

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2022.17.003

# 基于MBBR的部分反硝化耦合厌氧氨氧化深度脱氮

王康舟<sup>1,2</sup>, 吕 恺<sup>1,2</sup>, 邵贤明<sup>1,2</sup>, 李佳慧<sup>1,2</sup>, 姚雪薇<sup>1,2</sup>, 彭党聪<sup>1,2</sup>

(1. 西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055; 2. 西安建筑科技大学  
西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 陕西 西安 710055)

**摘 要:** 在常温、低基质浓度下运行MBBR反应器,考察了部分反硝化耦合厌氧氨氧化用于城市污水二级出水处理的可能性。在进水TN和COD浓度分别为25 mg/L和50 mg/L的条件下,经过180 d的运行,出水TN浓度为(3.87±0.69) mg/L,去除率可达(83.86±5.43)%,其中Anammox对TN的去除贡献达到(95±4)%。Anammox和部分反硝化活性分别稳定在(728.84±7.90)、(1 128.24±12.24) mg/(m<sup>2</sup>·d),表明部分反硝化菌和Anammox菌形成了良好的协同作用。高通量测序结果显示,经富集培养后,*Candidatus Brocadia*占比从0.62%增至5.61%,为Anammox菌的主导菌属;*Thauera*占比从0.004%增至3.74%,为部分反硝化菌的主导菌属。在常温和低基质浓度条件下,部分反硝化耦合厌氧氨氧化MBBR的稳定运行可为城市污水处理厂的提质增效提供参考。

**关键词:** 厌氧氨氧化; 部分反硝化; 移动床生物膜反应器; 二级出水

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2022)17-0015-06

## Advanced Nitrogen Removal through Partial Denitrification Coupled with Anammox Process in MBBR

WANG Kang-zhou<sup>1,2</sup>, LÜ Kai<sup>1,2</sup>, SHAO Xian-ming<sup>1,2</sup>, LI Jia-hui<sup>1,2</sup>, YAO Xue-wei<sup>1,2</sup>,  
PENG Dang-cong<sup>1,2</sup>

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. Northwest China Key Laboratory of Water Resources and Environment Ecology, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China)

**Abstract:** The MBBR reactor was operated at normal temperature and low substrate concentration, and the possibility of partial denitrification coupled with Anammox (PD/A) for treatment of secondary effluent from municipal wastewater treatment plant (WWTP) was investigated. The results showed that after 180 days of cultivation at TN=25 mg/L and COD=50 mg/L, the effluent TN concentration was (3.87±0.69) mg/L, total nitrogen removal rate was (83.86±5.43)%, and the contribution to nitrogen removal by Anammox process was (95±4)%. Anammox and partial denitrification activities were stabilized at (728.84±7.90) mg/(m<sup>2</sup>·d) and (1 128.24±12.24) mg/(m<sup>2</sup>·d), respectively, which indicated partial denitrification bacteria and Anammox bacteria formed a good synergy effect. The high-throughput sequencing results showed that the proportion of *Candidatus Brocadia* increased from 0.62% to 5.61%, and the proportion of *Thauera* increased from 0.004% to 3.74%. Under the conditions of normal

基金项目: 陕西省重点研发计划项目(2019ZDLSF06-05)

通信作者: 彭党聪 E-mail: dcpeng@xauat.edu.cn

temperature and low substrate concentration, the stable operation of PD/A in MBBR provides a reference for improving the quality and efficiency of WWTPs.

**Key words:** Anammox; partial denitrification; MBBR; secondary effluent

我国现有城镇污水处理厂出水水质执行标准为2001年颁布的《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)。该标准自2002年实施以来,对我国城镇污水处理以及接纳水体的水环境保护贡献巨大,但随着我国经济和社会的发展,以及生态文明建设要求的提高,发现一级A标准仍不能满足水环境保护的要求。自2012年以来,北京、天津、上海、浙江等地已经将各自的城镇污水处理厂排放标准逐步提高(总氮 $\leq 10$  mg/L)。因此,从污水处理厂提质增效的角度出发,探寻一种高效经济的脱氮工艺具有十分重要的意义。

厌氧氨氧化(Anammox)是在缺氧条件下,厌氧氨氧化菌利用 $\text{NO}_2^-$ -N(电子受体)将 $\text{NH}_4^+$ -N(电子供体)氧化为 $\text{N}_2$ ,同时利用 $\text{CO}_2$ 进行细胞合成<sup>[1]</sup>。相较于传统硝化-反硝化脱氮工艺,Anammox工艺具有曝气量少、不消耗有机物及污泥产率低等特点<sup>[2-3]</sup>,并且已成功应用于城镇污水处理厂的污泥水及与此类含有高浓度氨氮的工业废水处理<sup>[4-7]</sup>。但在城市污水处理厂中富集培养Anammox菌时,如何实现稳定的 $\text{NO}_2^-$ -N积累,成为工程应用的主要难点。因此,利用部分反硝化为Anammox菌提供生长所需的 $\text{NO}_2^-$ -N成为可能。Cao等<sup>[8]</sup>以培养成熟的污泥作为接种污泥在SBR反应器中启动并运行PD/A工艺,在进水TN为55~65 mg/L、C/N为1.64~2.18的条件下,实现了97%的TN去除率。Ma等<sup>[9]</sup>以培养成熟的污泥在生物滤池中启动PD/A工艺,在进水TN和C/N分别为40 mg/L和1.75的条件下,出水平均TN浓度为7.82 mg/L。虽然PD/A工艺在各个反应器中均能快速启动并达到良好的脱氮效果,但大多接种培养成熟的污泥,若想在主流系统中启动PD/A工艺,由于难以获得足够多的培养成熟的污泥,这使得其存在一定困难。

笔者采用MBBR反应器处理城市污水处理厂二级出水,通过测定出水水质和功能微生物活性,并结合高通量测序等手段对生物膜上功能微生物的分析,探讨了快速启动PD/A工艺的可能性及其机制,以期为城市污水处理厂的提质增效提供参考。

## 1 材料与方 法

### 1.1 MBBR 反应器及运行

MBBR有效容积为3 L,水力停留时间(HRT)为3~6 h,温度为23~25 °C,pH控制在7.5~8.2。反应器以序批式运行,进出水及搅拌均由PLC控制,进出水时间均为10 min。反应器运行期间,采用人工配水,用乙酸钠提供进水COD,具体水质见表1。其他成分包括:NaHCO<sub>3</sub>为0.5 g/L,KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>为0.5 g/L,CaCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O为0.18 g/L,MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O为0.10 g/L,微量元素<sup>[10]</sup>为1 mL/L。接种填料取自某城市污水处理厂A<sup>2</sup>O系统的好氧池,填料型号为K3(比表面积为500 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>),填充率为50%。

表1 各试验阶段进水浓度

Tab.1 Influent concentration of each phase

项目	天数/d	COD/ (mg·L <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg·L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg·L <sup>-1</sup> )
阶段 I	0~28	50	10	15
阶段 II	29~100	50	10	15
阶段 III	101~180	50	12.5	12.5

### 1.2 水质指标测定

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N:纳氏试剂分光光度法;NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N:N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法;NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N:紫外分光光度法;MLSS:重量法;COD:将出水过0.45 μm滤膜后,采用重铬酸钾法测定;乙酸钠:安捷伦6890 N气相色谱仪;TOC:Vario TOC cube;样品三维荧光光谱:荧光分光光度计。

### 1.3 活性测定

厌氧氨氧化活性测定:在反应器中加入起始基质浓度为NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N=20 mg/L、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N=20 mg/L、碳酸氢钠=0.5 g/L以及含微量元素的无氧水,控制pH在7.8~8.1之间,温度为23~25 °C,定时取样测定NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N等指标,经线性拟合后计算厌氧氨氧化活性。

部分反硝化活性测定:在反应器中加入起始基质浓度为NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N=15 mg/L、COD=50 mg/L的无氧水,控制温度为23~25 °C,定时取样并测定其NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N和NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N等指标,经线性拟合后计算部分反硝化活性

及亚硝态氮积累率。

#### 1.4 高通量测序

从生物填料上取下一定数量的生物膜,经去离子水淘洗、离心后采用E. Z. N. A.® soil DNA Kit试剂盒对DNA进行提取。以提取的DNA为PCR模板,采用V3-V4引物序列338F(5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCAG-3')和806R(5'-GGACTACHVGGGTWTATAAT-3'),在ABI Gene Amp® 9700 PCR thermo-cycler上进行PCR反应。所获数据均在上海美吉生物云在线平台进行分析。

#### 1.5 碳氮物料衡算

##### 1.5.1 氮核算

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的消耗可以通过细胞合成和厌氧氨氧化脱氮来实现。由于厌氧氨氧化细菌的生物产量低,细胞合成所消耗的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 主要由反硝化细菌完成。硝酸盐可以通过完全反硝化和部分反硝化去除。因此,PD/A工艺中厌氧氨氧化和反硝化均对TN的去除有一定的贡献。

$$\text{NH}_4^+_{\text{ss}} = \text{VSS}_c \times 0.124 \quad (1)$$

$$\text{TN}_A = (\text{NH}_4^+_{\text{J}} - \text{NH}_4^+_{\text{C}} - \text{NH}_4^+_{\text{ss}}) \times (1 + 1.32 - 0.26) \quad (2)$$

$$R_A = \frac{\text{TN}_A}{\text{TN}_J - \text{TN}_C} \quad (3)$$

$$R_A + R_D = 1 \quad (4)$$

$$\text{NLR}_A = R_A \times \text{NLR} \quad (5)$$

$$\text{NLR}_D = R_D \times \text{NLR} \quad (6)$$

式中: $\text{NH}_4^+_{\text{ss}}$ 、 $\text{NH}_4^+_{\text{J}}$ 、 $\text{NH}_4^+_{\text{C}}$ 分别为细胞合成消耗、进水、出水的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度,mg/L; $\text{VSS}_c$ 为反应器出水SS,mg/L; $\text{TN}_J$ 、 $\text{TN}_C$ 、 $\text{TN}_A$ 分别为进水、出水和Anammox消耗的总氮浓度,mg/L; $R_A$ 和 $R_D$ 分别为Anammox反应与完全反硝化对总氮去除贡献占比;0.124为 $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ 中N的摩尔质量占比;(1+1.32-0.26)的计算依据是,在Anammox反应中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的化学计量比分别为1.32与0.26; $\text{NLR}$ 、 $\text{NLR}_A$ 、 $\text{NLR}_D$ 分别为总氮去除负荷、Anammox去除氮负荷、完全反硝化去除氮负荷,mg/( $\text{m}^2 \cdot \text{d}$ )。

##### 1.5.2 COD核算

在PD/A反应器中,COD的去向包括:部分反硝化去除、合成细胞消耗和出水COD。

$$\text{COD}_{\text{PD}} = (C_{\text{J,NO}_3^-} - C_{\text{C,NO}_3^-} - C_{\text{A,NO}_3^-}) \times 1.14 \quad (7)$$

$$\text{COD}_{\text{SS}} = \text{MLSS} \times 1.42 \quad (8)$$

$$\text{COD}_T = \text{COD}_{\text{PD}} + \text{COD}_{\text{SS}} + \text{COD}_C \quad (9)$$

式中: $\text{COD}_{\text{PD}}$ 、 $\text{COD}_{\text{SS}}$ 、 $\text{COD}_C$ 和 $\text{COD}_T$ 分别为部分反硝化去除COD、合成细胞所需COD、出水COD与总COD,mg/L; $C_{\text{J,NO}_3^-}$ 、 $C_{\text{C,NO}_3^-}$ 和 $C_{\text{A,NO}_3^-}$ 分别为进水、出水与Anammox生成的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度,mg/L;1g $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 被还原为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 需要1.14g的COD; $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ 的当量COD为1.42。

## 2 结果与讨论

### 2.1 MBBR反应器性能

在180d的运行中反应器进出水氮浓度的变化见图1,根据HRT的不同将其分为三个阶段。阶段I、II、III的HRT分别为6、4、3h。

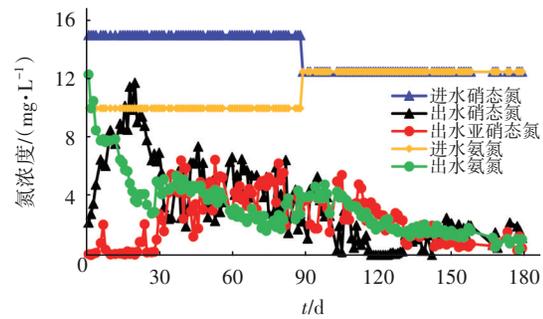


图1 PD/A反应器性能

Fig.1 Performance of PD/A process in the MBBR

在阶段I,由于填料取自污水处理厂,具有一定的生物脱氮能力,随着反应器运行,出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度先增加后减少。此阶段出水没有 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度持续下降。

阶段II的温度为(24.9±0.5)°C,在基质浓度不变的条件下,出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 有积累,平均浓度为3.89mg/L; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度从10mg/L降低到3.19mg/L, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度从10mg/L逐渐降低到3.65mg/L。基质去除率持续上升,出水无乙酸钠。此阶段进水负荷为750mg/( $\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ),TN去除率为(67.51±9.75)%。

阶段III,调整反应器进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度均为12.5mg/L,保持TN浓度和COD投量不变,温度维持在(23.8±0.3)°C。出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 平均浓度分别为2.02、1.13mg/L,随着培养的进行,出水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 从3.52mg/L降低到0.81mg/L,且在进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度较高的情况下其出水浓度与上一阶段相比下降,这反映出Anammox能力逐渐增强。此阶段进水负荷为1000mg/( $\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ),TN平均去除率为(83.86±5.43)%。

在 MBBR 反应器中,既有 PD/A 反应,也有完全反硝化作用,都可对氮进行去除。Anammox 对总氮的去除贡献占比也是判断 PD/A 过程的一个重要指标。Anammox 贡献占比可通过式(1)~(4)计算得出。如图 2 所示,在阶段 I 氮的去除主要由完全反硝化完成。随着反应器的运行,Anammox 菌增殖,活性增大,其贡献占比也随之增加,在阶段 II 氮的去除为厌氧氨氧化与完全反硝化共同作用的结果。经过 180 d 的运行,最终 Anammox 对 TN 的去除贡献率稳定在(95±4)%。

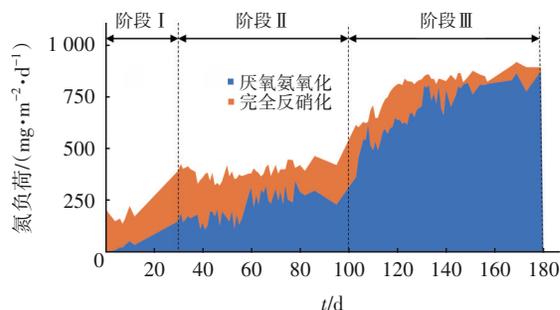


图2 厌氧氨氧化与部分反硝化对去除TN的贡献

Fig.2 Contribution of Anammox and partial denitrification to TN removal

## 2.2 典型周期变化

阶段 III 典型周期内氮、碳组分的变化见图 3。

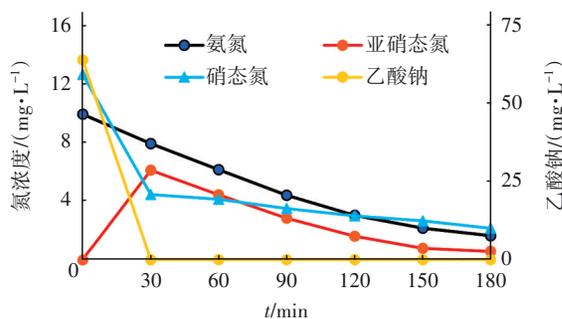


图3 典型周期中氮与有机物浓度变化

Fig.3 Nitrogen and organic matter concentration changes in typical cycle

周期开始前 30 min,乙酸钠被完全消耗,同时伴随着  $\text{NO}_3^-$ -N 从 12.67 mg/L 降至 4.46 mg/L,  $\text{NO}_2^-$ -N 浓度最大积累到 6.12 mg/L,在此过程中减少的  $\text{NO}_3^-$ -N 大于增加的  $\text{NO}_2^-$ -N,这是由于 Anammox 反应消耗了部分  $\text{NO}_2^-$ -N,且 PD/A 体系中常常伴有完全反硝化,也会消耗掉少量  $\text{NO}_3^-$ -N。在 30~180 min 之间  $\text{NH}_4^+$ -N 和  $\text{NO}_2^-$ -N 在 Anammox 作用下均以一定速率减少,表明整个周期中厌氧氨氧化活性保持

恒定。相比前 30 min,  $\text{NO}_3^-$ -N 下降速率大幅度降低,反硝化菌在无外部碳源条件下,利用体内储存碳源进行反应,但速率较慢。最终出水  $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度分别为 1.64、0.56 和 2.15 mg/L。本研究采用的碳源为乙酸钠,容易被异养菌快速吸收,诸多研究表明<sup>[11-12]</sup>,非致毒性的有机物仅在高浓度下会抑制厌氧氨氧化菌的活性,在低浓度时无影响,甚至有一定的促进作用。

## 2.3 碳平衡

在阶段 III 定期监测出水 TOC、COD 和 SS 变化,其中,TOC 浓度为 7.29 mg/L,在乙酸分子中碳占比为 40%,这部分 TOC 换算成 COD 应为 18.23 mg/L,和出水 COD 测定值接近。测定 SS 为(9.68±0.39) mg/L。通过式(7)~(9)计算各组分 COD 占比,部分反硝化所需 COD 为(13.89±0.71) mg/L,合成细胞所需 COD 为(13.75±3.54) mg/L,出水 COD 为(21.80±2.57) mg/L,三部分组成与进水 COD 一致。其中去除的 COD 为 27.64 mg/L,去除的  $\text{NO}_3^-$ -N 为 11.4 mg/L,实际碳氮比为 2.43,在完全反硝化过程中,1 g  $\text{NO}_3^-$ -N 被还原为  $\text{N}_2$  需要 2.86 g 的 COD,由于增殖等原因,污水处理厂所需 COD 大于这个理论值,而部分反硝化只是  $\text{NO}_3^-$ -N 到  $\text{NO}_2^-$ -N 的还原过程,考虑增殖等因素,此过程所需的 COD 应在 1.14~2.86 g 之间,本研究为 2.43 g,符合理论计算值。

与 SBR 类似,MBBR 的循环操作开始于一个饱食期,结束于底物和养分都有限的饥饿期。众所周知,如果微生物处于不连续的进食(feast-famine)模式下,它们可以储存大量的有机合成物。从全周期可以看出饱食期为 30 min,而后全为饥饿期。这导致有部分乙酸钠被微生物以其他合成物的形式储存在细胞体内,最终以 TOC 的形式排出,导致碳利用率下降,出水 COD 过高。经三维荧光测定,TOC 的主要成分为可溶性微生物产物(SMP),这是污水生物处理过程中微生物代谢和衰减产生的有机化合物。Yang 等<sup>[13]</sup>研究表明,在 feast-famine 模式下,当系统处于饥饿期后,SMP 成为 TOC 的主要成分,在 1~1.5 h 总有机碳显著增加(15.5~25.8 mg/L)。

## 2.4 活性变化

在 MBBR 运行过程中定期监测 Anammox 活性及部分反硝化活性,起始阶段由于污水厂填料生物种类复杂,厌氧氨氧化菌占比较少,无法准确测定 Anammox 活性,因此,采用培养 10 d 后的填料进行

功能菌初始活性测定,结果如图4所示。随着培养的进行,厌氧氨氧化活性(以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 计)逐渐增大,从第10天的 $47.15 \text{ mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 增加至第180天的 $720.94 \text{ mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ ,并最终稳定在 $(728.84\pm 7.90) \text{ mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 。部分反硝化活性(以 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 计)从 $389.74 \text{ mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 增加到 $1206.58 \text{ mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ ,并最终稳定在 $(1128.24\pm 12.24) \text{ mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ ,平均亚硝态氮积累率为88%。可见,部分反硝化活性大于厌氧氨氧化活性,有利于反应器的稳定运行。

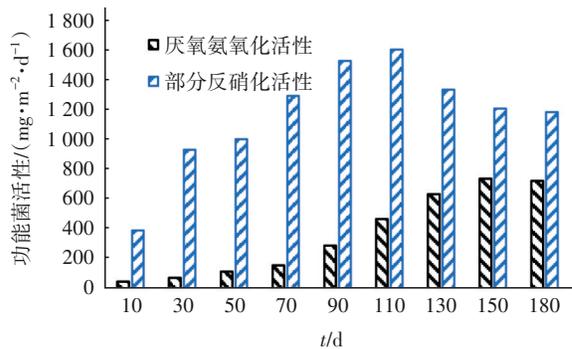


图4 厌氧氨氧化与部分反硝化活性变化

Fig.4 Changes of the activity of Anammox and partial denitrification

## 2.5 微生物群落结构

高通量测序结果见图5。培养前后均有15个主要门类,相对丰度均在1%以上。相对于污水厂填料,培养后的填料中起主导作用门类没有发生变化,依旧是*Acidobacteria*(酸杆菌门)、*Proteobacteria*(变形菌门)、*Bacteroidetes*(拟杆菌门)、*Chloroflexi*(绿弯菌门)、*Planctomycetes*(浮霉菌门),占总序列的82.5%。*Actinobacteria*、*Firmicutes*和*Verrucomicrobia*等相对丰度减少。本研究主要的功能微生物为反硝化菌和厌氧氨氧化菌。以往研究表明,绝大多数反硝化菌主要属于*Proteobacteria*门<sup>[1]</sup>,其占比为29.62%。厌氧氨氧化菌主要属于*Planctomycetes*门,占比由原来的2.71%增加至7.12%。

从属水平看,MBBR中丰度较高的功能微生物为*Candidatus Brocadia*(5.61%)、*Thauera*(3.74%)、*Comamonas*(2.90%)、*Denitratisoma*(1.71%)和*Flavobacterium*(0.96%)等。其中*Thauera*、*Comamonas*、*Flavobacterium*和*Denitratisoma*为反硝化菌属,*Candidatus Brocadia*为厌氧氨氧化菌属。本研究培养的生物膜中优势菌*Thauera*分布于*Proteobacteria*门,并且以往研究表明*Thauera*属中大部分细菌均

为反硝化菌,其中部分*Thauera*菌仅含有硝酸还原酶,只能在厌氧环境下将 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 还原至 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 。Liu等<sup>[14]</sup>研究发现,*Thauera*属中的部分反硝化菌在有 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 存在时,微生物无法合成亚硝酸盐还原酶,从而导致微生物只能将硝酸盐还原至亚硝酸盐,将反硝化过程进行到部分反硝化阶段,出现 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累的现象。这也是反应过程中产生亚硝态氮积累的主要原因。*Candidatus Brocadia*为反应器富集到的主要厌氧氨氧化菌,它也是目前污水处理工艺中最常见的一类Anammox菌,其在脱氮中占主导作用,Anammox功能菌的丰度大量增加与反应器呈现很好的Anammox性状相符合。

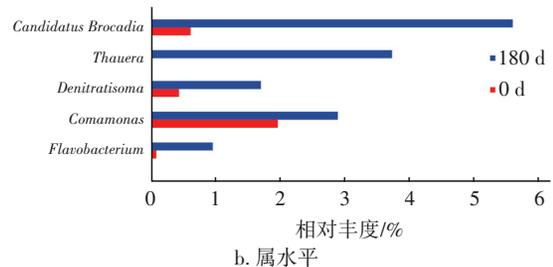
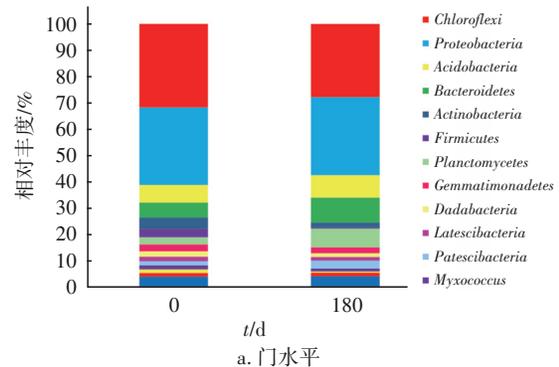


图5 生物膜群落结构组成

Fig.5 Community structures of biofilm

## 3 结论

① 在常温、低基质浓度下运行MBBR反应器180 d,取得了较好的部分反硝化/厌氧氨氧化脱氮效果。

② 经过180 d的富集培养,MBBR最终进水负荷可达到 $1000 \text{ mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ ,TN平均去除率为 $(83.86\pm 5.43)\%$ ,其中Anammox对TN的去除贡献达到 $(95\pm 4)\%$ 。

③ Anammox和部分反硝化活性分别稳定在 $(728.84\pm 7.90)$ 、 $(1128.24\pm 12.24) \text{ mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 。

④ 高通量测序结果显示,经过富集培养以后,*Candidatus Brocadia*占比为5.61%,*Thauera*占比

为3.74%。

#### 参考文献:

- [1] 郑平,徐向阳,胡宝兰. 新型生物脱氮理论与技术 [M]. 北京:科学出版社,2004.  
ZHENG Ping, XU Xiangyang, HU Baolan. New Biological Denitrification Theory and Technology [M]. Beijing: Science Press, 2004 (in Chinese).
- [2] 委燕,马斌,许鑫鑫,等. 厌氧氨氧化滤池的深度脱氮性能与菌群结构分析[J]. 中国给水排水, 2021, 37(9):15-20.  
WEI Yan, MA Bin, XU Xinxin, *et al.* Advanced nitrogen removal performance and microbial community composition of Anammox filter [J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(9): 15-20 (in Chinese).
- [3] KARTAL B, KUENEN J G, VAN LOOSDRECHT M C M. Sewage treatment with anammox [J]. Science, 2010, 328(5979):702-703.
- [4] 盖书慧,张宁,张雁秋. 新型脱氮工艺——厌氧氨氧化(ANAMMOX) [J]. 环境科学与管理, 2009, 34(4): 98-101,105.  
GAI Shuhui, ZHANG Ning, ZHANG Yanqiu. New ways for nitrogen removal—anaerobic ammonium oxidation [J]. Environmental Science and Management, 2009, 34(4): 98-101,105 (in Chinese).
- [5] 田夏迪,茹临锋,吕心涛,等. 短程硝化反硝化工艺的研究进展与展望[J]. 中国给水排水, 2020, 36(2): 7-15.  
TIAN Xiadi, RU Linfeng, LÜ Xintao, *et al.* Research progress and prospect of partial denitrification process [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(2): 7-15 (in Chinese).
- [6] AZARI M, WALTER U, REKERS V, *et al.* More than a decade of experience of landfill leachate treatment with a full-scale anammox plant combining activated sludge and activated carbon biofilm [J]. Chemosphere, 2017, 174(5): 117-126.
- [7] WANG G, XU X, ZHOU L, *et al.* A pilot-scale study on the start-up of partial nitrification-anammox process for anaerobic sludge digester liquor treatment [J]. Bioresource Technology, 2017(2): 181-189.
- [8] CAO S, PENG Y, DU R, *et al.* Feasibility of enhancing the denitrifying ammonium oxidation (DEAMOX) process for nitrogen removal by seeding partial denitrification sludge [J]. Chemosphere, 2016, 148(4): 403-407.
- [9] MA B, XU X, GE S, *et al.* Reducing carbon source consumption through a novel denitratation/anammox biofilter to remove nitrate from synthetic secondary effluent [J]. Bioresource Technology, 2020, 309: 123377.
- [10] VAN DE GRAAF A A, DE BRUIJN P, ROBERTSON L A, *et al.* Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor [J]. Microbiol, 1996, 142(8): 2187-2196.
- [11] TANG C J, ZHENG P, ZHANG L, *et al.* Enrichment features of anammox consortia from methanogenic granules loaded with high organic and methanol contents [J]. Chemosphere, 2010, 79(6): 613-619.
- [12] GUVEN D, DAPENA A, KARTAL B, *et al.* Propionate oxidation by and methanol inhibition of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria [J]. Applied & Environmental Microbiology, 2005, 71(2): 1066-1071.
- [13] YANG J, ZHANG X, SUN Y, *et al.* Formation of soluble microbial products and their contribution as electron donors for denitrification [J]. Chemical Engineering Journal, 2017, 326(6): 1159-1165.
- [14] LIU G, LING F Q, MAGIC-KNEZEVA A, *et al.* Quantification and identification of particle-associated bacteria in unchlorinated drinking water from three treatment plants by cultivation-independent methods [J]. Water Research, 2013, 47(10): 3523-3533.

作者简介:王康舟(1996-),男,陕西西安人,硕士研究生,主要研究方向为废水生物处理技术。

E-mail:wangkangzhou@xauat.edu.cn

收稿日期:2021-04-15

修回日期:2021-05-18

(编辑:李德强)