化颗粒污泥	乙酸盐	NH_4^+ -N:280, NO_3^- -N:140~280	9.3	96.2	7.8±0.1
UBF	HPDA	2.1	厌氧氨氧化与反硝化污泥	葡萄糖	NH_4^+ -N:82~107, NO_3^- -N:90~120	10	98.6	7.5~8.0
SBR	APDA	5	活性污泥	硫氰酸盐	SCN^- -N:50~200, NO_3^- -N:80~320	68~300	41~48	8.0±0.1
EGSB	APDA	1.57	自养反硝化厌氧氨氧化污泥	硫化物+乙酸盐	NO_2^- -N:20~45, NO_3^- -N:20~45			7.5
序批式反应器	APDA	0.25	厌氧消化污泥	Fe^{2+} 、 Fe^{3+}	NH_4^+ -N:27, NO_2^- -N:58.4, NO_3^- -N:74.1	<10	>93	6

2.3 基于硝酸盐异化还原的一体化厌氧氨氧化

硝酸盐异化还原为铵(DNRA)与反硝化不同,主要是DNRA的功能菌和代谢基因有所差异。若通

过DNRA菌将硝酸盐反硝化控制在亚硝酸盐氮生成阶段,就可为厌氧氨氧化提供电子供体。目前,在海洋系统、河口沉积物、城市湿地、土壤系统和城市

污水处理厂中均已发现短程 DNRA 与 Anammox 的耦合。有报道称在以活性污泥法为主的城市污水处理厂中, DNRA 对氮转化的贡献很普遍但贡献率并不高, 同时存在 DNRA 与 Anammox 耦合的现象^[26]。Li 等^[27]进行的一项长期实验表明, 厌氧菌团可以稳定且有效地将依赖 Fe(II) 的硝酸盐异化还原为铵, 并与厌氧氨氧化工艺相结合, 通过控制 EDTA-2Na/Fe(II) 的比例和 pH, 可实现 $(0.23 \pm 0.01) \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的总脱氮率(TNRR)。Han 等^[28]研究表明, 反硝化作用下苯在厌氧降解过程中出现了 DNRA 反应, 且与外源 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 协同发生了厌氧氨氧化。Zhou 等^[29]在产甲烷体系处理高 COD/ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 废水时发现, 硝酸盐容易实现 DNRA 过程, 从而获得 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 满足 Anammox 的底物条件。

2.4 其他一体化 Anammox 工艺

2.4.1 与甲烷化反硝化耦合

甲烷化反硝化厌氧氨氧化工艺(MDA)将厌氧氨氧化菌、产甲烷菌和反硝化菌在单一反应器中培养富集, 从而实现高 COD 和含氮废水的同步处理。MDA 工艺中, 反硝化菌和甲烷化菌均以有机碳为基质, 而厌氧氨氧化菌与反硝化菌以亚硝酸盐为共同基质, 同时厌氧氨氧化过程产生的硝酸盐氮再被反硝化菌还原为亚硝酸盐氮。MDA 一体化工艺具有能耗低、占地面积小等优点。相比于三者反应单一的过程, MDA 工艺兼顾氨氮和亚硝酸盐氮去除过程, 具有更高的 COD 负荷, 目前在禽畜养殖废水(如养猪场废水、制革废水和垃圾渗滤液等高 C/N 比污水)中得到了一定应用, 然而其菌群发生机制和控制策略仍有待进一步研究。Liu 等^[30]发现 Anammox 可以与 UASB 反应器中的甲烷生成共存, 通过安装外部 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 回流系统, 对制革废水(进水 COD 浓度为 $3\,760 \text{ mg/L}$)进行厌氧处理, 将甲烷生成、同步 Anammox 和反硝化相结合, 可使总氮去除率达到 71.6%。

2.4.2 与甲烷氧化耦合

甲烷氧化厌氧氨氧化工艺(DAMOA), 通过厌氧甲烷氧化菌利用甲烷将 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 反硝化到 $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 从而为厌氧氨氧化菌的生长提供底物, 由于两种菌都属于厌氧菌, 因此比较容易实现富集。Liu 等^[31]使用成熟的厌氧氨氧化颗粒污泥作为生物载体包埋 n-DAMO 微生物, 从而在 6 个月内获得了 n-DAMO 颗粒, 实现了 AnAOB 和 n-DAMO 古菌的并存, 并在

侧流废水的应用中获得了较高的氮去除率 $[1.0 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})]$ 。Meng 等^[32]研究了大型污水处理厂和 4 座垃圾填埋场渗滤液处理厂中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和甲烷的同时去除情况, 发现实际工程系统中 AnAOB 和 n-DAMO 共存, 并在污水处理厂的氮和碳去除中起着重要作用。该工艺目前的问题主要是甲烷溶解性较低, 需要通过外加甲烷的曝气方式强化甲烷传质以富集厌氧甲烷氧化菌, 故成本较高。

2.4.3 与完全氨氧化(Comammox)耦合

与传统两步硝化经典理论不同, 2015 年一步式完全氨氧化被发现, 意味着氨氮能够直接被转化成硝酸盐氮, 而完全氨氧化菌多存在于低氨氮和低溶解氧废水的脱氮系统中, 这为 Comammox+Anammox 耦合提供了保证。van Kessel 等^[33]在 FISH 成像下发现了 Comammox 菌与 Anammox 菌的共聚集体, 表明二者很可能存在共生关系。2019 年, Wu 等^[34]在处理污泥消化液的 SBR 反应器中也发现了 Comammox 菌、AOB 与 Anammox 菌三者共存的现象, 实现了 98% 的氨氮和 95% 的 TN 去除。对于城市污水而言, AOB 不容易形成优势, 而 Comammox 菌更易在生物膜反应器中富集, 若将短程反硝化工艺同步耦合在 Comammox 体系中则很可能实现 Anammox, 同时大幅降低 N_2O 产量。Zhou 等^[16]在主流厌氧氨氧化脱氮工艺系统中发现只有 *Nitrospira* sp. (NOB), 并没有 *Nitrosomonas* sp. (AOB), 进而推断 Comammox 发生, 从而构建了 Comammox+Partial Denitrification/Anammox (CPDA) 工艺。然而, 该过程深入的发生机制仍需要进一步揭示。

3 一体化 Anammox 工艺技术和经济性比较

与传统的脱氮工艺相比, 一体化 Anammox 工艺在曝气消耗、外加有机碳源量、占地面积、污泥产量、温室气体产量、操作和运行管理费用等方面具有较高的能源经济性、技术先进性和可操作性。对于不同的一体化厌氧氨氧化工艺的类型, 基于不同的亚硝酸盐产生途径和工艺原理, 受制于不同的运行环境和参数条件, 实际其工艺技术经济性能也有所差别, 不同型式的厌氧氨氧化一体化工艺技术经济性能比较见表 4。

从进水水质的角度看, 我国城镇污水处理厂的进水 C/N 比相对于厌氧氨氧化工艺仍偏高, 因此开发耐受中高 C/N 比的一体化厌氧氨氧化工艺更有应

用潜力。符合此类的工艺包括 SCONDA、MDA 和 CPDA 工艺。从节能减排的角度,控制低 C/N 比所需的前处理(碳分离)过程仍需要占用大量的能源和空间,这与一体化厌氧氨氧化工艺的理念相悖。厌氧氨氧化涉及的温室气体主要为 N_2O , 少部分高 COD 进水的研究还包括甲烷。一体化厌氧氨氧化

工艺将部分反硝化与厌氧氨氧化结合,避免了高浓度亚硝酸盐的积累步骤,有效减少了硝化反硝化和羟胺氧化途径产生的 N_2O 。不同的一体化厌氧氨氧化工艺中, N_2O 的产生以异养反硝化途径为主,此途径受电子供体不足的限制,因此 SCONDA、MDA 和 CPDA 工艺的 N_2O 产生量更少。

表 4 各种一体化 Anammox 工艺技术和经济性能比较

Tab.4 Comparison of technologies and economic performance for various integrated Anammox processes

工艺	NO_2^- -N 获得途径	底物条件	功能菌群	适宜 C/N 比	控制难度	有机物预去除	成本	温室气体产生
CANON/SNAP/OLAND/DEMON	PN	NH_4^+ -N	AOB、AnAOB	极低	容易	需要	极低	几乎无
SAD	PN	NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 COD	AOB、AnAOB、HDB	低	简单	部分需要	低	很少
SNAD	PN	NH_4^+ -N 和 COD	AOB、AnAOB、HDB	低	一般	部分需要	低	很少
SCONDA	PN	NH_4^+ -N 和 COD	HOB、HDB、AOB、AnAOB	中等	容易	不需要	低	有
HPDA	PDN	NO_3^- -N 和 COD	NOB、HDB、AnAOB	低	较难	部分需要	高	有
APDA (DEAMOX)	PDN	NO_3^- -N 和无机物	NOB、DAB、AnAOB		容易	不需要	高	较少
PDNRAA	PDN	NH_4^+ -N 和 COD	NOB、DNRA、AnAOB	低	难	不需要	低	几乎无
MDA	PDN	NH_4^+ -N 和 COD	MPB、HDB、AnAOB	高	难	不需要	低	有
DAMOA	PDN	NH_4^+ -N 和甲烷	MOB、AnAOB	极低	难	不需要	高	几乎无
CPDA	PDN	NH_4^+ -N 和 COD	Comammox 菌、HDB、AnAOB	较高	难	不需要	低	较少

4 结语

4.1 一体化 Anammox 工艺存在的问题

一体化 Anammox 工艺主要应用于低 C/N 比高含氮废水的处理,在低浓度 NH_4^+ -N 与高 C/N 比的城市污水中应用还较少,且大多数研究仍停留在实验室阶段。目前,一体化 Anammox 反应器仍面临一些问题,有待进一步研究:

① 基于 PN/A 的一体化工艺中起主要作用的 AOB 与 Anammox 菌都是自养菌,自养菌产率低,增殖速率慢,特别是在城市主流污水处理中的应用受到限制,而且启动时间长,运行不稳定,对低温的耐受性较低,活性差,单纯依赖 Anammox 会导致脱氮效率不稳定,出水 TN 超标。

② PN/A 一体化工艺作为主流厌氧氨氧化工艺,应用中 NOB 的长期稳定抑制是难点和关键。

③ 在一体化厌氧氨氧化工艺的启动与运行中,生物量的保持也非常关键,基于生物膜与颗粒污泥的一体化 Anammox 工艺对冲击负荷的耐受性较高,稳定性较强,且能避免生物量的流失,但污泥粒径及生物膜厚度超过一定范围时,基质的传递受阻,可能会影响脱氮效果。

④ 自养部分反硝化厌氧氨氧化一体化过程中,也存在氢自养部分反硝化技术的安全、硫自养部分反硝化体系的产酸、铁自养反硝化技术的脱氮效率不足和容易产生铁盐沉淀等问题。

⑤ 尽管基于 PN/A 的一体化厌氧氨氧化系统在 N_2O 减排方面取得了一定成效,但对于不同条件下自养/异养部分反硝化/DNRA 厌氧氨氧化工艺的 N_2O 排放特性与控制还需深入研究。

4.2 一体化厌氧氨氧化工艺的未来展望

基于一体化 Anammox 工艺的特点和优势,该工艺的研发将成为生物脱氮技术研究的热点。今后一体化 Anammox 工艺的研究重点可以着重于以下几个方面:

① 研究不同功能菌和 Anammox 菌共存的生长动力学和过程控制策略。

② 开发适用于低浓度城市污水的一体化主流 Anammox 的生物膜/颗粒污泥高效系统。

③ 研究极端条件和不利进水条件下的一体化 Anammox 工艺稳定运行策略。

④ 运用多维组学技术解析一体化 Anammox 功能微生物之间的相互影响和代谢机制。

参考文献:

- [1] MIAO Y Y, PENG Y Z, ZHANG L, *et al.* Partial nitrification-anammox (PNA) treating sewage with intermittent aeration mode: effect of influent C/N ratios [J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 334: 664-672.
- [2] CHU Z R, WANG K, LI X K, *et al.* Microbial characterization of aggregates within a one-stage nitrification-Anammox system using high-throughput amplicon sequencing [J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 262: 41-48.
- [3] SCHAUBROECK T, BAGCHI S, DE CLIPPELEIR H, *et al.* Successful hydraulic strategies to start up OLAND sequencing batch reactors at lab scale [J]. Microbial Biotechnology, 2012, 5(3): 403-414.
- [4] GONZALEZ-MARTINEZ A, RODRIGUEZ-SANCHEZ A, MUNOZ-PALAZON B, *et al.* Microbial community analysis of a full-scale DEMON bioreactor [J]. Bioprocess and Biosystems Engineering, 2015, 38(3): 499-508.
- [5] VAZQUEZ-PADIN J R, POZO M J, JARPA M, *et al.* Treatment of anaerobic sludge digester effluents by the CANON process in an air pulsing SBR [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 166(1): 336-341.
- [6] ZHANG X J, LI D, LIANG Y H, *et al.* Performance and microbial community of completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON) process in two membrane bioreactors (MBR) fed with different substrate levels [J]. Bioresource Technology, 2014, 152: 185-191.
- [7] AUGUSTO M R, CAMILOTI P R, DE SOUZA T S O. Fast start-up of the single-stage nitrogen removal using Anammox and partial nitrification (SNAP) from conventional activated sludge in a membrane-aerated biofilm reactor [J]. Bioresource Technology, 2018, 266: 151-157.
- [8] ZEKKER I, RIKMANN E, TENNO T, *et al.* Anammox enrichment from reject water on blank biofilm carriers and carriers containing nitrifying biomass: operation of two moving bed biofilm reactors (MBBR) [J]. Biodegradation, 2012, 23(4): 547-560.
- [9] PATHAK B K, KAZAMA F, SAIKI Y, *et al.* Presence and activity of Anammox and denitrification process in low ammonium-fed bioreactors [J]. Bioresource Technology, 2007, 98(11): 2201-2206.
- [10] CHAMCHOI N, NITISORAVUT S, SCHMIDT J E. Inactivation of Anammox communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (Anammox) and denitrification [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(9): 3331-3336.
- [11] CHEN H H, LIU S T, YANG F L, *et al.* The development of simultaneous partial nitrification, Anammox and denitrification (SNAD) process in a single reactor for nitrogen removal [J]. Bioresource Technology, 2009, 100(4): 1548-1554.
- [12] ZHOU X, ZHANG Z Q, ZHANG X N, *et al.* A novel single-stage process integrating simultaneous COD oxidation, partial nitrification-denitrification and Anammox (SCONDA) for treating ammonia-rich organic wastewater [J]. Bioresource Technology, 2018, 254: 50-55.
- [13] DU Y Q, YU D S, WANG X X, *et al.* Achieving simultaneous nitrification, Anammox and denitrification (SNAD) in an integrated fixed-biofilm activated sludge (IFAS) reactor: quickly culturing self-generated Anammox bacteria [J]. Science of the Total Environment, 2021, 768: 144446.
- [14] WANG D, WANG G W, YANG F L, *et al.* Treatment of municipal sewage with low carbon-to-nitrogen ratio via simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonia oxidation, and denitrification (SNAD) in a non-woven rotating biological contactor [J]. Chemosphere, 2018, 208: 854-861.
- [15] WANG C C, LEE P H, KUMAR M, *et al.* Simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification (SNAD) in a full-scale landfill-leachate treatment plant [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 175(1/3): 622-628.
- [16] ZHOU X, WANG G L, YIN Z Y, *et al.* Performance and microbial community in a single-stage simultaneous carbon oxidation, partial nitrification, denitrification and Anammox system treating synthetic coking wastewater under the stress of phenol [J]. Chemosphere, 2020, 243: 125382.
- [17] GUO Y, NIU Q G, SUGANO T, *et al.* Biodegradable organic matter-containing ammonium wastewater treatment through simultaneous partial nitrification, Anammox, denitrification and COD oxidation process [J]. Science of the Total Environment, 2020, 714: 136740.
- [18] CAO S B, OEHMEN A, ZHOU Y. Denitrifiers in mainstream Anammox processes: competitors or

- supporters? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(19): 11063–11065.
- [19] CAI J, ZHENG P, QAISAR M. Influence of various nitrogenous electron acceptors on the anaerobic sulfide oxidation [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(9): 2931–2937.
- [20] SUN Y M, NEMATI M. Evaluation of sulfur-based autotrophic denitrification and denitritation for biological removal of nitrate and nitrite from contaminated waters [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 114: 207–216.
- [21] PAN J X, WEI C H, FU B B, *et al.* Simultaneous nitrite and ammonium production in an autotrophic partial denitrification and ammonification of wastewaters containing thiocyanate [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 252: 20–27.
- [22] ZHANG Z Z, CHENG Y F, ZHU B Q, *et al.* Achieving completely anaerobic ammonium removal over nitrite (CAARON) in one single UASB reactor: synchronous and asynchronous feeding regimes of organic carbon make a difference [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 653: 342–350.
- [23] QIN Y J, CAO Y, REN J Y, *et al.* Effect of glucose on nitrogen removal and microbial community in Anammox–denitrification system [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 244(Pt1): 33–39.
- [24] LIU C S, ZHAO D F, YAN L H, *et al.* Elemental sulfur formation and nitrogen removal from wastewaters by autotrophic denitrifiers and Anammox bacteria [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 191: 332–336.
- [25] YANG Y F, XIAO C C, YU Q, *et al.* Using Fe(II)/Fe(III) as catalyst to drive a novel Anammox process with no need of Anammox bacteria [J]. *Water Research*, 2021, 189: 116626.
- [26] WANG S, LIU C, WANG X, *et al.* Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in traditional municipal wastewater treatment plants in China: widespread but low contribution [J]. *Water Research*, 2020, 179: 115877.
- [27] LI Z X, PENG Y Z, GAO H J. Enhanced long-term advanced denitrogenation from nitrate wastewater by Anammox consortia: dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) coupling with Anammox in an upflow biofilter reactor equipped with EDTA–2Na/Fe(II) ratio and pH control [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 305: 123083.
- [28] HAN X K, PENG S C, ZHANG L L, *et al.* The co-occurrence of DNRA and Anammox during the anaerobic degradation of benzene under denitrification [J]. *Chemosphere*, 2020, 247: 125968.
- [29] ZHOU X, WANG G L, GE D L, *et al.* Development of aerobic methane oxidation, denitrification coupled to methanogenesis (AMODM) in a microaerophilic expanded granular sludge blanket biofilm reactor [J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 275: 111280.
- [30] LIU B, QI X L, WANG Z, *et al.* Integration of methanogenesis with anaerobic ammonium oxidation and denitrification for treatment of tannery wastewater in an UASB reactor [J]. *Fresenius Environmental Bulletin*: FEB, 2013, 22(1): 286–292.
- [31] LIU C S, LIU T, ZHENG X Y, *et al.* Rapid formation of granules coupling n-DAMO and Anammox microorganisms to remove nitrogen [J]. *Water Research*, 2021, 194: 116963.
- [32] MENG H, ZHANG X W, ZHOU Z C, *et al.* Simultaneous occurrence and analysis of both Anammox and n-DAMO bacteria in five full-scale wastewater treatment plants [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2021, 156: 105112.
- [33] VAN KESSEL M A H J, SPETH D R, ALBERTSEN M, *et al.* Complete nitrification by a single microorganism [J]. *Nature*, 2015, 528(7583): 555–559.
- [34] WU L N, SHEN M Y, LI J, *et al.* Cooperation between partial-nitrification, complete ammonia oxidation (Comammox), and anaerobic ammonia oxidation (Anammox) in sludge digestion liquid for nitrogen removal [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 254: 112965.

作者简介:陈加波(1993–),男,福建福鼎人,博士研究生,研究方向为污水处理N₂O减排。

E-mail:chenjiabo1993@163.com

收稿日期:2021-03-24

修回日期:2021-04-12

(编辑:丁彩娟)