

论述与研究

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2020.11.001

某污水厂主流 Anammox 现象产生的原因探讨

苑 泉¹, 贺北平², 钱 亮², 宫 徽¹, 万 硕², 蔡虎林³, 周亚旭³,
王凯军¹

(1. 清华大学环境学院 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100084; 2. 浦华环保
有限公司, 北京 100084; 3. 西安市污水处理有限责任公司, 陕西 西安 710077)

摘 要: 我国中部某污水厂在原倒置 A²/O 工艺的基础上进行提标改造, 在缺氧池和厌氧池中投加填料形成 A²/O—IFAS 工艺。经过 4 年半的稳定运行, 系统呈现良好的脱氮效果, 厌氧池和缺氧池填料出现红色生物膜。研究表明, 厌氧池和缺氧池填料生物膜具有厌氧氨氧化 (Anammox) 活性, 采用高通量测序法对生物膜和悬浮污泥进行菌群结构分析, 发现属水平上以 *Candidatus Kuenenia* 为主的厌氧氨氧化菌 (AMX) 集中在缺氧池生物膜中, 其相对丰度明显高于厌氧池生物膜和悬浮污泥。厌氧池和缺氧池拦网处用于防止填料堵塞、促进流化的局部吹扫曝气使厌氧段/缺氧段系统始终处于低溶解氧 (DO) 交替变化中, 促进了同步硝化反硝化 (SND) 过程, 为 AMX 的富集提供了基质。传统硝化/反硝化混合菌种与 AMX 在低 DO 条件下共存、共生、自然竞争, 协同完成脱氮作用。厌氧池/缺氧池吹扫曝气形成的低 DO 区段和填料的投加促进了主流 Anammox 现象的产生, 成为系统运行稳定的主要原因之一。

关键词: 城市污水; 主流厌氧氨氧化; A²/O—IFAS 工艺; 填料; 同步硝化反硝化

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)11-0001-08

Discussion on Reasons of Mainstream Anammox Phenomenon in a Wastewater Treatment Plant

YUAN Quan¹, HE Bei-ping², QIAN Liang², GONG Hui¹, WAN Shuo², CAI Hu-lin³,
ZHOU Ya-xu³, WANG Kai-jun¹

(1. State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. Thunip Corp. Ltd., Beijing 100084, China; 3. Xi'an Wastewater Treatment Co. Ltd., Xi'an 710077, China)

Abstract: A full-scale wastewater treatment plant (WWTP) located in central China was upgraded based on the original inverted A²/O process, and the A²/O - IFAS process was formed by introducing carriers in the anaerobic and anoxic tanks. After more than four and a half years of stable operation, the system showed excellent nitrogen removal efficiency, and the reddish biofilm appeared on the carriers in anaerobic and anoxic tanks. The biofilm on the carriers in the anaerobic and anoxic tanks had Anammox activity. The microbial community composition of biofilm and suspended sludge was analyzed by high-

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2017ZX07102-003, 2017ZX07103-003)

通信作者: 王凯军 E-mail: wjkj@tsinghua.edu.cn

throughput sequencing method. *Candidatus Kuenenia*, the dominant Anammox bacteria (AMX) at the genus level, was concentrated in the biofilm in the anoxic tank, and its relative abundance was significantly higher than that in the biofilm in the anaerobic tank and suspended sludge. Local aeration under the screens in the anaerobic and anoxic tanks was used to prevent blocking of the carriers and promote fluidization, which made the anaerobic/anoxic system always in alternate change of low dissolved oxygen (DO). It also promoted the simultaneous nitrification and denitrification (SND) process, and provided substrates for AMX. Coexistence, symbiosis and natural competition of traditional nitrifying bacteria and denitrifying bacteria in the suspended sludge and AMX in the biofilm removed nitrogen synergically at low DO. The low DO formed by local aeration and addition of carriers in the anaerobic and anoxic tanks promoted the emergence of mainstream Anammox phenomenon and became one of the main reasons for stable operation of the system.

Key words: municipal wastewater; mainstream Anammox; A^2/O - IFAS process; carrier; simultaneous nitrification and denitrification

厌氧氨氧化(Anammox)是指在缺氧条件下厌氧氨氧化菌(AMX)以亚硝酸盐为电子受体直接将氨氮氧化为氮气的过程。与短程硝化结合形成的完全自养PN/A工艺,较传统硝化/反硝化工艺可减少60%的需氧量、100%的碳源和80%的污泥产量,被视为污水厂实现能量自给的关键因素之一^[1]。

目前高氨氮浓度条件下的Anammox已经获得相对成熟的工程应用^[2],而主流Anammox面临诸多挑战,主要包括:①主流污水中较高的C/N值引起异养菌(HB)对生长空间和基质的竞争^[1,3];②冬季低温造成Anammox活性降低;③ $NO_2^- - N$ 的竞争者亚硝酸盐氧化菌(NO_B)在主流条件下难以抑制。目前报道的只有两座实现了主流Anammox生产性规模的污水处理厂——奥地利的Strass污水厂和新加坡的Changi污水厂。Strass污水厂采用生物强化技术,利用侧流Anammox污泥补充主流反应池,从而保证主流稳定运行^[4]。而位于热带地区的Changi污水厂则为快速生长的悬浮态的厌氧氨氧化菌*Candidatus Brocadia* sp. 40提供了有利条件,该系统中AMX和反硝化菌(DNB)能够共存协作,Anammox对系统脱氮的贡献率为30%^[5]。然而,Strass和Changi污水处理厂的主流Anammox工艺的成功应用目前仅局限于侧流Anammox工艺的稳定运行和水温较高的热带地区,其运行模式难以广泛应用于其他温带地区的污水厂。近期,Li等人^[6]报道了我国中部某污水厂主流条件下AMX在缺氧池填料上的富集现象,并认为半程反硝化过程(即 $NO_3^- - N$ 反硝化至 $NO_2^- - N$)是引起该现象的主要

原因。基于此,笔者将进一步确认该污水厂主流条件下的Anammox现象,并通过现场调研和批次试验探讨引发该现象的其他原因,揭示主流Anammox的产生机理,以期为该工艺的推广应用提供新思路。

1 材料与方法

1.1 污水厂概况

该污水厂位于我国中部,常年温度在11~25℃,共有三期工程,总处理能力达 $50 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ ^[7]。表1为一期至三期的处理工艺及参数。一期厌氧池和缺氧池以及二期好氧池中投加的填料呈圆柱状,直径为25 cm,高为10 cm,比表面积为 $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$ 。一期厌氧池和缺氧池中填料的填充率为10%~13%,外回流比为100%,内回流比为150%~200%,污泥浓度(MLSS)为4~6 g/L。自2013年提标改造完成后,无外加除磷剂和碳源的情况下,一期系统表现出优秀的生物脱氮除磷能力。

表1 一期至三期的处理工艺参数

Tab.1 Operation parameters of phase I to III project

| 项目 | 规模/($10^4 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) | 处理工艺 | HRT/h | | | |
|----|---|---------------------|-------|-----|-----|-------|
| | | | 厌氧 | 缺氧 | 好氧 | 总 HRT |
| 一期 | 25.0 | A^2/O , 厌氧和缺氧区加填料 | 2.0 | 2.6 | 6.4 | 11.0 |
| 二期 | 12.5 | 倒置 A^2/O , 好氧区加填料 | 4.5 | 1.5 | 7.5 | 13.5 |
| 三期 | 12.5 | A^2/O | 2.0 | 4.0 | 9.6 | 15.6 |

表2为一期至三期2012年1月—2018年7月的进水水质(pH值分别为7.43、7.53)。由于一期工程同时承担了一期至三期的全部生产废水和少量垃圾渗滤液,故进水COD和SS较高。一期污水经

过曝气沉砂池和初沉池后,大部分颗粒悬浮物被有效去除,COD、TN、TP 等浓度降低, BOD_5 、TP、TN 平均浓度分别为 160.0、7.70、45.00 mg/L, BOD_5 /TN 值则降至 3.5,低于二期进水 BOD_5 /TN 值。由于二期和三期未设初沉池,表 2 中二期/三期进水即为生物池进水。对比一期和二期生物池进水可知:一期生物池进水 BOD_5 和 $NH_4^+ - N$ 浓度与二期进水相近,TN 和 TP 浓度高于二期。相比之下,从传统脱氮理论角度看,一期生物池进水的碳源更显不足。

表 2 2012 年 1 月—2018 年 7 月进水水质

Tab. 2 Influent quality from January 2012 to July 2018

| mg · L ⁻¹ | | | | | | |
|----------------------|------------------|-------|-------|-----------------|--------------|------------------|
| 项目 | BOD_5 | TCOD | SS | TP | $NH_4^+ - N$ | TN |
| 一期 | 322.6 (160.0) | 766.1 | 717.9 | 12.15 (7.70) | 24.75 | 54.66 (45.00) |
| 二期/ 三期 | 169.2 | 282.1 | 184.5 | 3.47 | 24.61 | 32.24 |

注: 括号内为一期初沉后进入生物池的水质数据。

1.2 比 Anammox 活性(SAA)试验

为判断填料生物膜的比 Anammox 活性,于 2018 年 7 月从厌氧池/缺氧池中随机取 50 颗挂膜填料,用去离子水淘洗 3 次,放入 1.25 L 血清瓶中,加去离子水至 1 L,曝氮气 20 min 以去除氧气,用橡胶塞密封。注入适量 NH_4Cl 和 $NaNO_2$ 储备液使初始 $NH_4^+ - N$ 和 $NO_2^- - N$ 浓度在 10 ~ 60 mg/L 之间。该试验共进行 4 个批次,按时间顺序,每隔 18 h 取样测定 $NH_4^+ - N$ 、 $NO_2^- - N$ 和 $NO_3^- - N$ 浓度。温度保持在 20 ~ 22 °C 之间。

1.3 高通量测序

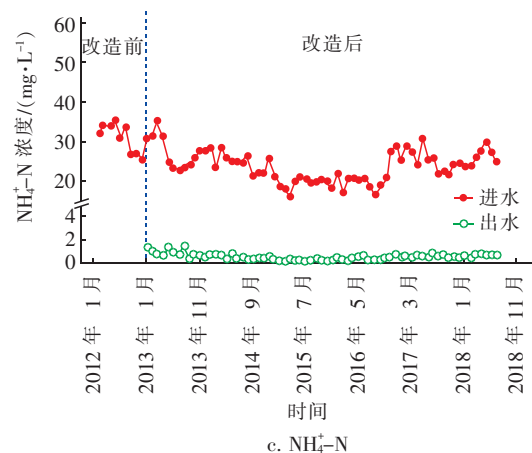
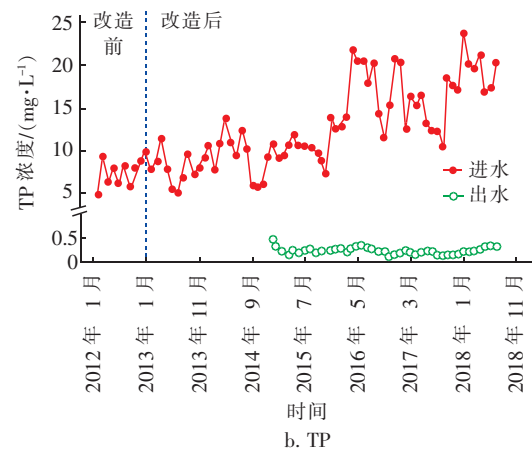
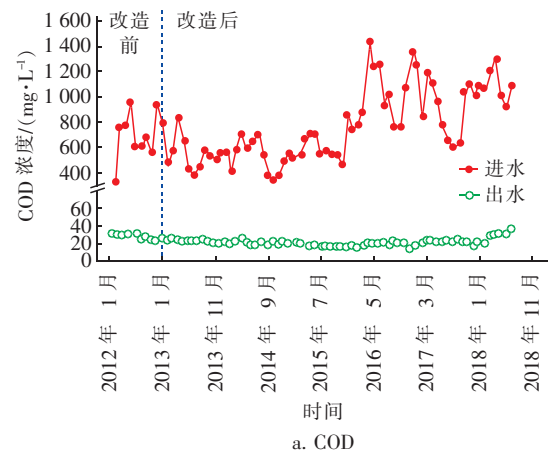
分别于 2017 年 6 月、11 月和 2018 年 8 月对该污水处理厂厌氧池和缺氧池的填料和悬浮污泥取样进行微生物多样性分析。主要采用 Illumina HiSeq 高通量测序法,包括 DNA 提取、设计合成引物接头、PCR 扩增和产物纯化、PCR 产物定量和均一化、HiSeq 文库制备、HiSeq 高通量测序以及数据分析。基于分类学分析,在各个分类水平上进行群落结构的统计分析。

2 结果与讨论

2.1 改造前后一期工程的进出水水质变化

一期工程于 2012 年底开始升级改造,2013 年初改造完成,升级改造的具体情况详见文献[7],即将原倒置 A^2/O 工艺改为 A^2/O 工艺,并在厌氧区和缺氧区投加填料,提高脱氮除磷效率;提高初沉池负

荷,减少上游碳源损失;控制好氧池末端 DO 在 1.5 mg/L 左右,节约能耗。图 1 为一期工程在升级改造前后的进出水水质变化。经改造调试后,在无外加除磷剂和碳源的情况下,一期工程的出水 COD 和 $NH_4^+ - N$ 浓度变化不大,出水 TN 浓度明显降低。值得注意的是,一期在改造前生化出水 TP 浓度较高,为 1.38 ~ 2.77 mg/L(图中未显示),需在外加除磷剂的辅助下方可达到出水水质标准,而改造后各项出水水质指标均可稳定达到国家一级 A 标准。



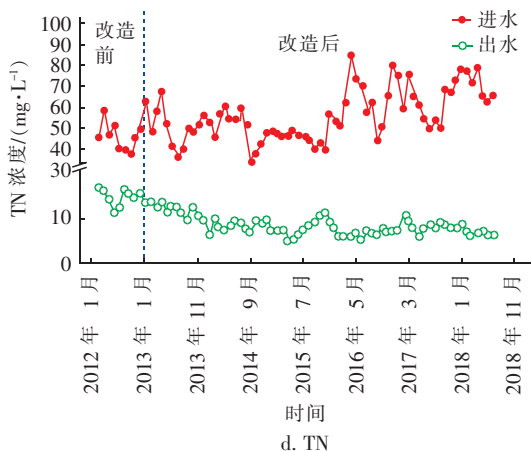


图1 升级改造前后一期工程的进出水水质

Fig. 1 Quality of influent and effluent before and after reconstruction in phase I project

2.2 一期和二期的脱氮效能比较

由表2可知,一期进水经初沉池处理后, BOD_5 和 $NH_4^+ - N$ 浓度与二期进水浓度相近,而TP和TN浓度明显高于二期;对于同步脱氮除磷系统,一期进水 BOD_5/TN 值为3.5, BOD_5/TP 值为20.8,碳源略显不足。而一期、二期和三期在未外加除磷剂和碳源的情况下,出水水质均能满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的一级A标准。2015年1月—2017年12月,一期和二期的出水COD、TP和 $NH_4^+ - N$ 浓度相近,而出水TN平均浓度分别为 (7.56 ± 1.41) 、 (9.90 ± 1.96) mg/L(见图2),即一期出水TN浓度比二期低2~3 mg/L,一期的TN去除率明显高于二期。

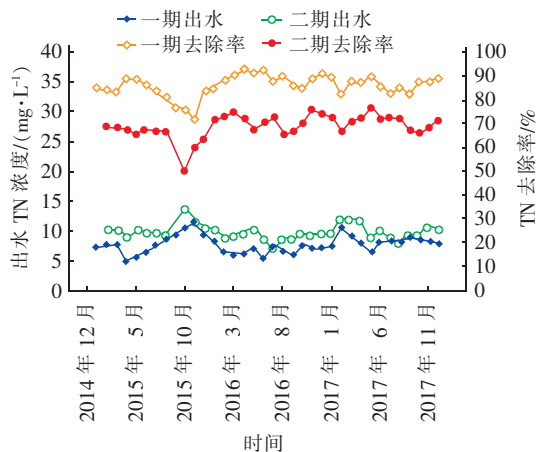


图2 一期和二期出水TN浓度和TN去除率对比

Fig. 2 Comparison of effluent TN concentration and TN removal efficiency in phase I and II projects

一般而言,由于我国生活污水的C/N值普遍较

低,污水厂利用反硝化工艺脱氮时常常面临碳源不足的情况,即需要额外投加碳源以保证反硝化过程的充分进行,从而使出水TN达标。而该污水厂一期工程中,生物池进水C/N值低于二期,TN去除率不仅高于二期,甚至高于理论TN去除率(根据内外回流比计算,为75%),出水TN浓度远低于国家一级A标准(15 mg/L),其稳定高效的脱氮能力值得探究。

2.3 一期工艺沿程氮浓度变化

一期工艺沿程各无机氮浓度变化见图3(厌氧进水+外回流、缺氧进水+内回流的数据为计算值,其他均为实测值)。

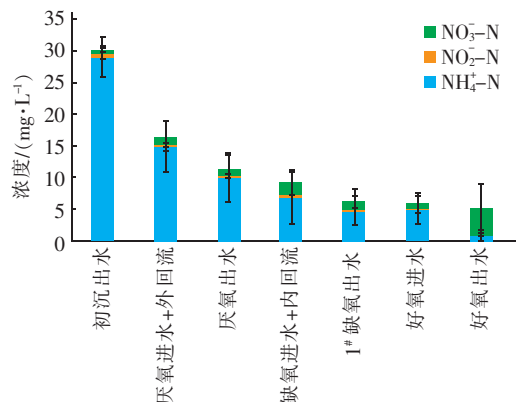


图3 一期工艺沿程各无机氮浓度变化

Fig. 3 Change of inorganic nitrogen concentrations along treatment process in phase I project

由图3可知,进水 $NH_4^+ - N$ 浓度约为28.6 mg/L,经外回流(外回流比为100%)污泥混合和稀释后,厌氧池进水端 $NH_4^+ - N$ 和 $NO_3^- - N$ 浓度分别为14.7和1.2 mg/L,出水端浓度分别为10.0和1.1 mg/L,两者浓度分别降低了4.7和0.1 mg/L。内回流混合液回流至缺氧池,缺氧池进水端 $NH_4^+ - N$ 和 $NO_3^- - N$ 浓度分别为6.9和2.2 mg/L,1#缺氧池(含填料)出水的 $NH_4^+ - N$ 和 $NO_3^- - N$ 浓度分别为4.8和1.3 mg/L,分别降低了2.2和0.9 mg/L;至2#缺氧池(不含填料) $NH_4^+ - N$ 浓度略有升高(4.9 mg/L), $NO_3^- - N$ 浓度进一步降低到1.0 mg/L,随后进入好氧池。好氧池末端 $NH_4^+ - N$ 浓度降低至0.8 mg/L, $NO_3^- - N$ 浓度升高至4.3 mg/L。 $NO_2^- - N$ 浓度自始至终较低,可忽略不计。可以看出, $NH_4^+ - N$ 在厌氧池和1#缺氧池等含填料的池体中均有明显降低,而好氧池中“三氮”(总无机氮)浓度之和降低

了 0.9 mg/L。厌氧池和缺氧池内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的降低可能是因为 Anammox 作用,即在缺氧环境下,AMX 可以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为电子受体,将 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 氧化为 N_2 。同时在厌氧池和 1# 缺氧池填料上可以观察到明显的红色生物膜(见图 4)。结合以上情况,推断厌氧池和缺氧池内发生了 Anammox 反应。



图 4 一期缺氧池填料上的红色生物膜

Fig. 4 Reddish biofilm attached on carriers in anoxic tank of phase I project

2.4 缺氧池生物膜的比 Anammox 活性

现场调研发现,厌氧池和缺氧池的填料上附着红色生物膜,推测可能是红色的厌氧氨氧化菌(AMX)。为验证该生物膜的 Anammox 特性,取填料进行比 Anammox 活性的测试。共测试了 4 个批次,初始 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度分别为 11.16、24.20、54.80、53.50 mg/L,初始 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 分别为 11.10、25.17、55.20、56.39 mg/L, SAA 分别为 24.53、52.20、40.77、32.23 $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{d})$, $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 值为 1.52、1.31、1.40、1.45。可以看出,常温下(约 20 $^{\circ}\text{C}$)厌氧池/缺氧池中填料表现出明显的 Anammox 活性, $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 值在 1.31 ~ 1.52 之间,与文献报道的一致^[8],SAA 值为 24.53 ~ 52.20 $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{d})$ 。Li 等人^[6]于 2016 年 6 月测试缺氧池生物膜的比 Anammox 活性,在 60 个填料/L 的体系中,30 $^{\circ}\text{C}$ 条件下 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度在 10 h 内降低了约 3 mg/L, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度降低了约 10 mg/L, $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}/\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 值 > 3,说明生物膜上附着的有机碳源促进了反硝化过程,以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 减少量计算比 Anammox 活性,为 18.8 $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{d})$ 。本研究中测得的比 Anammox 活性明显高于文献报道的,这可能是由于 AMX 经过两年积累活性有所提高。

2.5 微生物群落结构分析

利用高通量测序技术对一期工艺中悬浮污泥以及厌氧池和缺氧池填料上的生物膜进行微生物群落

结构分析,结果见图 5。

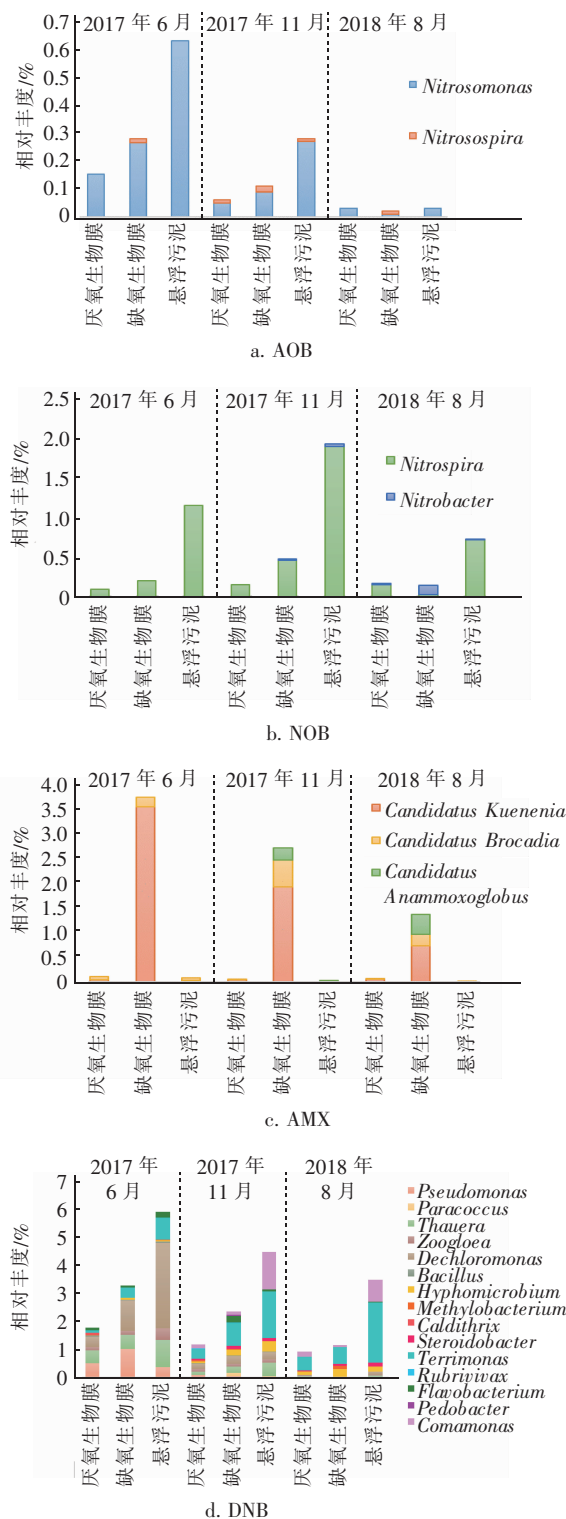


图 5 AOB、NOB、AMX 和 DNB 在厌氧生物膜、缺氧生物膜和悬浮污泥中的分布(2017 年 6 月—2018 年 8 月)

Fig. 5 Distribution of AOB, NOB, AMX and DNB in suspended sludge and biofilm of anaerobic and anoxic tanks since June 2017 to August 2018

由图5可知,作为城市污水处理系统中最常见和典型的氨氧化菌(AOB)和NOB, *Nitrosomonas* 和 *Nitrospira* 主要集中在悬浮污泥中,相对丰度分别为0.3%~0.6%和0.7%~1.9%,在厌氧池和缺氧池填料上丰度则相对较低(0.01%~0.26%),说明硝化过程主要在悬浮污泥中完成。

目前确定的AMX主要有 *Candidatus Brocadia*、*Candidatus Kuenenia*、*Candidatus Anammoxoglobus*、*Candidatus Jettenia* 和 *Candidatus Scalindua* 这5种属^[9]。该污水厂中的AMX主要属于 *Candidatus Kuenenia*、*Candidatus Brocadia* 和 *Candidatus Anammoxoglobus* 这3种。由图5可知, *Candidatus Kuenenia* 的相对丰度最高(1.4%~3.6%),主要集中在缺氧池填料的生物膜上,其次为厌氧池填料生物膜(0.04%~0.10%),而在悬浮污泥中的相对丰度最低(0.01%~0.02%)。

污水处理系统中常见的DNB,如 *Thauera*、*Dechloromonas*、*Pseudomonas*、*Terrimonas*、*Rubrivivax*、*Flavobacterium*、*Pedobacter* 等^[10],主要存在于悬浮污泥中。其中, *Dechloromonas* 菌属于 β -变形菌纲 *Rhodocyclus*,普遍存在于污水处理系统中,尤其是在生物除磷系统中,其可能存在少数具有聚磷菌特性的菌种,并且被认为具有反硝化以及降解高氯酸盐的功能。*Thauera* 为污水处理系统中最常见的DNB,说明厌氧释磷和反硝化过程主要在悬浮污泥中完成。

另外,厌氧池的填料生物膜中还存在一些相对丰度较高的菌群: *Syntrophobacter* 和 *Treponema*。 *Syntrophobacter* 是一类产氢产乙酸细菌,能将高级脂肪酸和醇类氧化分解为乙酸和 H_2 , *Treponema* 能够利用 H_2/CO_2 转化为乙酸,说明填料上的这两种菌主要承担了厌氧池中的水解酸化功能。由于厌氧池中碳源相对较为丰富,促进了异养菌的生长繁殖,降低了自养生长的AMX的相对含量。

2016年肖可可等人^[11]对该厌氧池和缺氧池中的污泥进行了微生物种群结构分析,发现 *Planctomycetes* 门在缺氧、厌氧、好氧混合污泥和生物膜微生物中的比例约为10%、11%、10%以及4.5%,优势微生物种群均以 *Proteobacteria* 和 *Bacteroidetes* 为主。AMX所属的 *Planctomycetaceae* 科和 *Planctomycetales* 目均在生物膜微生物中占0.0278%。到2017年, *Planctomycetaceae* 科和

Planctomycetales 目在厌氧填料生物膜中均占3.6%,在缺氧池填料生物膜中均占7.5%。该污水厂升级改造后投产运行,经过3年的稳定运行,厌氧池和缺氧池填料生物膜上的AMX比例较小,形成了以 *Proteobacteria* 和 *Bacteroidetes* 为主的生物膜,而后经过1年的运行和积累,填料生物膜中AMX的相对丰度明显增加,可以认为前期厌氧或缺氧生物膜的形成是AMX菌富集的基础。Wang等人^[12]在调查北京市5个大型污水处理厂中基于 *hzsB* 功能基因(联氨合成酶关键基因)的AMX的定量分布时发现,在不同工艺、不同季节的污水处理系统样品中,均检测到AMX的 *hzsB* 功能基因的存在,丰度范围为 $10^5 \sim 10^7$ copies/gVSS。在本研究中,填料生物膜和混合污泥中的AMX丰度范围为 $10^8 \sim 10^9$ copies/gVSS,显著高于常规污水处理厂中的AMX丰度,以 *Kuenenia* 为主导菌群的AMX主要集中在缺氧池填料上,丰度明显高于厌氧池填料和混合污泥。Ma等人^[13]利用UASB反应器启动低氨氮厌氧氨氧化工艺处理城市污水,AMX的基因丰度为 $(1 \sim 4) \times 10^{11}$ copies/gVSS。在处理生活污水的Cleargreen工艺中发现AMX相对丰度为1.27%,以 *Brocadia* 为主;而在两级VA MBBR中试反应器中,缺氧MBBR段中的AMX相对丰度可达到11.3%,以 *Brocadia* 为主^[14]。本研究中AMX的生长环境与Cleargreen工艺相似,AMX相对丰度相差不大。相对于专门培养驯化的厌氧氨氧化反应器,自然条件下富集的AMX丰度较低,形成的自养脱氮比例也较低。

2.6 Anammox产生的可能原因探讨

厌氧氨氧化现象的产生离不开 $NO_2^- - N$ 的形成。一般而言,污水处理系统中形成 $NO_2^- - N$ 的途径为短程硝化($NH_4^+ - N$ 氧化为 $NO_2^- - N$)和半程反硝化($NO_3^- - N$ 还原为 $NO_2^- - N$)。除了文献中提到的半程反硝化途径可能产生 $NO_2^- - N$ 外,本研究还将探索其他可能。一期 A^2/O 工艺中两个厌氧池(HRT分别为1h,故厌氧池的总HRT为2h)和1#缺氧池(HRT为1h,内有填料;2#缺氧池由原好氧池其中一个廊道改建,内无填料,HRT为1.6h,故缺氧池的总HRT为2.6h)的填料在各自池中循环,被拦网隔开。为保证填料的流化状态形成较好的传质,池中混合液流速约为0.3 m/s。厌氧池、缺氧池出口处水流较快,填料易在拦网处堆积,造成堵塞,影响系统的正常运行。为避免填料在拦网处堆积,

在拦网底部安装曝气管进行曝气以吹落堆积填料,形成更好的流化状态,这就形成了缺氧池内不同位置 DO 浓度的高低变化:拦网处 DO 浓度较高,为 0.2~0.4 mg/L,随着混合液的流动,DO 浓度逐渐降低。由于内回流硝化液带回的溶解氧,DO 浓度在内回流进口处明显升高至 0.52 mg/L,但随着水流迅速降低,如此周而复始,在缺氧池内形成 DO 浓度高低循环交替的环境。由于有机物浓度相对较高,厌氧池内 DO 浓度低于检测限,但 ORP 值随水流也呈现出高低变化:拦网处 ORP 值明显升高,其他位置明显降低(见图 6)。这说明曝气对体系内微环境造成了较大影响。推测厌氧池和缺氧池内的吹扫曝气促进了短程硝化过程的发生,为厌氧氨氧化菌的生长提供了 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 。

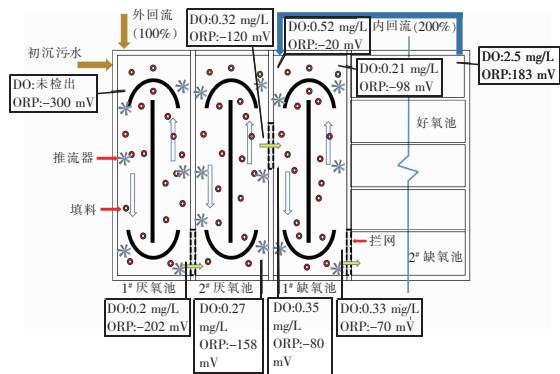


图 6 一期 A^2/O 工艺中 DO 和 ORP 的分布

Fig. 6 Distribution of DO and ORP in A^2/O process in phase I project

研究表明^[15],氧化沟中低 DO 的不平衡分布是 SND 过程发生的主要原因。控制 DO 或者间歇曝气可以实现亚硝酸型同步硝化反硝化过程^[16],这意味着曝气可能促进短程硝化过程的发生,从而产生 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 用于 Anammox 或反硝化过程。由于体系庞大复杂,其中也可能发生部分反硝化、全程反硝化或短程反硝化过程。AOB 对氧的亲合力大于 NOB^[17],当 DO 浓度较低时,AOB 的竞争力大于 NOB,从而实现 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累。另外,AOB 在高低 DO 交替的环境下能够保持较高的活性,而 NOB 活性则会受到抑制, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的氧化速率明显低于 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的氧化速率, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累,但 NOB 不会被淘汰,在连续曝气或氧气充足条件下可以恢复活性^[16]。这可能是因为 AOB 具有饱食饥饿特性。活性污泥系统中微生物经常遇到物质充足或缺乏的情

况,有些异养菌(如聚磷菌)可以在碳源充足时在体内储存聚合物(PHB),用于碳源缺乏时的生长。而 AOB 也同样具有饱食饥饿特性,能够适应 DO 的周期性波动^[18]。因此缺氧池内 DO 的周期变化为 AOB 保持较高活性并抑制 NOB 活性实现短程硝化提供了可能。研究表明,在 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度较充足而氧受限的情况下,AOB 可利用引入的氧将 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 转化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,而产生的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 立刻被 AMX 或 DNB 利用转化为 N_2 ,从而表现出 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 浓度降低,但检测不到 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,溶解于水中的氧浓度较低甚至低于检测限^[15]。因此本研究推测,由曝气引起的短程硝化过程产生 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 可能促进了 Anammox 过程,协同半程反硝化、反硝化过程等,提高了系统的脱氮效率。

3 结论

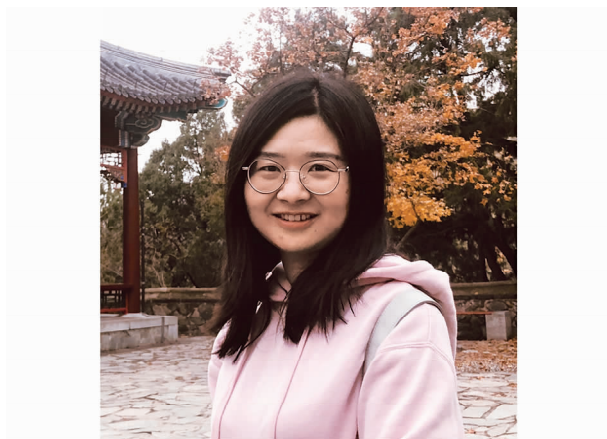
位于我国中部的某污水厂是目前继奥地利 Strass 污水厂和新加坡 Changi 污水厂发现的第 3 个实现主流 Anammox 工艺的污水处理厂,一期采用传统的 A^2/O 工艺,并在厌氧池和缺氧池内投加填料,形成 A^2/O -IFAS 工艺。相比其他系列,一期出水各项指标不仅能稳定达到国家一级 A 标准,而且出水 TN 浓度明显低于其他工艺。一期厌氧池和缺氧池填料均出现了红色生物膜,经过 Anammox 活性试验验证和微生物群落结构分析,确认了厌氧池和缺氧池填料生物膜的 Anammox 活性,其中缺氧池填料生物膜上具有丰度较高的 *Candidatus Kuenenia*,填料和缺氧环境是富集 AMX 的关键因素。厌氧池和缺氧池拦网处安装了防止填料堵塞的吹扫曝气装置,推测由曝气产生的短程硝化过程是为 Anammox 过程提供基质的重要途径之一。传统脱氮过程与 Anammox 过程协同作用,提高了该系统的脱氮效率和稳定性。

致谢:感谢 Helen Littleton、Glen Daigger 和 Mark van Loosdrecht 对本文试验设计的指导。

参考文献:

- [1] Cao Y, van Loosdrecht M C M, Daigger G T. Mainstream partial nitritation - anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2017, 101(4): 1365 - 1383.
- [2] Lackner S, Gilbert E M, Vlaeminck S E, et al. Full-scale partial nitritation/anammox experiences—An application

- survey[J]. *Water Res*,2014,55:292–303.
- [3] Metcalf, Eddy. *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*[M]. 4th ed. New York:McGraw Hill,2003.
- [4] Wett B, Podmirseg S M, Gómez-Brandón M, *et al*. Expanding DEMON sidestream deammonification technology towards mainstream application[J]. *Water Environ Res*,2015,87(12):2084–2089.
- [5] Cao Y, Kwok B H, van Loosdrecht M C M, *et al*. 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[J]. *Water Sci Technol*,2017,75(3):741–751.
- [6] Li J, Peng Y, Zhang L, *et al*. Quantify the contribution of anammox for enhanced nitrogen removal through metagenomic analysis and mass balance in an anoxic moving bed biofilm reactor[J]. *Water Res*,2019,160:178–187.
- [7] 钱亮,贺北平,刘瑞东,等. 西安市第四污水处理厂一期工程升级改造经验总结[J]. *中国给水排水*,2016,32(2):74–78.
Qian Liang, He Beiping, Liu Ruidong, *et al*. Summary of experience in upgrading and reconstruction of first stage project of Xi'an Fourth WWTP[J]. *China Water & Wastewater*,2016,32(2):74–78(in Chinese).
- [8] Strous M, Heijnen J J, Kuenen J G, *et al*. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms[J]. *Appl Biochem Biotechnol*,1998,50:589–596.
- [9] Sonthiphand P, Hall M W, Neufeld J D. Biogeography of anaerobic ammonia-oxidizing (anammox) bacteria[J]. *Front Microbiol*,2014,5:399.
- [10] Wang X, Hu M, Xia Y, *et al*. Pyrosequencing analysis of bacterial diversity in 14 wastewater treatment systems in China[J]. *Appl Environ Microbiol*,2012,78(19):7042–7047.
- [11] 肖可可,周律,贺北平,等. 城市污水 A²/O 移动床生物膜工艺菌群结构分析[J]. *中国给水排水*,2016,32(9):20–24,29.
Xiao Keke, Zhou Lü, He Beiping, *et al*. Analysis of microbial community structure in A²/O–MBBR system for treatment of municipal wastewater[J]. *China Water & Wastewater*,2016,32(9):20–24,29(in Chinese).
- [12] Wang S, Peng Y, Ma B, *et al*. Anaerobic ammonium oxidation in traditional municipal wastewater treatment plants with low-strength ammonium loading: Widespread but overlooked[J]. *Water Res*,2015,84:66–75.
- [13] Ma B, Peng Y, Zhang S, *et al*. Performance of anammox UASB reactor treating low strength wastewater under moderate and low temperatures[J]. *Bioresour Technol*,2013,129:606–611.
- [14] Annavajhala M K, Kapoor V, Santo-Domingo J, *et al*. Structural and functional interrogation of selected biological nitrogen removal systems in the United States, Denmark, and Singapore using shotgun metagenomics[J]. *Front Microbiol*,2018,9:2544.
- [15] Littleton H X, Daigger G T, Strom P F, *et al*. Simultaneous biological nutrient removal: evaluation of autotrophic denitrification, heterotrophic nitrification, and biological phosphorus removal in full-scale systems[J]. *Water Environ Res*,2003,75(2):138–150.
- [16] Yang S, Yang F. Nitrogen removal via short-cut simultaneous nitrification and denitrification in an intermittently aerated moving bed membrane bioreactor[J]. *J Hazard Mater*,2011,195:318–323.
- [17] Third K A, Paxman J, Schmid M, *et al*. Treatment of nitrogen-rich wastewater using partial nitrification and Anammox in the CANON process[J]. *Water Sci Technol*,2005,52:47–54.
- [18] Geets J, Boon N, Verstraete W. Strategies of aerobic ammonia-oxidizing bacteria for coping with nutrient and oxygen fluctuations[J]. *FEMS Microbiol Ecol*,2006,58(1):1–13.



作者简介:苑泉(1990–),女,河北邢台人,博士研究生,主要从事污水资源化研究。

E-mail:1024862251@qq.com

收稿日期:2019–11–08