



文章栏目: 水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201910135

中图分类号 X703.1

文献标识码 A

吕恺, 彭党聪, 姚雪薇, 等. 常温 MBBR 处理低浓度含氮废水的快速启动及运行状况[J]. 环境工程学报, 2020, 14(10): 2728-2735.

LYU Kai, PENG Dangcong, YAO Xuewei, et al. Rapid start-up and running of MBBR treating low nitrogen concentration wastewater at room temperature[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(10): 2728-2735.

## 常温 MBBR 处理低浓度含氮废水的快速启动及运行状况

吕恺<sup>1,2</sup>, 彭党聪<sup>1,2,\*</sup>, 姚雪薇<sup>1,2</sup>, 王康舟<sup>1,2</sup>, 赵文钊<sup>1,2</sup>

1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 西安 710055

2. 西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 西安 710055

第一作者: 吕恺 (1993—), 男, 博士研究生。研究方向: 废水生物处理技术。E-mail: lvkai@xauat.edu.cn

\*通信作者: 彭党聪 (1957—), 男, 硕士, 教授。研究方向: 废水生物处理技术。E-mail: dcpeng@xauat.edu.cn

**摘要** 为探讨厌氧氨氧化 MBBR 的快速启动及处理低浓度含氮废水特性, 采用某城市污水处理厂 A<sup>2</sup>O 系统中缺氧池填料作为 MBBR 的载体直接启动并运行。结果表明, 经过 248 d 启动, MBBR 处理负荷 (以 N 计) 达到 5 046.57 mg·(m<sup>2</sup>·d)<sup>-1</sup>, Anammox 活性 (以 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 计) 达到 4 627.25 mg·(m<sup>2</sup>·d)<sup>-1</sup>; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 与 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 的消耗量和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的生成量之间的比值关系和反应器内各微生物活性及反应器运行条件及方式有关。采用基质利用速率测定方法对 Anammox 活性进行测定, 探讨 Anammox 菌在常温条件下的增殖情况, 确定 Anammox 菌增殖系数为 0.026 1 d<sup>-1</sup>。Anammox 菌 MBBR 的成功启动为 Anammox 技术处理低浓度含氮废水提供了参考。

**关键词** 厌氧氨氧化; 移动床生物膜反应器; 脱氮; 低浓度氨氮废水

厌氧氨氧化 (Anammox) 为在缺氧条件下, 厌氧氨氧化菌利用 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N (电子受体) 将 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (电子供体) 氧化为 N<sub>2</sub>, 同时利用 CO<sub>2</sub> 进行细胞合成的过程<sup>[1-3]</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>[4-5]</sup>, 并且已成功应用于城市污水处理厂的污泥水及与此类似的含有高浓度氨氮的工业废水<sup>[6-9]</sup>。然而厌氧氨氧化菌生长缓慢 ( $\mu_{\max}=0.065 \text{ d}^{-1}$ ), 世代周期长 (11 d)<sup>[10-12]</sup>, 这已成为制约 Anammox 工艺广泛应用的主要因素, 因此, 如何快速启动 Anammox 成为突破其应用的一种有效手段。

与污泥水和其他高浓度氨氮废水相比, 城市污水温度低, 且氨氮浓度也低, 这是 Anammox 工艺应用于城市污水处理厂主流工艺的瓶颈。LOTTI 等<sup>[13]</sup> 研究发现, 温度越低, Anammox 菌活性越小 (15 °C 下 Anammox 活性仅为 30 °C 下的 15%~42%), 因此, 在低温条件下, 对 Anammox 菌进行培养时, 增殖相同数量的 Anammox 菌则需要更长的时间。Anammox 菌在常温下生长缓慢, 但 SCAGLIONE 等<sup>[14]</sup> 研究表明, Anammox 菌衰减系数为 0.004 8 d<sup>-1</sup>, 这表明 Anammox 菌一旦增殖到一定数量, 将长期存在并发挥作用。因此, 如何在常温低基质浓度下快速富集 Anammox 菌是 Anammox 工艺处理低浓度氨氮废水的关键。

收稿日期: 2019-10-27; 录用日期: 2020-03-01

基金项目: 陕西省 2019 年重点研发计划 (2019ZDLSF06-05)

本研究采用某城市污水处理厂 A<sup>2</sup>/O 系统中缺氧池填料作为 MBBR 的载体, 在常温 (13~37 °C) 和低浓度含氮废水条件下, 直接进行启动, 对 Anammox 菌进行富集培养, 探讨启动策略及 Anammox 菌的富集情况, 为 MBBR 在常温下处理低浓度含氮废水提供了参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 MBBR 运行及接种填料

MBBR 有效容积为 5 L, 水力停留时间 (hydraulic retention time, HRT) 为 6~24 h, 温度为 13~37 °C。反应器以序批式模式运行, 进出水及搅拌均由 PLC 系统控制, 周期为 3~8 h, 进出水时间均为 10 min。反应器运行期间, 采用人工配水, 其成分为 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 0.050~0.26 g·L<sup>-1</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 0.066~0.264 g·L<sup>-1</sup>, KHCO<sub>3</sub> 0.5 g·L<sup>-1</sup>, KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> 0.5 g·L<sup>-1</sup>, CaCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O 0.18 g·L<sup>-1</sup>, MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.10 g·L<sup>-1</sup>, 微量元素<sup>[15]</sup>为 1 mL·L<sup>-1</sup>。接种填料取自某城市污水处理厂 A<sup>2</sup>/O 系统中缺氧池填料, 填料型号为 K3 (500 m<sup>2</sup>·m<sup>-3</sup>), 填充率为 29%。

### 1.2 水质指标测定

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的测定参照文献推荐的标准分析方法<sup>[16]</sup>。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的测定采用纳氏试剂分光光度法, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 的测定采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的测定采用紫外分光光度法。pH 由在线式 pH 计 (Inpro 4010, 梅特勒) 测定。溶解氧 (DO) 由在线式溶氧仪 (Inpro 6050, 梅特勒) 测定。

### 1.3 活性的测定

Anammox 菌活性测定方法如下: 从反应器中取出若干填料, 用无氧水淘洗 2~3 次后, 置于 600 mL 的反应瓶中, 同时加入 30 mg·L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、40 mg·L<sup>-1</sup> NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 及微量元素, 然后通入氮气 5 min, 使 DO 降低至 0.05 mg·L<sup>-1</sup> 以下, 最后加入 KHCO<sub>3</sub> (0.5 g·L<sup>-1</sup>)。在测定过程中, 反应瓶置于恒温摇床上以保证基质混合均匀, 温度设定为 35 °C, 定期从反应瓶中取出水样, 通过分析水样中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 浓度变化, 计算 Anammox 菌活性。

### 1.4 荧光原位杂交

厌氧氨氧化菌的荧光原位杂交参照 AMANN 等<sup>[17]</sup>描述的标准方法进行。杂交后的污泥样品通过激光共聚焦显微镜 (TSC SP8, 莱卡) 进行观察, 并在 100 倍物镜下采集图像。实验所用探针如表 1 所示。

表 1 荧光原位杂交所用探针

Table 1 Probes used in FISH

探针名称	RNA 序列	标记细菌种属	来源
Eub338	GCT GCC TCC CGT AGG AGT	总菌	[18-19]
Eub338II	GCA GCC ACC CGT AGG TGT	总菌	[18-19]
Eub338III	GCT GCC ACC CGT AGG TGT	总菌	[18-19]
Amx368	CCT TTC GGG CAT TGC GAA	所有厌氧氨氧化菌	[20]

### 1.5 增殖系数计算

增殖系数  $a$  为在基质充足且生长环境理想的条件下, 单位质量的微生物在单位时间内增加的细胞量, 计算方法见式 (1)。对式 (1) 进行积分得到式 (2), 对式 (2) 进行变形, 得到式 (3)。

$$a = \frac{1}{X} \cdot \frac{dX}{dt} \quad (1)$$

$$X_t = X_0 e^{at} \quad (2)$$

$$\ln \frac{X_i}{X_0} = ai \quad (3)$$

式中： $a$ 为增殖系数， $d^{-1}$ ； $X$ 为 Anammox 菌污泥浓度， $g \cdot m^{-2}$ ； $i$ 为富集培养时间， $d$ ； $X_i$ 为富集培养  $i$  天污泥浓度， $g \cdot m^{-2}$ ； $X_0$ 为起始污泥浓度， $g \cdot m^{-2}$ 。

由于本实验中 MBBR 为混合体系，在对 Anammox 菌的富集培养过程中，硝化菌等微生物也可能存在于填料上，这使得采用污泥浓度确定增殖系数时存在较大误差。为准确表征 Anammox 菌的污泥浓度，可根据活性估算 Anammox 污泥浓度(式(4))，最终通过污泥浓度变化确定 Anammox 菌的增殖系数。

$$X = \frac{L_{SAA}}{q_{max}} \quad (4)$$

式中： $L_{SAA}$ 为 Anammox 活性， $mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$ ； $q_{max}$ 为 Anammox 最大活性，取值  $667 mg \cdot (g \cdot d)^{-1}$ 。

## 2 结果与讨论

### 2.1 MBBR 运行情况

MBBR 启动后，通过逐步缩短 HRT 和提高进水基质浓度的方法提升反应器负荷。图 1 反映了启动阶段至稳定运行阶段的运行效果。根据反应器进水  $NO_2^- - N$  与  $NH_4^+ - N$  比值关系，可将整个过程分为 3 个阶段，分别为  $NO_2^- - N / NH_4^+ - N = 1.32(0 \sim 200 d)$ 、 $NO_2^- - N / NH_4^+ - N = 1 \sim 1.32(200 \sim 248 d)$  和  $NO_2^- - N / NH_4^+ - N = 0.74(248 \sim 280 d)$ 。

在阶段 I 中 ( $0 \sim 200 d$ )，MBBR 温度为  $13 \sim 28 \text{ } ^\circ\text{C}$ 。为保证启动阶段 Anammox 菌以最大速率增殖，出水  $NH_4^+ - N$  与  $NO_2^- - N$  浓度控制在  $10 mg \cdot L^{-1}$  以上，避免因基质不足而出现 Anammox 菌生长受限。此阶段中，反应器最大处理负荷

达到  $4 590.75 mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$ ， $\Delta NO_2^- - N / \Delta NH_4^+ - N$  为 1.20， $\Delta NO_3^- - N / \Delta NH_4^+ - N$  为 0.43。

在阶段 II 中 ( $200 \sim 248 d$ )，MBBR 温度为  $28 \sim 37 \text{ } ^\circ\text{C}$ 。由于出水  $NO_2^- - N$  浓度持续升高，进水  $NO_2^- - N$  与  $NH_4^+ - N$  比值从 1.32 逐步降低至 1，反应器处理负荷维持在  $4 748.29 \sim 6 206.85 mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$ ， $\Delta NO_2^- - N / \Delta NH_4^+ - N$  为 1.11， $\Delta NO_3^- - N / \Delta NH_4^+ - N$  为 0.26。

在阶段 III 中 ( $248 \sim 280 d$ )，MBBR 温度为  $31 \sim 35 \text{ } ^\circ\text{C}$ 。HRT 设定为 18 h，进水  $NO_2^- - N$  与  $NH_4^+ - N$  比值为 0.74，通过反应器内 AOB 氧化  $NH_4^+ - N$  为 Anammox 菌来提供  $NO_2^- - N$ 。在此阶段中，反应器处理负荷稳定在  $4 351.05 \sim 6 923.87 mg \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$ ，出水  $NH_4^+ - N$  和  $NO_2^- - N$  分别维持在  $25 mg \cdot L^{-1}$  和  $1 mg \cdot L^{-1}$  以下，TN 去除率为 84.93%， $\Delta NO_2^- - N / \Delta NH_4^+ - N$  为 0.81， $\Delta NO_3^- - N / \Delta NH_4^+ - N$  为 0.18。

### 2.2 典型周期基质浓度及 pH 变化

图 2 反映了典型周期内 DO、pH 和氮组分变化情况(阶段 I 和阶段 III)。MBBR 采用一次性进水，进水以自来水配置且反应器不做密封处理，在进水结束后，DO 浓度会达到  $2 mg \cdot L^{-1}$  左右，随着反应的进行，DO 在 1 h 后降至  $0.1 mg \cdot L^{-1}$  以下并维持不变。周期内基质浓度线性关系良好，Anammox 活性并未因 DO 的存在而受到影响，这主要是由于填料上形成了好氧菌在外，Anammox 菌在内的空间结构。

在阶段 I 中，为避免 Anammox 菌受基质限制，出水  $NH_4^+ - N$  与  $NO_2^- - N$  浓度控制在  $10 mg \cdot L^{-1}$  以

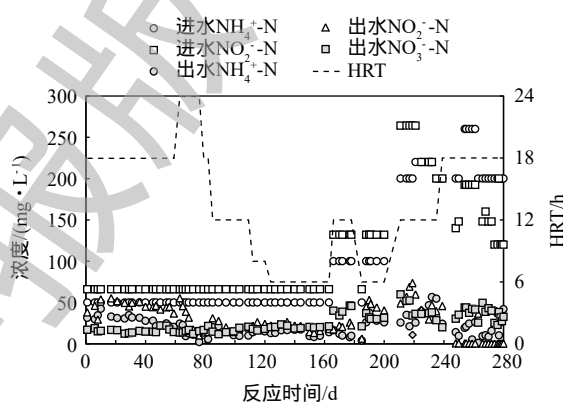


图 1 富集培养中 MBBR 运行效果

Fig. 1 Performance of MBBR during enrichment process

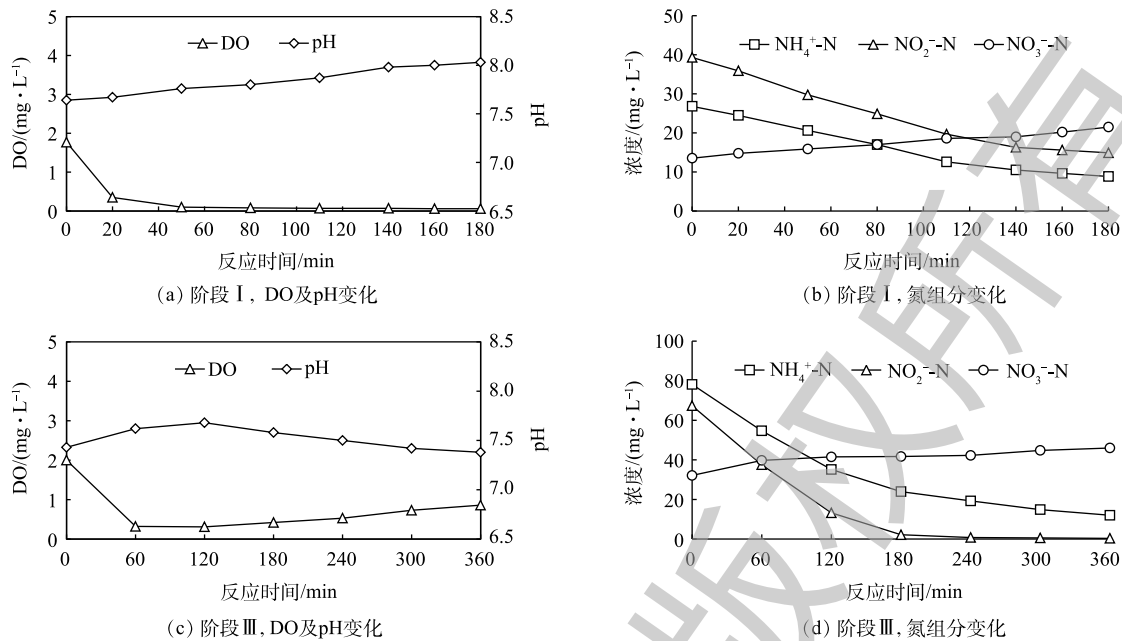


图 2 典型周期内氮组分及 pH 的变化情况

Fig. 2 Variations of nitrogen components, DO and pH in typical cycles

上, 保证 Anammox 菌以最大速率进行增殖。图 2(a) 为 DO 及 pH 的变化情况, 由于厌氧氨氧化反应产生的 N<sub>2</sub> 释出会带走溶液中的 CO<sub>2</sub>, 这使得 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> 加速反应生成 CO<sub>2</sub>, pH 不断上升。图 2(b) 为氮组分的变化情况。可以看出: 当基质浓度为 10 mg·L<sup>-1</sup> 以上时, 单位时间内基质浓度变化量较大; 当基质浓度低于 10 mg·L<sup>-1</sup> 时, 单位时间内基质浓度变化量较小。这说明 Anammox 菌的基质利用速率降低, 造成这一现象的主要原因是基质浓度降低而使得扩散速率减小。

在阶段 III 中, 进水 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 比值为 0.74, 以期通过系统内 AOB 氧化 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 来为厌氧氨氧化过程提供 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, 从而在低浓度 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 进水条件下实现稳定脱氮。由图 2(d) 可以看出, 在 180 min 后, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 浓度已降至 5 mg·L<sup>-1</sup> 以下, 此时 Anammox 菌基质利用速率减小, 硝化过程开始占据主导, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度持续降低。虽然 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度持续降低, 但 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 增加量小于 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 减少量, 这是因为发生了同步亚硝化厌氧氨氧化过程。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 被 AOB 氧化为 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 后, Anammox 菌很快利用其进行厌氧氨氧化反应, 由于 Anammox 活性远大于 NOB, NOB 不具备竞争优势, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 也就未被进一步氧化。由图 2(c) 中可以看出: 阶段 III 中的 DO 和 pH 变化和阶段 I 存在差异, 这是由于进水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 比值不同引起的; 阶段 I 中, 厌氧氨氧化反应始终进行且占据主导, 反应过程中始终产生 N<sub>2</sub>, 表面复氧速率较低, DO 浓度可维持在较低状态, pH 也因 CO<sub>2</sub> 的持续释出而不断升高; 阶段 III 中, 当 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 浓度较低时, 硝化反应开始占据主导, 尤其是 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 氧化为 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 这一过程。厌氧氨氧化反应的减弱使得表面复氧速率增大, 且表面复氧速率大于硝化菌耗氧速率, 因而 DO 浓度上升, pH 也因为 CO<sub>2</sub> 释出量的减少和硝化反应的进行逐渐降低。

### 2.3 活性及增殖系数的计算

通过测定基质利用速率可得到 Anammox 菌活性, 根据活性数据可计算得出 Anammox 污泥浓度, 利用污泥浓度变化可确定培养过程中 Anammox 菌的增殖系数。从活性及污泥浓度结果 (图 3) 可知, 培养进行 21 d 时, Anammox 活性为 95.31 mg·(m<sup>2</sup>·d)<sup>-1</sup> (Anammox 污泥浓度为 16.69 mg·m<sup>-2</sup>), 随着富集的进行, Anammox 活性逐渐升高, 在培养进行 248 d 时, Anammox 活性达到 4 627.25 mg·(m<sup>2</sup>·d)<sup>-1</sup>, Anammox 污泥浓度为 809.60 mg·m<sup>-2</sup>。

为确定培养过程 Anammox 菌的增殖系数, 须保证实验过程中 Anammox 菌以最大速率进行增殖, 而随着培养过程中生物膜厚度的不断增加, 部分 Anammox 菌由于基质扩散受限, 难以以最大速率进行增殖, 这使得培养后期 Anammox 菌的增殖速率减小。因此, 为确保所得 Anammox 菌增殖系数准确, 仅采用 21~99 d 培养阶段的污泥浓度进行计算, 结果见图 4。本实验中 Anammox 菌增殖系数为  $0.026 \text{ d}^{-1}$ , 此数值小于理论值  $0.065 \text{ d}^{-1}$  (35 °C 条件下), 这表明 Anammox 菌实际增长速率小于理论值。LOTTI 等<sup>[13]</sup> 研究显示, 15 °C 下 Anammox 活性仅为 30 °C 下的 15%~42%, 由于本实验在常温下进行, Anammox 活性较小, 这是造成本实验所得 Anammox 菌增殖系数小于理论值的主要原因。除温度影响<sup>[21-22]</sup> 外, DO 的存在也会对 Anammox 菌的增殖产生影响<sup>[23-24]</sup>。

#### 2.4 生物膜变化及 FISH 检测

除 Anammox 活性增加外, 填料上生物膜在启动前后也发生明显变化, 结果见图 5。反应器启动初期, 生物膜呈现黑灰色, 这是因为 Anammox 菌数量较少而其他微生物及杂质较多; 当反应器启动 248 d 时, 随着 Anammox 菌数量的增加, 生物膜表现出明显的红棕色, 这表明 Anammox 菌成功富集。

MBBR 启动成功后, 填料上的微生物通过荧光原位杂交技术进行测定。由杂交结果 (图 5) 可知, 经过 248 d 启动, 生物膜上的微生物以 Anammox 菌为主, 其大部分以聚集体的形式存在, Anammox 菌表现出较强的荧光信号, 这表明 Anammox 菌状态良好。利用 Image-pro plus 软件对 Anammox 菌占比进行计算, 结果显示, Anammox 菌所占份额较大, 为总微生物量的 78.34%, Anammox 菌此时已成为优势菌种。



图 5 生物膜及 FISH 图

Fig. 5 Images of biofilms and FISH

#### 2.5 基质消耗和生成比值关系分析

目前, 研究者普遍接受的 Anammox 反应化学计量关系<sup>[25]</sup> 如式 (5) 所示,  $\Delta\text{NO}_2^- \text{-N} / \Delta\text{NH}_4^+ \text{-N}$  为

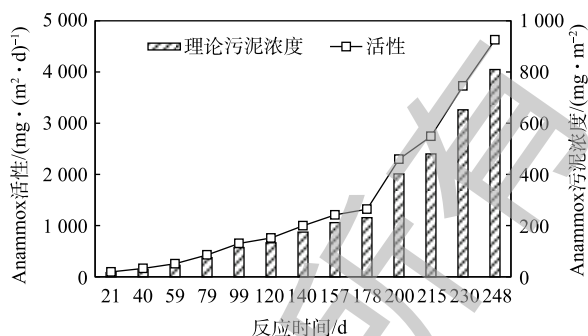


图 3 Anammox 活性及污泥浓度的变化

Fig. 3 Variations of anammox activity and VSS

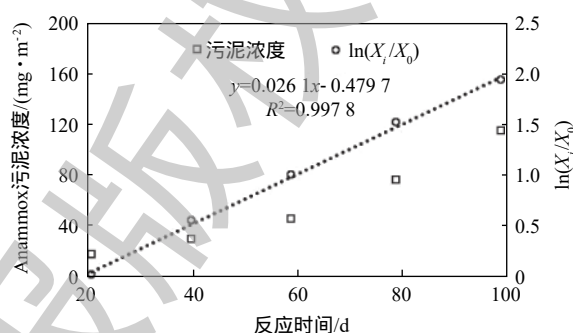
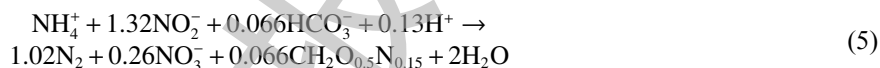


图 4 Anammox 增殖系数

Fig. 4 Growth coefficient of anammox

1.32,  $\Delta\text{NO}_3^- \text{-N} / \Delta\text{NH}_4^+ \text{-N}$  为 0.26。当系统中存在除 Anammox 菌之外的微生物时, 由于其他微生物代谢的进行, 基质消耗与生成比值关系会发生变化, 这是部分研究结果和理论值存在偏差的主要原因。本研究中温度与基质消耗和生成比值变化如图 6 所示, 0~80 d 时,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  与  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  的消耗量比值小于 1 而  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  的生成量与  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  消耗量比值大于 0.5, 这是因为此阶段中 Anammox 活性较小, 大部分  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  和  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  被硝化菌氧化。启动 80~220 d 时,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  与  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  的消耗量和  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  的生成量的比值趋于稳定, 此时 Anammox 菌在系统内占据主导,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  和  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  主要被 Anammox 菌消耗。启动 220~248 d 时,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  与  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  的消耗量和  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  的生成量的比值均不同程度降低, 这是由于温度升高所致。温度升高使得硝化菌活性增大 (尤其是 AOB 菌),  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  氧化为  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  的速率加快, 这使得  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  在系统中积累。FNA 浓度由于  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  浓度的升高而增加, Anammox 活性因此降低, 这使得基质消耗和生成量的比值关系发生变化。综上,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  与  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  的消耗量和  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  的生成量的比值关系和反应器内各微生物活性及反应器运行条件及方式有关。



### 3 结论

1) 经过 248 d 的富集培养, MBBR 处理负荷达到  $5\ 046.57\ \text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ , Anammox 活性达到  $4\ 627.25\ \text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 。

2) 当进水  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  与  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  比值分别为 1.32、1~1.32 和 0.74 时,  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  与  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  的消耗量和  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  的生成量之间的比值关系依次为 1:1.20:0.43、1:1.11:0.26 和 1:0.81:0.18, 反应器基质消耗与生成的比值关系和系统内各微生物活性及反应器运行条件及方式有关。

3) 常温下对 Anammox 菌进行富集培养时, Anammox 菌增殖系数为  $0.026\ \text{d}^{-1}$ 。

4) 常温下 MBBR 反应器中成功启动厌氧氨氧化, 对 Anammox 工艺处理低浓度含氮废水提供了参考。

### 参考文献

- [1] BAGCHI S, BISWAS R, NANDY T. Autotrophic ammonia removal processes: Ecology to technology[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2012, 42(13): 1353-1418.
- [2] KUENEN J G. Anammox bacteria: From discovery to application[J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2008, 6(4): 320-326.
- [3] SCHMIDT I, SLIEKERS O, SCHMID M, et al. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater[J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 2003, 27(4): 481-492.
- [4] TERADA A, ZHOU S, HOSOMI M. Presence and detection of anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) bacteria and appraisal of anammox process for high-strength nitrogenous wastewater treatment: A review[J]. *Clean Technologies &*

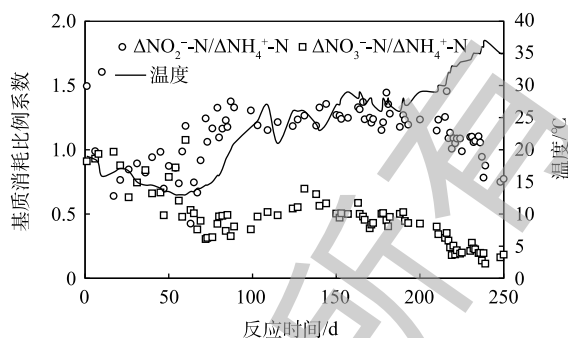


图 6 温度与基质消耗和生成比值的变化

Fig. 6 Variations of temperature and ratios of substrate consumption and production

- Environmental Policy, 2011, 13(6): 759-781.
- [5] KARTAL B, KUENEN J G, VAN LOOSDRECHT M C M. Sewage treatment with anammox[J]. *Science*, 2010, 328(5979): 702-703.
- [6] 盖书慧, 张雁秋, 杨燕舞. 新型脱氮工艺-厌氧氨氧化(ANAMMOX)[J]. *环境科学与管理*, 2008, 34(4): 98-101.
- [7] 张少辉. 厌氧氨氧化工艺研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2004.
- [8] 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: 117-126.
- [9] 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, 241: 181-189.
- [10] ZHANG L, NARITA Y, GAO L, et al. Maximum specific growth rate of anammox bacteria revisited[J]. *Water Research*, 2017, 116: 296-303.
- [11] LÓPEZ H, PUIG S, GANIGUÉ R, et al. Start-up and enrichment of a granular anammox SBR to treat high nitrogen load wastewaters[J]. *Chemical Technology and Biotechnology*, 2008, 83(3): 233-241.
- [12] JETTEN M, STROUS M, VAN DE PAS-SCHOONEN K T, et al. The anaerobic oxidation of ammonium[J]. *FEMS Microbiology*, 1999, 22(5): 421-437.
- [13] LOTTI T, KLEEREBEZEM R, VAN LOOSDRECHT M C M. Effect of temperature change on anammox activity[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2015, 112(1): 98-103.
- [14] SCAGLIONE D, CAFFAZ S, BETTAZZI E, et al. Experimental determination of Anammox decay coefficient[J]. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 2009, 84(8): 1250-1254.
- [15] VAN D G A A, DE BRUIJN P, ROBERTSON L A, et al. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor[J]. *Microbiology*, 1996, 142(8): 2187-2196.
- [16] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [17] AMANN R I, KRUMHOLZ L, STAHL D A. Fluorescent- oligonucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic, and environmental studies in microbiology[J]. *Journal of Bacteriology*, 1990, 172(2): 762-770.
- [18] AMANN R I, BINDER B J, OLSON R J, et al. Combination of 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes with flow cytometry for analyzing mixed microbial populations[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1990, 56(6): 1919-1925.
- [19] DAIMS H, BRÜHL A, AMANN R, et al. The domain-specific probe EUB338 is insufficient for the detection of all bacteria: Development and evaluation of a more comprehensive probe set[J]. *Systematic and Applied Microbiology*, 1999, 22(3): 434-444.
- [20] KARTAL B, RATTRAY J, NIFTRIK L A V, et al. Candidatus “*Anammoxoglobus propionicus*” a new propionate oxidizing

- species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria[J]. *Systematic & Applied Microbiology*, 2007, 30(1): 39-49.
- [21] STROUS M, KUENEN J G, JETTEN M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, 65(7): 3248-3250.
- [22] LOTTI T, KLEEREBEZEM R, KIP C V E T, et al. Anammox growth on pretreated municipal wastewater[J]. *Environmental Science and Technology*, 2014, 48(14): 7874-7880.
- [23] YUYA K, KAZUICHI I, FUTABA K, et al. Tolerance level of dissolved oxygen to feed into anaerobic ammonium oxidation (Anammox) reactor[J]. *Journal of Water and Environment Technology*, 2011, 9(2): 169-178.
- [24] CARVAJAL-ARROYO J M, SUN W J, SIERRA-ALVAREZ R, et al. Inhibition of anaerobic ammonium oxidizing (anammox) enrichment cultures by substrates, metabolites and common wastewater constituents[J]. *Chemosphere*, 2013, 91(1): 22-27.
- [25] 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.

(本文编辑: 郑晓梅)

## Rapid start-up and running of MBBR treating low nitrogen concentration wastewater at room temperature

LYU Kai<sup>1,2</sup>, PENG Dangcong<sup>1,2,\*</sup>, YAO Xuewei<sup>1,2</sup>, WANG Kangzhou<sup>1,2</sup>, ZHAO Wenzhao<sup>1,2</sup>

1. School of Municipal and Environmental Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China

2. Key Laboratory of Northwest Water Resource, Environment and Ecology, Ministry of Education, Xi'an 710055, China

\*Corresponding author, E-mail: dcpeng@xauat.edu.cn

**Abstract** In order to investigate the rapid start-up of anammox process in MBBR and the treatment of low nitrogen concentration wastewater, the fillers from an anoxic tank of A<sup>2</sup>/O system in a municipal wastewater treatment plant was taken as MBBR carrier for direct start-up and running. The result showed that after 248 days start-up, the treating loading of MBBR as nitrogen could reach 5 046.57 mg·(m<sup>2</sup>·d)<sup>-1</sup>, and anammox activity as NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N could reach 4 627.25 mg·(m<sup>2</sup>·d)<sup>-1</sup>. The ratios of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N consumption to NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N production were related to the activity of microorganisms in MBBR and its running conditions and modes. A test for the substrate utilization rate was used to determine the anammox activity and study the proliferation of at room temperature. The corresponding proliferation coefficient of anammox bacteria was 0.026 1 d<sup>-1</sup>. The successful start-up of the anammox MBBR provides a reference for low nitrogen concentration wastewater treatment by anammox technology.

**Keywords** anaerobic ammonium oxidation; moving-bed biofilm reactor; nitrogen removal; low nitrogen concentration wastewater