

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.09.002

# MBR 中厌氧氨氧化菌群落结构及膜污染性能研究

马建业, 荣宏伟, 王竞茵, 黄晓遇, 储昭瑞

(广州大学土木工程学院 珠江三角洲水质安全与保护教育部重点实验室, 广东  
广州 510006)

**摘 要:** 采用浸没式厌氧氨氧化膜生物反应器(Amx IMBR)培养厌氧氨氧化菌,当进水氨氮与亚硝态氮浓度均为 450 mg/L、氮负荷为  $0.6 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  时,总氮去除率稳定在 86% 左右,氨氮、亚硝态氮去除率分别稳定在 90%、97% 以上;氨氮去除量:亚硝态氮去除量:硝态氮生成量基本为 1:1:0.18。Amx IMBR 的临界通量为  $8.63 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,这与长期运行的结果相符。膜污染的来源主要是紧密型胞外聚合物,其中蛋白质和多糖含量分别为  $2.42$ 、 $0.84 \text{ g}/\text{m}^2$ 。运行过程中,厌氧氨氧化菌形态从红棕色颗粒污泥变成了浮游态污泥,是 Amx IMBR 最显著的特征之一。高通量分析结果显示,浮游态污泥中的优势菌群主要为拟杆菌门(*Bacteroidetes*, 47.83%)、浮霉菌门(*Planctomycetes*, 21.2%)、变形菌门(*Proteobacteria*, 18.85%),其中优势厌氧氨氧化菌属为 *Candidatus Kuenenia*,相对丰度为 17.08%。

**关键词:** 厌氧氨氧化; 浮游态; 脱氮; 膜污染; 群落结构

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)09-0007-08

## Microbial Community Composition and Membrane Fouling Performance of Anaerobic Ammonia Oxidation Membrane Bioreactor

MA Jian-ye, RONG Hong-wei, WANG Jing-yin, HUANG Xiao-yu, CHU Zhao-rui  
(Key Laboratory for Water Quality and Conservation of the Pearl River Delta <Ministry of Education>, School of Civil Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China)

**Abstract:** Anammox bacteria were cultured in an immersed anaerobic ammonia oxidation membrane bioreactor (Amx IMBR). When  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  and  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  in the influent were both 450 mg/L and nitrogen loading rate was  $0.6 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ , the removal rates of TN,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  and  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  stably reached 86%, above 90% and 97%, respectively. In addition, the ratio of  $\Delta\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,  $\Delta\text{NO}_2^- - \text{N}$  and  $\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}$  was basically 1:1:0.18. Critical flux of the Amx IMBR was  $8.63 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , which was consistent with the long-term operational results. Tightly bound extracellular polymeric substances were the key factors to membrane fouling, in which the content of protein and polysaccharide were  $2.42 \text{ g}/\text{m}^2$  and  $0.84 \text{ g}/\text{m}^2$ , respectively. During the operation, morphology of the Anammox bacteria changed from red granular sludge to planktonic sludge, which was one of the most significant characteristics of the Amx IMBR. High-throughput sequencing results indicated that the dominant microbial species of the Amx IMBR were *Bacteroidetes* (47.83%), *Planctomycetes* (21.2%) and *Proteobacteria* (18.85%).

基金项目: 广东省教育厅青年创新人才项目(2016KQNCX121); 国家自然科学基金资助项目(51808141)  
通信作者: 储昭瑞 E-mail: zrchu@gzhu.edu.cn

Among them, the dominant Anammox functional bacterium was *Candidatus Kuenenia* with relative abundance of 17.08%.

**Key words:** anaerobic ammonia oxidation (Anammox); planktonic state; nitrogen removal; membrane fouling; microbial community composition

厌氧氨氧化(Anammox)工艺因具有不需要有机碳源、污泥产量低、能耗低等优点,被认为是最具应用前景的废水生物脱氮技术<sup>[1]</sup>。但是,由于厌氧氨氧化菌生长缓慢,倍增时间高达11 d,且易流失,从而导致厌氧氨氧化反应器启动时间长,成为了工程应用中的瓶颈,更限制了其在城市污水处理中的发展<sup>[2]</sup>。目前,已报道用来培养厌氧氨氧化菌的反应器类型主要有生物膜反应器、厌氧序批式反应器、升流式厌氧污泥床反应器和膜生物反应器<sup>[3]</sup>。其中,厌氧氨氧化膜生物反应器具有利用膜组件将几乎所有的生物量保留在反应器内的优势,减少了污泥流失,可有效缩短厌氧氨氧化反应器的启动时间,极具应用潜力<sup>[4-5]</sup>,但膜污染问题制约了厌氧氨氧化反应器的工程应用<sup>[6-7]</sup>。为此,笔者以浮游态厌氧氨氧化菌为研究对象,考察了浸没式厌氧氨氧化膜生物反应器(Amx IMBR)中的膜污染情况以及微生物群落变化,以期浸没式厌氧氨氧化膜生物反应器的实际工程应用提供理论基础与技术支持。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置及其运行方式

浸没式厌氧氨氧化膜生物反应器如图1所示。

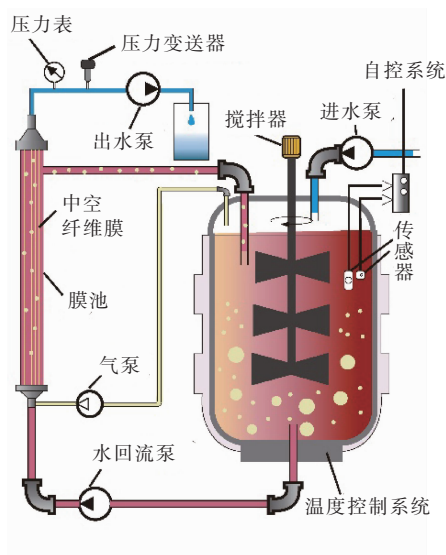


图1 Amx IMBR 实验装置

Fig.1 Schematic diagram of Amx IMBR

反应池有效容积为4 L,膜池容积为480 mL,采

用聚偏氟乙烯中空纤维膜,膜丝孔径为0.2  $\mu\text{m}$ ,膜总面积为0.014 3  $\text{m}^2$ 。反应池内置机械搅拌器,控制搅拌速度在200 r/min,并通过温度控制系统控制反应器的温度在 $(35 \pm 0.5)^\circ\text{C}$ ;反应池内设pH、ORP传感器,实时监测pH值和ORP,并通过自控系统控制pH值在 $7.8 \pm 0.3$ 。出水泵与膜组件之间设压力传感器,监测并记录跨膜压差(TMP)变化。进水由进水泵提升至反应池,再通过水回流泵提升至膜池,出水通过出水泵经由中空纤维膜排出。反应器采用恒通量、间歇抽吸运行方式,出水泵工作9 min、停止1 min。为了减缓膜污染,反应池中的气体经由气泵提升到膜池内,最后气水同时回流至反应器内,气水比为1:1。

### 1.2 实验进水和接种污泥

整个实验过程的进水均采用人工模拟污水,以氨氮和亚硝态氮共同作为微生物生长的基质,分别由 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 和 $\text{NaNO}_2$ 提供,浓度随实验进程而改变。其他成分如下: $\text{KHCO}_3$ 为0.78 g/L, $\text{KH}_2\text{PO}_4$ 为0.026 g/L, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为0.03 g/L, $\text{CaCl}_2$ 为0.026 g/L,微量元素溶液为1 mL/L。微量元素组成如下:EDTA为20 g/L, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为0.43 g/L, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 为0.24 g/L, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 为0.99 g/L, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为5 g/L, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 为0.25 g/L, $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 为0.22 g/L, $\text{Na}_2\text{SeO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 为0.21 g/L, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 为0.19 g/L, $\text{Na}_2\text{WO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 为0.05 g/L。

接种污泥为广州大学市政工程实验室内长期培养的厌氧氨氧化UASB颗粒污泥。

### 1.3 常规指标分析方法

氨氮:纳氏试剂分光光度法;亚硝态氮: $\text{N}-(1-\text{萘基})-\text{乙二胺}$ 分光光度法;硝态氮:麝香草酚分光光度法;总氮:氨氮、亚硝态氮、硝态氮的总和;蛋白质:改良BCA法;多糖:苯酚-硫酸法;MLSS、MLVSS:重量法;污泥粒度:马尔文激光粒度分析仪。

### 1.4 胞外聚合物的提取与测定

取定量污泥混合液,在5 000 r/min下离心15 min,上清液经0.45  $\mu\text{m}$ 滤膜过滤后即松散型胞

外聚合物;离心后剩下的污泥用纯水定容至 50 mL,采用高温碳酸钠萃取法<sup>[8]</sup>提取紧密型胞外聚合物。膜组件被污染后,从膜池中取出,剪取一定长度的膜丝,放入装有 300 mL 纯水的烧杯中超声 30 min 获得滤饼层,然后按照上述方法提取松散型胞外聚合物与紧密型胞外聚合物。

### 1.5 微生物群落结构分析

在 Amx IMBR 运行过程中,分别取运行时间为 0、163 d 的污泥于 -80 ℃ 保存备用,分别命名为样品 C1、C2。其中,C1 为颗粒污泥,C2 为浮游态污泥。DNA 提取采用 PowerSoil DNA 试剂盒 (MoBio),并利用细菌通用引物 338F (5' - ACTCCTACGGGAGGCAGCAG - 3') 和 806R (5' - GGACTACHVGGGTWTCTAAT - 3') 进行 16S rRNA 基因扩增子测序。MiSeq 建库及测序工作委托上海美吉生物公司完成。测序数据分析使用美吉云平台完成。

### 1.6 临界通量的测定

采用通量阶式递增法<sup>[9]</sup>,在一定的操作条件下,通过自动控制系统,每隔 6 s 记录一次 TMP 的数值。通量从 0 开始递增,每隔 15 min 递增一次,每次递增 2 L/(m<sup>2</sup>·h),直到增至 20 L/(m<sup>2</sup>·h),然后开始递减,直至减到 0 为止。在每个阶段的运行过程中,膜通量维持恒定,抽吸泵采用连续抽吸的方式。临界通量的确定采取 Diez 等<sup>[10]</sup>的方法,通过  $\frac{1}{J} \cdot \frac{dTMP}{dt}$  相对于膜通量 ( $J$ ) 来表示,采用线性回归方程来确定临界通量。

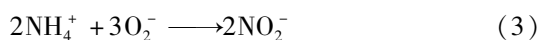
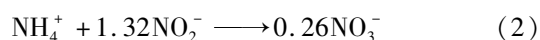
### 1.7 膜性能指标

采用简单的过滤模型<sup>[11]</sup>计算膜渗透率  $K$ ,该模型考虑了跨膜压差 (TMP) 以及膜通量 ( $J$ )。

$$K = \frac{J}{TMP} \quad (1)$$

### 1.8 氮平衡计算

利用厌氧氨氧化、短程硝化和短程反硝化作用的化学计量简式进行氮平衡计算,从而明确各氮代谢功能菌对氨氮、亚硝态氮及硝态氮去除所做出的贡献。厌氧氨氧化、短程硝化和短程反硝化的化学计量简式<sup>[12-14]</sup>分别见式(2)~(4)。



各脱氮功能菌对 3 种氮素去除的贡献率计算方法如下:

$$P = \frac{a}{N} \times 100\% \quad (5)$$

式中: $P$  为贡献率,%; $a$  为脱氮功能菌理论去除的氮素的量,mg/L; $N$  为厌氧氨氧化膜生物反应器实际去除的氮素的量,mg/L。

### 1.9 膜组件的化学清洗方法

膜组件完全污染后 (TMP > 25 kPa), 将其取出,先用清水将膜表面的污染物冲洗下来,再用含 0.3% 次氯酸钠的化学清洗液浸泡 12 h 左右,经化学清洗后可重复使用。

## 2 结果与讨论

### 2.1 反应器的脱氮效能

Amx IMBR 的运行过程可分为 3 个阶段,阶段 1 (1~40 d) 通过逐步提高进水浓度来提高氮负荷,阶段 2 (40~122 d) 通过调整水力停留时间 (HRT) 和提高进水浓度考察膜污染性能,阶段 3 (122~163 d) 保持氮负荷不变,反应器达到稳定运行。运行过程中 Amx IMBR 的脱氮效能如图 2 所示。

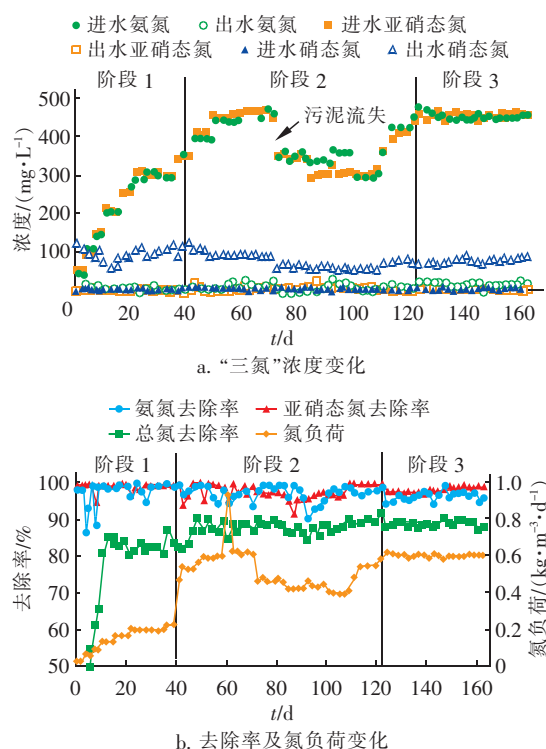


图2 Amx IMBR 的脱氮效能

Fig. 2 Nitrogen removal performance of Amx IMBR

阶段 1 (1~40 d): HRT 为 72 h, 对应的膜通量为 3.8 L/(m<sup>2</sup>·h), 进水氨氮和亚硝态氮的比例为



1:1,进水氨氮与亚硝态氮浓度均由 50 mg/L 提升到 350 mg/L。反应器的总氮去除率不断上升,在 11 d 后达到稳定,基本保持在 80% 以上,氨氮与亚硝态氮被同步去除,而且去除率基本在 99% 左右。此时,标志着厌氧氨氧化启动成功。该实验结果与董堃等<sup>[15]</sup>利用普通 MBR 接种厌氧氨氧化污泥进行启动相比,启动时间缩短了 26.7%;与王恒等<sup>[16]</sup>利用复合型 UASB 接种黑棕色厌氧氨氧化颗粒污泥和絮状污泥进行启动相比,启动时间缩短了 35.2%,由此说明采用 Amx IMBR 可以有效缩短厌氧氨氧化的启动时间。

阶段 2(40~122 d):在 40~57 d,HRT 为 48 h,对应膜通量为  $5.2 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,进水氨氮与亚硝态氮浓度均由 350 mg/L 提升到 450 mg/L,总氮去除率稳定在 85% 以上,氨氮去除率基本维持在 95% 以上,亚硝态氮去除率稳定在 99% 以上;第 58 天,将 HRT 缩短为 24 h,对应膜通量为  $11.6 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,但此时膜污染严重,反应器无法稳定运行,于是将 HRT 定为 36 h 长期运行,此时对应膜通量为  $7.8 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ;第 70 天,由于反应器运行过程中水回流泵出现故障导致污泥流失,将进水氨氮与亚硝态氮浓度都降至 350 mg/L,之后逐步提升至 450 mg/L。在阶段 2,总氮去除率基本保持稳定,维持在 80% 以上,氨氮去除率基本在 95% 左右,亚硝态氮去除率基本在 97% 左右。

阶段 3(122~163 d):在 HRT 为 36 h、进水氨氮与亚硝态氮浓度均为 450 mg/L、对应氮负荷为  $0.6 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  左右的条件下,反应器保持稳定运行,总氮去除率稳定在 86% 左右、氨氮去除率稳定在 90% 以上、亚硝态氮去除率稳定在 97% 以上。氨氮去除量:亚硝态氮去除量:硝态氮生成量基本为 1:1:0.18,与厌氧氨氧化反应的特征理论值 1:1.32:0.26 略有差别。究其原因,可能是因为反应器进水未通过曝氮气除氧,进水中含有少量溶解氧,再加上反应器密封性不好,导致反应器中会有少量氨氧化菌(AOB)存活,发生短程硝化作用,使得氨氮与亚硝态氮的比值偏高;另外,反应器启动过程中并未主动排泥,污泥停留时间长,细菌代谢及死亡过程中释放少量有机物,可供反硝化菌进行反硝化作用去除一部分硝态氮,使得硝态氮生成量偏低。

## 2.2 污泥性状的变化

随着 Amx IMBR 的运行,反应器内污泥形态出

现明显变化,如图 3 所示。接种污泥大部分为红棕色颗粒污泥,粒径多为 6~18 mm,轮廓分明;但随着运行时间的增长,反应器内的污泥粒径逐渐变小,逐渐变成浮游态污泥,如图 3(b)所示。由图 3(c)可知,在第 160 天时粒径介于 40~175  $\mu\text{m}$  之间,表面积平均粒径为 58.34  $\mu\text{m}$ ,体积平均粒径为 96.53  $\mu\text{m}$ 。在许新迪等<sup>[17]</sup>运行的浸没式自循环曝气厌氧膜生物反应器中,所培养的厌氧氨氧化菌表面积平均粒径为 60  $\mu\text{m}$ ,体积平均粒径为 110  $\mu\text{m}$ ,这与在 Amx IMBR 中培养的浮游态厌氧氨氧化菌平均粒径相一致,说明了在宏观上 Amx IMBR 是使厌氧氨氧化菌以浮游态生长的主要原因,因为在 Amx IMBR 中没有用于沉降的选择压力<sup>[4]</sup>。

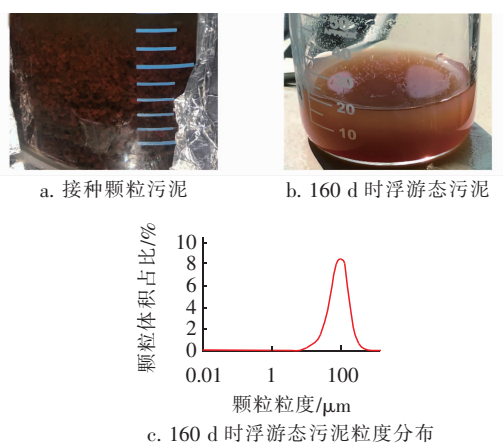


图3 Amx IMBR 中污泥性状变化

Fig.3 Change of sludge traits in Amx IMBR

## 2.3 临界通量及膜污染情况

根据 1.6 节的方法测得临界通量为  $8.63 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,这与长期运行的结果相吻合。图 4 为 Amx IMBR 运行期间不同膜通量( $J$ )下渗透率( $K$ )随时间的变化。在膜通量为  $3.8 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  时,经过 20 d 左右,渗透率变为  $0.3 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{kPa})$ ,说明膜被严重污染,但膜污染速率较缓慢;当膜通量升至  $5.2 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  时,膜污染速率变化不大,经 18 d 左右被严重污染;进一步将膜通量提高至  $11.6 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  时,经过约 40 h 膜就被严重污染,膜污染速率显著加快;而后将膜通量降至  $7.8 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,经过 17 d 左右膜才被严重污染,表明厌氧氨氧化膜生物反应器的最优运行膜通量为  $7.8 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  左右。

另外,在一个膜污染周期内,随反应器运行时间的增加,中空纤维膜污染趋势的变化经历了两个阶

段:运行初期,膜污染速度较慢,为缓慢上升的第1阶段;而在运行7 d左右,膜污染速度加快,进入快速增加的第2阶段。出现两个阶段污染现象的原因可能是:在恒通量运行条件下,在中空纤维膜内,由于沿膜丝长度方向局部压力分布不均,导致膜丝各处凝胶层压缩程度不同,从而引起膜丝各处污染阻力不同<sup>[18]</sup>,离出水口距离越近的点通量就越大,而通量较大的地方污染就会越严重,为了达到恒通量,此时膜会重新分配各点的通量,直至某一点通量超过临界通量,这时混合液悬浮颗粒和污泥絮体能直接在膜表面沉积形成泥饼层导致膜阻力迅速上升,进入膜污染快速发展的第2阶段。

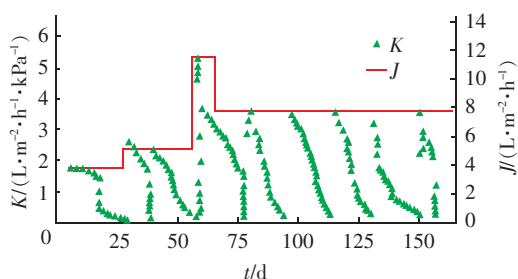


图4 不同膜通量下渗透率随时间的变化

Fig. 4 Change of  $K$  under different critical flux

## 2.4 污泥及滤饼层分析

微生物细胞表面的紧密型胞外聚合物 (TB - EPS) 及其释放所产生的松散型胞外聚合物 (LB - EPS) 被认为是膜污染物的主要来源<sup>[19-20]</sup>。反应器中浮游态厌氧氨氧化菌污泥的 LB - EPS 中不含蛋白质, 而 TB - EPS 中的蛋白质为 95.61 mg/gVSS; 浮游态厌氧氨氧化菌污泥的 LB - EPS 中多糖含量与 TB - EPS 中的多糖含量相当, 分别为 26.97、22.66 mg/gVSS。滤饼层中的胞外聚合物组成与污泥基本一致, 而且滤饼层中蛋白质、多糖含量占总含量的比例与污泥中的也一致, 这是因为滤饼层和污泥处于一个体系中, 环境条件相似, 这与 Wu<sup>[21]</sup>、肖霄<sup>[22]</sup>等的研究结果一致。膜污染主要来源于紧密型胞外聚合物, 其中蛋白质含量为 2.42 g/m<sup>2</sup>, 多糖含量为 0.84 g/m<sup>2</sup>。在污泥的多糖含量中, 松散型胞外聚合物占 54.3%, 紧密型胞外聚合物占 45.7%; 而在滤饼层的多糖含量中, 松散型胞外聚合物占 33.8%, 紧密型胞外聚合物占 66.2%, 这可能是因为紧密型胞外聚合物中的多糖更容易黏附在膜上。

## 2.5 微生物群落结构分析

微生物群落结构分析如图 5 所示,其中,“□”

为厌氧氨氧化菌属,“△”为亚硝化菌属,“○”为硝化菌属,“☆”为反硝化菌属。在分类水平为门时,接种污泥(C1)中的优势菌群主要有拟杆菌门(*Bacteroidetes*)、变形菌门(*Proteobacteria*)、酸杆菌门(*Acidobacteria*)、绿弯菌门(*Chloroflexi*)、*Patescibacteria*、浮霉菌门(*Planctomycetes*),相对丰度分别为33.31%、33.17%、10.51%、8.96%、8.04%、1.91%。其中,脱氮功能菌门主要有变形菌门、拟杆菌门、浮霉菌门。随着反应器的运行,微生物群落结构发生显著变化。对比样品C1与C2可知,随着反应器内氮负荷的提高,厌氧氨氧化菌所属的浮霉菌门逐渐增多,相对丰度大幅上升为21.2%。反硝化菌属在门水平上主要有变形菌门和拟杆菌门<sup>[23]</sup>,在运行过程中,变形菌门所占比例逐渐减少,相对丰度降为18.85%,而拟杆菌门所占比例逐渐增加,相对丰度升为47.83%。但在样品C1、C2中,均是拟杆菌门为优势菌群,类似的情况在其他研究中也可见<sup>[24-25]</sup>,这可能说明在厌氧氨氧化反应器中,微生物群落结构复杂,并不一定是厌氧氨氧化菌所属的浮霉菌门的丰度最高。

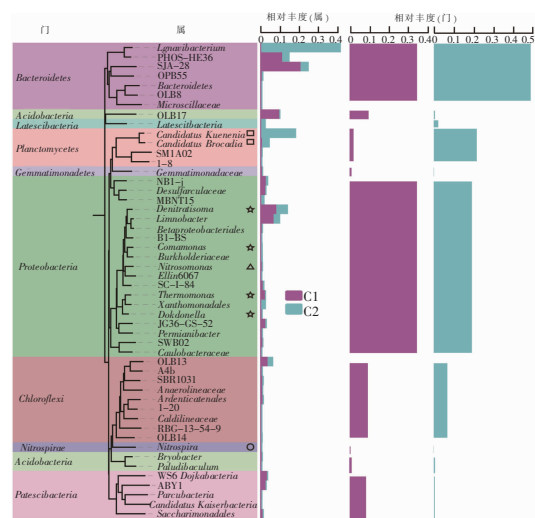


图5 Amx IMBR 中属水平系统进化树

Fig. 5 Phylogenetic tree of Amx IMBR on genus level

在陈彦霖等<sup>[26]</sup>用 UASB 富集成功的厌氧氨氧化颗粒污泥中,浮霉菌门、变形菌门、绿弯菌门和拟杆菌门的相对丰度分别为 54.7%、24.8%、4%、6%。对比 Amx IMBR 中的浮游态厌氧氨氧化菌的群落结构,拟杆菌门的丰度较高可能是导致厌氧氨氧化菌以浮游态存在的重要原因。对于拟杆菌门,在接种的厌氧氨氧化颗粒污泥中占优势的 SJA-28

菌属(19.83%)、PHOS-HE36 菌属(10.84%)在运行过程中逐渐演变成了浮游态厌氧氨氧化污泥中的 *Ignavibacterium* 菌属(38.99%)。而 *Ignavibacterium* 菌属在厌氧氨氧化颗粒污泥中尽管存在但丰度很低(低于5%)<sup>[25-27]</sup>,由此可以推测 *Ignavibacterium* 菌属是在微观上导致厌氧氨氧化菌以浮游态存在的重要原因。

目前研究的厌氧氨氧化菌共有5个属,分别为 *Candidatus Brocadia*、*Candidatus Kuenenia*、*Candidatus Scalindua*、*Candidatus Anammoxoglobus* 和 *Candidatus Jettenia*<sup>[28-29]</sup>。如图5所示,在分类水平为属时,在样品 C1 中检测到了 *Candidatus Brocadia* 和 *Candidatus Kuenenia*,相对丰度分别为0.91%、0.12%;在样品 C2 中也检测到 *Candidatus Brocadia* 和 *Candidatus Kuenenia*,相对丰度分别为3.8%、17.08%。可以看出,在由颗粒态厌氧氨氧化菌转变为浮游态厌氧氨氧化菌的过程中,厌氧氨氧化菌属相对丰度不断提高,厌氧氨氧化菌得到了有效富集。此外, *Denitratisoma*、*Thermomonas*、*Dokdonella* 和 *Comamonas* 菌属均属于反硝化菌属<sup>[23,30]</sup>,在样品 C1 和 C2 中均检测出了反硝化菌,说明 Amx IMBR 中存在反硝化作用。*Nitrosomonas* 菌属属于亚硝化菌属,从另一个角度解释了 Amx IMBR 中“三氮”比值与理论值存在一定差异的原因。但在运行过程中,反硝化菌属和亚硝化菌属的相对丰度有所降低。*Nitrospira* 菌属为硝化菌属,但在样品 C2 中相对丰度过低(仅有0.08%),所以 Amx IMBR 中的硝化作用可以忽略。实验中占优势地位的 *Ignavibacterium* 菌属,是污水处理系统中常见的菌属,且属于厌氧异养菌,可能具有反硝化或异化硝酸盐还原功能<sup>[26]</sup>。

## 2.6 氮平衡分析

由微生物群落结构可知,反应器内的脱氮功能菌包括:厌氧氨氧化菌、亚硝化菌、硝化菌及反硝化菌,但在样品 C2 中,硝化菌的相对丰度过低,所以可忽略不计。利用厌氧氨氧化、短程硝化和短程反硝化作用的化学计量简式进行氮平衡计算,从而明确各氮代谢功能菌对氨氮、亚硝态氮及硝态氮的去除所做出的贡献,如图6所示。厌氧氨氧化对氨氮去除的贡献率为88.35%,对亚硝态氮去除的贡献率为116.62%;短程硝化对氨氮去除的贡献率仅为11.65%。由此可知,在 Amx IMBR 中,氨氮以及亚硝态氮的去除主要由浮游态厌氧氨氧化菌完成,厌

氧氨氧化菌是反应器内最主要的脱氮功能菌。

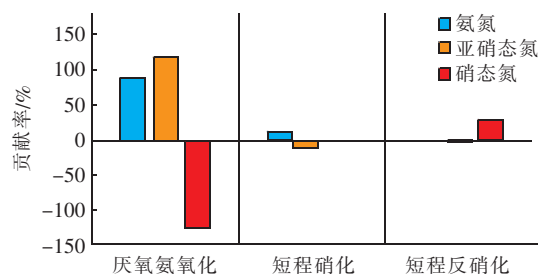


图6 厌氧氨氧化、短程硝化、短程反硝化对脱氮的贡献率

Fig. 6 Contribution of Anammox, partial nitrification and short-cut denitrification to the removal of nitrogen

## 3 结论

① 在进水氨氮与亚硝态氮均为450 mg/L、氮负荷为0.6 kg/(m<sup>3</sup>·d)的条件下,Amx IMBR 的脱氮效果稳定,总氮去除率平均为86%,氨氮去除率稳定在90%以上,亚硝态氮去除率稳定在97%以上,氨氮去除量:亚硝态氮去除量:硝态氮生成量约为1:1:0.18。

② Amx IMBR 中的厌氧氨氧化菌以浮游态存在,临界通量为8.63 L/(m<sup>2</sup>·h)。膜污染主要来源于污泥中的紧密型胞外聚合物,其中蛋白质含量为2.42 g/m<sup>2</sup>,多糖含量为0.84 g/m<sup>2</sup>。

③ 浮游态厌氧氨氧化菌的优势菌群为拟杆菌门(*Bacteroidetes*)、浮霉菌门(*Planctomycetes*)和变形菌门(*Proteobacteria*),相对丰度分别为47.83%、21.2%、18.85%。厌氧氨氧化菌包括 *Candidatus Brocadia*、*Candidatus Kuenenia*,其中优势菌群为 *Candidatus Kuenenia*。

## 参考文献:

- [1] ALI M, OKABE S. Anammox-based technologies for nitrogen removal: advances in process start-up and remaining issues[J]. Chemosphere, 2015, 141: 144 - 153.
  - [2] LOTTI T, KLEEREBEZEM R, ABELLEIRA-PEREIRA J M, et al. Faster through training: the anammox case[J]. Water Research, 2015, 81: 261 - 268.
  - [3] 陈胜, 孙德智, 遇光禄. 填充床快速启动厌氧氨氧化反应器及其脱氮性能研究[J]. 环境科学, 2010, 31(3): 691 - 696.
- CHEN Sheng, SUN Dezhi, YU Guanglu. Rapid startup and nitrogen removal characteristic of anaerobic ammonium oxidation reactor in packed bed biofilm



- reactor with suspended carrier [J]. *Environmental Science*, 2010, 31(3): 691–696 (in Chinese).
- [4] VAN DER STAR W R L, MICLEA A I, VAN DONGEN U G J M, *et al.* The membrane bioreactor: a novel tool to grow anammox bacteria as free cells [J]. *Biotechnology Bioengineering*, 2008, 101(2): 286–294.
- [5] WANG T, ZHANG H, GAO D, *et al.* Comparison between MBR and SBR on Anammox start-up process from the conventional activated sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 122: 78–82.
- [6] MENG F, CHAE S R, DREWS A, *et al.* Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): membrane fouling and membrane material [J]. *Water Research*, 2009, 43(6): 1489–1512.
- [7] DREWS A. Membrane fouling in membrane bioreactors—characterisation, contradictions, cause and cures [J]. *Journal of Membrane Science*, 2010, 363(1/2): 1–28.
- [8] FELZ S, AL-ZUHAIRY S, AARSTAD O A, *et al.* Extraction of structural extracellular polymeric substances from aerobic granular sludge [J]. *Journal of Visualized Experiments*, 2016, 115: 54534.
- [9] LE CLECH P, JEFFERSON B, CHANG I S, *et al.* Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor [J]. *Journal of Membrane Science*, 2003, 227(1/2): 81–93.
- [10] DIEZ V, EZQUERRA D, CABEZAS J L, *et al.* A modified method for evaluation of critical flux, fouling rate and in situ determination of resistance and compressibility in MBR under different fouling conditions [J]. *Journal of Membrane Science*, 2014, 453: 1–11.
- [11] ROBLES A, RUANO M V, RIBES J, *et al.* Factors that affect the permeability of commercial hollow-fibre membranes in a submerged anaerobic MBR (HF-SAnMBR) system [J]. *Water Research*, 2013, 47(3): 1277–1288.
- [12] 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]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1998, 50(5): 589–596.
- [13] POLLICE A, TANDOI V, LESTINGI C. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate [J]. *Water Research*, 2002, 36(10): 2541–2546.
- [14] KANDELER E, DEIGLMAYR K, TSCHERKO D, *et al.* Abundance of narG, nirS, nirK, and nosZ genes of denitrifying bacteria during primary successions of a glacier foreland [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2006, 72(9): 5957–5962.
- [15] 董堃,苑宇杭,陈宇超,等. 膜生物反应器中厌氧氨氧化的启动研究 [J]. *水处理技术*, 2020, 46(5): 87–91.
- DONG kun, YUAN Yuhang, CHEN Yuchao, *et al.* Study on start-up of anaerobic ammonia oxidation in a membrane bioreactor [J]. *Technology of Water Treatment*, 2020, 46(5): 87–91 (in Chinese).
- [16] 王恒,闫文凯,余明星,等. 复合型UASB厌氧氨氧化反应器的脱氮性能及污泥形态变化研究 [J]. *水处理技术*, 2019, 45(8): 77–81.
- WANG Heng, YAN Wenkai, YU Mingxing, *et al.* Study on nitrogen removal performance and sludge morphological change of compound UASB anaerobic ammonium oxidation reactor [J]. *Technology of Water Treatment*, 2019, 45(8): 77–81 (in Chinese).
- [17] 许新迪,杨凤林,徐晓晨,等. 自循环曝气厌氧膜生物反应器培养厌氧氨氧化菌的研究 [J]. *水资源与水工程学报*, 2014, 25(4): 129–133.
- XU Xindi, YANG Fenglin, XU Xiaochen, *et al.* Research on culture of anaerobic ammonium oxidizing anammox bacteria by using cyclic aeration in membrane bioreactor [J]. *Journal of Water Resources & Water Engineering*, 2014, 25(4): 129–133 (in Chinese).
- [18] 穆思图,樊慧菊,韩秉均,等. 中空纤维膜的膜污染过程及数学模型研究进展 [J]. *膜科学与技术*, 2018, 38(1): 114–121.
- MU Situ, FAN Huiju, HAN Bingjun, *et al.* Review of membrane fouling stages and mathematical models for hollow fiber membrane [J]. *Membrane Science and Technology*, 2018, 38(1): 114–121 (in Chinese).
- [19] MENG F, ZHANG S, OH Y, *et al.* Fouling in membrane bioreactors: an updated review [J]. *Water Research*, 2017, 114: 151–180.
- [20] WANG Z, WU Z, TANG S. Extracellular polymeric substances (EPS) properties and their effects on membrane fouling in a submerged membrane bioreactor [J]. *Water Research*, 2009, 43(9): 2504–2512.
- [21] WU B, YI S, FANE A G. Microbial behaviors involved in cake fouling in membrane bioreactors under different solids retention times [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(3): 2511–2516.
- [22] 肖霄,于多,郭海娟,等. AHLs信号分子对MBR膜生

- 物污染的影响[J]. 中国给水排水, 2019, 35(9): 1 - 8.
- XIAO Xiao, YU Duo, GUO Haijuan, *et al.* Impact of N-acyl homoserine lactones (AHLs) signal molecules on membrane biofouling[J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(9): 1 - 8 (in Chinese).
- [23] 姚芳, 刘波, 王德朋, 等. 不同接种污泥的厌氧氨氧化反应器启动特性及菌群结构演替规律分析[J]. 环境科学学报, 2017, 37(7): 2543 - 2551.
- YAO Fang, LIU Bo, WANG Depeng, *et al.* Start-up of ANAMMOX enrichment with different inoculated sludge and analysis of microbial community structure shift[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2017, 37(7): 2543 - 2551 (in Chinese).
- [24] 谭锡诚, 何士龙, 黄晴. 厌氧氨氧化工艺的启动及微生物群落结构分析[J]. 环境工程学报, 2017, 11(5): 2699 - 2704.
- TAN Xicheng, HE Shilong, HUANG Qing. Startup of anaerobic ammonium oxidation process and analysis of microbial community structure[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2017, 11(5): 2699 - 2704 (in Chinese).
- [25] 任君怡, 陈林艺, 李慧春, 等. 不同种泥的厌氧氨氧化反应器的启动及动力学特征[J]. 环境科学, 2019, 40(3): 1405 - 1411.
- REN Junyi, CHEN Linyi, LI Huichun, *et al.* ANAMMOX reactor with two kinds of inoculated sludge: start-up and kinetics characteristics [J]. Environmental Science, 2019, 40(3): 1405 - 1411 (in Chinese).
- [26] 陈彦霖, 隋倩雯, 姜黎安, 等. 厌氧氨氧化菌快速富集培养及微生物机制解析[J]. 中国给水排水, 2018, 34(13): 26 - 31.
- CHEN Yanlin, SUI Qianwen, JIANG Li'an, *et al.* Quick enrichment of ANAMMOX bacteria and microbial community mechanism analysis [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(13): 26 - 31 (in Chinese).
- [27] 王恒, 李柏林, 王伟, 等. 改良型 UASB 厌氧氨氧化反应器运行效能对比[J]. 环境工程学报, 2019, 13(5): 1073 - 1081.
- WANG Heng, LI Bolin, WANG Wei, *et al.* Comparison of performance of modified anammox UASB reactor[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(5): 1073 - 1081 (in Chinese).
- [28] KARTAL B, VAN NIFTRIK L, KELTJENS J T, *et al.* Anammox—growth physiology, cell biology, and metabolism [J]. Advance in Microbial Physiology, 2012, 60: 211 - 262.
- [29] KUENEN J G. Anammox bacteria: from discovery to application[J]. Nature Reviews Microbiology, 2008, 6(4): 320 - 326.
- [30] HE S, YANG W, QIN M, *et al.* Performance and microbial community of anammox in presence of micro-molecule carbon source[J]. Chemosphere, 2018, 205: 545 - 552.

作者简介: 马建业(1996 - ), 男, 山东莱芜人, 硕士研究生, 研究方向为水污染控制。

E-mail: 331299697@qq.com

收稿日期: 2020 - 07 - 15

修回日期: 2020 - 08 - 24

(编辑: 刘贵春)

## 更正

本刊在 2020 年第 36 卷第 23 期发表的文章“超滤膜短流程工艺处理南水北调原水的运行效能”, 2.1 节中“单池产水量  $< 100 \text{ m}^3/\text{d}$ ”应为“单池产水量  $< 2\,500 \text{ m}^3/\text{d}$ ”, 特此更正。

(本刊编辑部)