

# 好氧颗粒污泥短程硝化处理养殖废水 及 $\text{N}_2\text{O}$ 释放特性

张铭川, 徐新阳, 王琳

(东北大学资源与土木工程学院, 辽宁沈阳 110819)

**摘 要:** 好氧颗粒污泥可通过特殊的厌/好氧空间结构实现短程硝化, 而短程硝化和好氧颗粒结构都可能导致温室气体  $\text{N}_2\text{O}$  释放. 试验研究了处理养殖废水过程中好氧颗粒污泥短程硝化性能, 及利用微电极探针定量分析  $\text{N}_2\text{O}$  过程释放特性. 稳定运行期间, COD 与氨氮平均去除率分别为 76.8% 和 94.4%, 短程硝化效率可达 88.9%. 根据微电极探针和气相色谱分析结果, 好氧颗粒污泥系统厌氧和好氧阶段  $\text{N}_2\text{O}$  生成量分别占 46.4% 和 53.6%, 但短程硝化系统的  $\text{N}_2\text{O}$  释放主要来源于曝气吹脱作用; 系统内  $\text{N}_2\text{O}$  中氮的释放量占进水氮的比例为 2.1%, 好氧颗粒污泥并未显著强化  $\text{N}_2\text{O}$  释放.

**关 键 词:** 好氧颗粒污泥;  $\text{N}_2\text{O}$  释放; 短程硝化; 养殖废水;  $\text{N}_2\text{O}$  探针

中图分类号: TU 992.3

文献标志码: A

文章编号: 1005-3026(2018)06-0872-05

## Characteristics of Partial Nitrification and $\text{N}_2\text{O}$ Emissions Through Aerobic Granular Sludge Treating Livestock Wastewater

ZHANG Ming-chuan, XU Xin-yang, WANG Lin

(School of Resources & Civil Engineering, Northeastern University, Shenyang 110819, China. Corresponding author: ZHANG Ming-chuan, E-mail: zhangmingchuan@mail.neu.edu.cn)

**Abstract:** Aerobic granular sludge can achieve partial nitrification due to the special anaerobic/aerobic space structure. However, the greenhouse gas  $\text{N}_2\text{O}$  could emit through partial nitrification and aerobic granular structure. In this study, performance of partial nitrification in an aerobic granular sludge reactor treating livestock wastewater was investigated, and its characteristics of  $\text{N}_2\text{O}$  emissions were quantified by sensitive  $\text{N}_2\text{O}$  micro-sensors. In the steady-state, the average COD and ammonium removal rates were 76.8% and 94.4%, respectively. The partial nitrification efficiency reached 88.9%. According to the results of micro-sensors and gas chromatography, the proportion of  $\text{N}_2\text{O}$  generation from anaerobic and aerobic stage in the aerobic granular sludge system was 46.4% and 53.6%, respectively, but the  $\text{N}_2\text{O}$  emissions from the partial nitrification system were mainly caused by air stripping in aeration phase. The ratio of  $\text{N}_2\text{O}$ -N emissions was 2.1% of the influent nitrogen loading from this system. It showed  $\text{N}_2\text{O}$  emissions were not significantly enhanced by the aerobic granular sludge.

**Key words:** aerobic granular sludge;  $\text{N}_2\text{O}$  emissions; partial nitrification; livestock wastewater;  $\text{N}_2\text{O}$  micro-sensor

$\text{N}_2\text{O}$  是一种持久性温室气体, 单位质量  $\text{N}_2\text{O}$  全球变暖潜能约为  $\text{CO}_2$  的 265 倍, 并且  $\text{N}_2\text{O}$  在大气中稳定存在周期长达 121 年<sup>[1]</sup>. 实验表明  $\text{N}_2\text{O}$

是污水生物脱氮过程中的重要中间产物, 既可以在反硝化过程中生成, 又可以在硝化过程中生成. 有调查表明在市政污水处理厂中,  $\text{N}_2\text{O}$  温室效应

当量可占全部污水处理过程中温室气体释放当量的 34%，而在这个过程中，甲烷的温室效应当量仅占 4%<sup>[2]</sup>。对于目前新型的生物脱氮工艺，N<sub>2</sub>O 释放量可达到污水中总氮负荷的 0.6% ~ 25.3%<sup>[3-4]</sup>。

氮污染是水体富营养化的重要因素，为解决高氨氮养殖废水的处理问题，具有节省 40% 碳源和 25% 能源优点的短程硝化技术越来越受到研究者的重视<sup>[5]</sup>。好氧颗粒污泥由于传质的限制，内部存在低溶解氧区域，此区域内亚硝酸盐氧化菌（NOB）比氨氧化菌（AOB）更容易受到生长限制<sup>[6]</sup>。因此，短程硝化更容易在好氧颗粒污泥工艺中实现。目前，好氧颗粒污泥短程硝化及 N<sub>2</sub>O 释放方面的研究鲜有报道。另外，由于溶解度较大，N<sub>2</sub>O 经微生物生成后不会立即释放到气相中。因此，传统针对气相的分析方法无法对 N<sub>2</sub>O 的生成过程进行准确定量。针对此问题，本研究利用微电极探针在线分析液相 N<sub>2</sub>O 浓度变化情况，从而定量分析好氧颗粒污泥短程硝化处理养殖废水过程的 N<sub>2</sub>O 释放特性。

# 1 试验材料和试验方法

## 1.1 试验装置

试验采用序批式反应器（SBR）控制短程硝化（图 1）。反应器采用有机玻璃制成，有效容积 10 L。曝气头置于反应器底部，由空气泵供气，通过气体流量计控制曝气量为 0.6 L/min。每个反应器配有独立的机械搅拌系统和进出水蠕动泵系统，通过加热装置控制反应器温度在（20 ± 2）℃。时间控制器控制 SBR 的自动运行，系统启动后每天运行 3 个周期，每周期 8 h，其中进水 10 min，前置厌氧反硝化 150 min，好氧曝气 300 min，沉淀 10 min，出水 10 min。

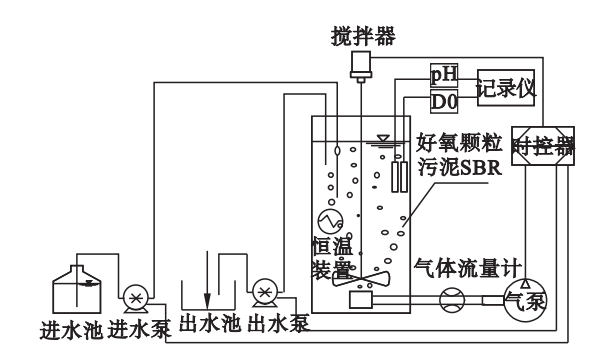


图 1 好氧颗粒污泥 SBR 系统示意图  
Fig. 1 Schematic diagram of aerobic granular sludge SBR

## 1.2 试验用水及接种污泥

试验用水为养猪场厌氧消化出水，水质如下：COD 为（3 840 ± 489）mg/L，BOD<sub>5</sub> 为（1 457 ± 70）mg/L，NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N 为（1 061 ± 132）mg/L，TP 为（21 ± 8）mg/L，SS 为（1.95 ± 0.46）g/L，pH 为（8.28 ± 0.35）。养殖废水 BOD<sub>5</sub> 与 COD 比值为 0.379，说明其可生化性较差。为保证颗粒污泥反应器处理效率，应适当延长处理时间，本试验设定每周期进水 3 L，水力停留时间为 26.7 h。反应器接种实验室培养的好氧颗粒污泥，其平均污泥质量浓度（MLSS）为 19.63 g/L，平均粒径为 816.75 μm，相应的处理养殖废水的污泥 COD 负荷为 0.176 kg/（g·m<sup>3</sup>·d）。

## 1.3 分析方法

参数指标 COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N、TP、MLSS 采用国标法测定。pH 值采用 pH 计（120P - 01A，Thermo，美国）测定；颗粒污泥粒径采用激光粒度仪（Mastersizer 2000，Malvern，英国）测定；胞内聚 - β - 羟丁酸（PHB）浓度采用硫酸 - 分光光度法测定<sup>[7]</sup>。液相 N<sub>2</sub>O 浓度使用 N<sub>2</sub>O 微电极探针（N<sub>2</sub>O - 100，Unisense，丹麦）每 1 min 取样测定，通过探针检测器（PA2000，Unisense，丹麦）进行数据传输，并通过软件（Unisense Logger）在线计算液相 N<sub>2</sub>O 浓度；气相 N<sub>2</sub>O 浓度使用气相色谱仪（7890B，Agilent，美国）每 10 min 取样测定，气相色谱 ECD 检测器温度为 330℃，采用 Porapak Q 色谱柱，柱温 55℃，载气为高纯 N<sub>2</sub>。

N<sub>2</sub>O 由液相向气相的传质过程主要包括好氧曝气时的吹脱作用和厌氧搅拌时的扩散作用。硝化反硝化过程中，生成的 N<sub>2</sub>O 以液相和气相两种形式存在，因此系统中液相 N<sub>2</sub>O 累积速率应如式（1）所示：

$$v_{ac} = \frac{d\rho_{N_2O}}{dt} = v_g - v_e \quad (1)$$

式中： $v_{ac}$  为液相 N<sub>2</sub>O 累积速率，mg/（L·min）；  
 $\rho_{N_2O}$  为液相 N<sub>2</sub>O 质量浓度，mg/L；  
 $v_g$  为液相 N<sub>2</sub>O 生成速率，mg/（L·min）；  
 $v_e$  为气相 N<sub>2</sub>O 释放速率，mg/（L·min）。

通过对微电极探针和气象色谱仪检测所得液相和气相 N<sub>2</sub>O 浓度变化分别求导，可以得到  $v_{ac}$  和  $v_e$ ，根据式（1）计算即可得出 N<sub>2</sub>O 的生成速率  $v_g$ ，而好氧颗粒污泥反应周期内的 N<sub>2</sub>O 生成量和释放量可以通过对  $v_g$  和  $v_e$  的积分求得。

## 2 结果与讨论

### 2.1 好氧颗粒污泥处理养殖废水的短程硝化

第一阶段好氧颗粒污泥 SBR 连续稳定运行 80 d, 异养菌启动迅速, 养殖废水中 COD 去除率于第 5 天达到 56.2%, SBR 稳定运行期间 COD 平均去除率为  $(76.8 \pm 7.4)\%$ 。虽然反应器出水 COD 较高, 但稳定阶段出水  $BOD_5$  仅为  $(35.3 \pm 12.8) \text{ mg/L}$ , 由此可见, 出水 COD 主要成分是以生物利用的惰性物质。有研究表明, 养猪场废水中的难降解 COD 主要是随动物粪便排出的纤维素和半纤维素类物质, 难以进行生化处理, 可以通过投加絮凝剂工艺去除<sup>[8]</sup>。

SBR 运行期间氮的去除情况如图 2 所示。好氧颗粒污泥反应初期, 出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度较高, 在试验运行的前 8 天, 反应器的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  平均去除率在 71.1%, 这是由于反应初期异养好氧细菌增殖迅速, 与硝化细菌产生了竞争关系, 导致在此阶段反应器的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  平均去除率不高。好氧颗粒污泥系统经过 9~12 d 培养运行, 出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度稳步下降, 好氧颗粒逐步适应高氨氮养殖废水, 活性污泥运行特性开始稳定。短程硝化稳定阶段的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  平均去除率为  $(94.4 \pm 0.7)\%$ , 说明好氧颗粒污泥对高氨氮养殖废水有较好的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  去除效果。

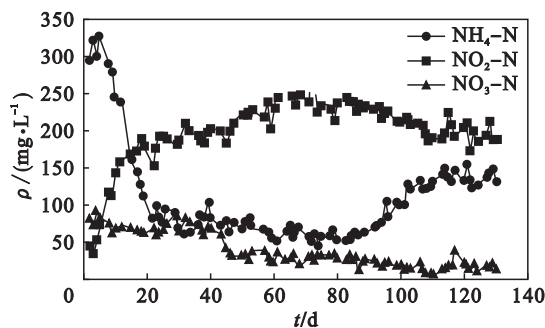


图 2 好氧颗粒污泥 SBR 处理养殖废水的脱氮情况  
Fig. 2 Performance of nitrogen removal in the aerobic granular sludge SBR treating livestock wastewater

亚硝酸盐的积累效率可以描述 SBR 的短程硝化性能, 其计算公式如下:

$$\text{NAR} = \frac{S_{\text{NO}_3^- - \text{N}}}{S_{\text{NO}_2^- - \text{N}} + S_{\text{NO}_3^- - \text{N}}} \times 100\% \quad (2)$$

通过曝气量和温度控制, SBR 中活性污泥经过 8~10 d 即发生了显著  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  积累。稳定运行阶段, 反应器的平均亚硝酸盐积累效率为

$(88.9 \pm 1.8)\%$ , 出水  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  平均质量浓度为  $(242.4 \pm 13.2) \text{ mg/L}$ , 出水  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  平均质量浓度为  $(30.1 \pm 4.6) \text{ mg/L}$ 。结果可以看出, 好氧颗粒污泥能有效保证  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  的积累, 但由于养殖废水的碳氮比较低 ( $\text{COD} : \text{N} = 3.62$ ,  $\text{BOD}_5 : \text{N} = 1.47$ ), 导致反应器反硝化效率不高。目前, 短程硝化常用联合厌氧氨氧化工艺的方法去除剩余亚硝氮, 而厌氧氨氧化工艺最佳运行条件下  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  比例为 1.32<sup>[9]</sup>。为此, 下一阶段好氧颗粒污泥反应器需要通过控制周期反应时间来达到比例目标。

好氧颗粒污泥 SBR 周期内氮的变化情况如图 3 所示。曝气开始后,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度迅速降低, 并在 420 min 左右达到稳定。  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  及  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  在厌氧阶段发生反硝化, 曝气开始  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度开始上升。反应器运行 400 min 后系统中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度降低,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  增长速率迅速下降。由于控制条件的抑制,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度在曝气开始后由于受短程硝化控制上升趋势较慢, 但系统在好氧反应末期仍存在大量  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ , 导致  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度不断增加, 最终使 SBR 内短程硝化效率下降到 86.5%。由此可以看出, 好氧颗粒污泥 SBR 系统选用的好氧阶段并不适合厌氧氨氧化工艺的条件; 另外由于延时曝气还导致亚硝酸盐盐积累效率下降。根据氮周期变化情况, 在反应时间为 350 min 左右时,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的比例符合厌氧氨氧化工艺最佳控制条件, 但考虑到反应周期缩短会增加  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  负荷及减小水力停留时间。因此, 第二阶段 SBR 系统反应时间设为 390 min, 较第一阶段缩短 1 h。

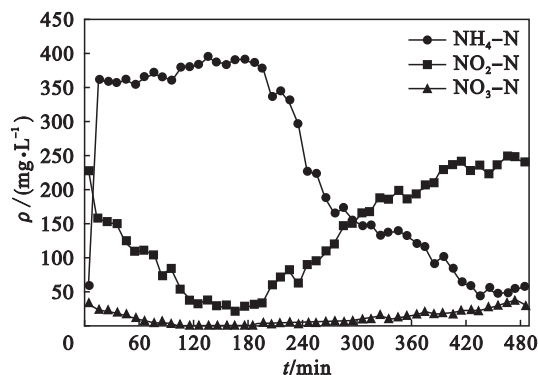


图 3 好氧颗粒污泥 SBR 典型周期脱氮情况  
Fig. 3 Performance of nitrogen removal in a typical cycle of the aerobic granular sludge SBR

第二阶段好氧颗粒污泥养殖废水处理系统连续稳定运行 45 d。SBR 稳定运行期间, 出水中  $BOD_5$  质量浓度为  $(42.3 \pm 9.3) \text{ mg/L}$ ,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$



质量浓度为  $(138.5 \pm 8.8) \text{ mg/L}$ ,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  质量浓度为  $(197.1 \pm 12.6) \text{ mg/L}$ , 平均亚硝酸盐积累效率为  $(91.3 \pm 2.5)\%$ . 短程硝化反应器中  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的比例为 1.423, 基本达到厌氧氨氧化最佳工艺条件, 因此养殖废水可以通过好氧颗粒污泥短程硝化与厌氧氨氧化工艺联用, 达到高效脱氮目的.

## 2.2 好氧颗粒污泥 SBR 中 N<sub>2</sub>O 的释放特性

通过实时在线微电极探针测定, 第二阶段好氧颗粒污泥反应器中典型周期液相 N<sub>2</sub>O 浓度变化如图 4 所示.

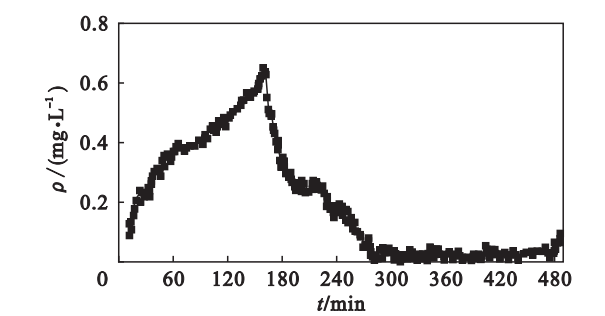


图 4 好氧颗粒污泥 SBR 处理养殖废水典型周期液相 N<sub>2</sub>O 特性

Fig. 4 Characteristics of dissolved N<sub>2</sub>O in a typical cycle of the aerobic granular sludge SBR treating livestock wastewater

好氧颗粒污泥短程硝化系统在前 150 min 的厌氧阶段, 液相 N<sub>2</sub>O 浓度逐步上升, 溶液中出现 N<sub>2</sub>O 积累. 研究表明, 在低碳氮比条件下, 污泥反硝化作用不完全生成 N<sub>2</sub>O<sup>[10]</sup>. 试验中低碳氮比养殖场废水比值仅为 3.62, 另外好氧颗粒污泥的反硝化菌主要集中在颗粒内部核心<sup>[11]</sup>, 碳源向颗粒污泥内部传质的过程中, 会不断被周边异养菌吸附降解, 导致颗粒内部碳源的缺乏, 这都可以导致反硝化中间产物 N<sub>2</sub>O 的积累. 曝气开始后 20 min 内, 液相 N<sub>2</sub>O 浓度迅速下降, 这说明吹脱作用是短程硝化反应器中 N<sub>2</sub>O 释放的重要因素. 在 30 ~ 60 min 时, 反应器中液相 N<sub>2</sub>O 质量浓度稳定在 0.25 mg/L 左右, 这表明好氧硝化条件下颗粒污泥生成的 N<sub>2</sub>O 与吹脱速率达到平衡. 之后随着反应器中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度减小, 硝化过程生成的 N<sub>2</sub>O 的量也逐步减少, 曝气末期液相 N<sub>2</sub>O 最终质量浓度仅为 0.02 mg/L. 系统进入沉淀出水阶段后, 由于搅拌和曝气的终止, 扩散和吹脱的传质作用结束, 但反硝化作用仍在进行, 好氧颗粒污泥短程硝化系统内液相 N<sub>2</sub>O 质量浓度由 0.02 mg/L 迅速增至 0.08 mg/L, 这说明污泥内部仍有供反硝化所用的碳源. 胞内多聚物 PHB 是细胞内源呼吸时

碳源的主要来源之一, 对比沉淀开始时和出水结束时 PHB 的量, 发现系统内微生物 PHB 质量比由 62 mg/g 下降到 54 mg/g. 由于好氧颗粒污泥反应器中 MLSS 浓度很高, 可以看出在此阶段有大量的 PHB 被消耗. 但相比于短程硝化反应器较高的亚硝氮出水, PHB 的量仍非常低, 导致出现碳源不足现象, N<sub>2</sub>O 迅速生成.

根据气相色谱测定结果, 对气相 N<sub>2</sub>O 浓度变化进行求导, 得到典型反应周期内气相 N<sub>2</sub>O 释放速率  $v_e$  情况, 如图 5 所示.

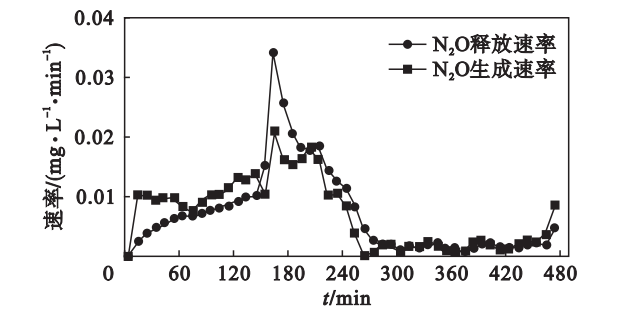


图 5 好氧颗粒污泥 SBR 典型周期 N<sub>2</sub>O 的释放与生成速率

Fig. 5 Emission and generation rates of N<sub>2</sub>O in a typical cycle of the aerobic granular sludge SBR

对比图 4 微电极探针数据可以发现, 好氧颗粒污泥系统在反硝化阶段大量生成的 N<sub>2</sub>O 并没有在厌氧搅拌条件下释放出去, 而是在好氧初期由于曝气作用而吹脱, 这说明目前只针对气相的分析方法无法对 N<sub>2</sub>O 的生成过程进行准确描述. 对  $v_e$  变化曲线进行积分, 可以得出好氧颗粒污泥 SBR 短程硝化过程 N<sub>2</sub>O 释放总量为 34.0 mg, 通过 N<sub>2</sub>O 释放的氮占进水氮的比例为 2.1%. 研究表明, 高氨氮废水短程硝化过程 N<sub>2</sub>O 释放占进水总氮的比例在 0.6% ~ 25.3% 之间. 好氧颗粒污泥并没有显著的强化 N<sub>2</sub>O 释放的作用, 甚至可以在一定程度上削弱短程硝化系统温室气体 N<sub>2</sub>O 的释放. 这可能是由于好氧颗粒污泥较大的半径及丰富的微生物相, 当内部不完全反硝化生成的 N<sub>2</sub>O 向颗粒外层扩散时, 可被沿途分布的反硝化菌和 AOB 还原. 另外, SBR 系统厌氧阶段和好氧阶段 N<sub>2</sub>O 释放量分别占 33.2% 和 67.8%, 好氧 N<sub>2</sub>O 释放量是厌氧释放量的 2.04 倍. 这也证明了好氧颗粒污泥短程硝化系统 N<sub>2</sub>O 的释放主要来源于曝气时的吹脱作用.

根据式(1), 可以计算出典型周期内好氧颗粒污泥短程硝化系统液相 N<sub>2</sub>O 生成速率  $v_g$  (图 5). 在厌氧阶段, 由于反硝化作用的不完全生成 N<sub>2</sub>O,  $v_g$  稳定在  $(0.0105 \pm 0.0016) \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{min})$

左右;曝气后  $v_g$  呈现先保持稳定后迅速减小的趋势. 通常认为在好氧阶段,  $N_2O$  主要产生于 AOB 硝化产物  $NH_2OH$  的一系列反应<sup>[2]</sup>. 但随着  $NH_4^+ - N$  浓度降低,  $N_2O$  生成速率并没有随之下降, 反而产生了 50 min 的平台期. 平台期内  $N_2O$  生成速率稳定在  $(0.0139 \pm 0.0010) \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{min})$ , 之后才随着  $NH_4^+ - N$  浓度降低而下降. 这是由于  $N_2O$  不仅能在硝化过程中生成, 在曝气反应前期的低溶解氧状态下, AOB 中 NirK 反硝化基因可以激活表达, 从而还原  $NO_2^- - N$  生成  $N_2O$ <sup>[12]</sup>. 而系统平台期表明, 好氧颗粒污泥系统存在好氧反硝化现象. 最终, 好氧颗粒污泥短程硝化系统处理养殖废水典型周期内  $N_2O$  总生成量为 33.8 mg, 厌氧阶段和好氧阶段的  $N_2O$  生成量分别占 46.4% 和 53.6%.

### 3 结 论

1) 好氧颗粒污泥短程硝化系统处理养殖废水的 COD 与  $NH_4^+ - N$  平均去除率分别为 76.8% 和 94.4%, 平均亚硝酸盐积累效率达到 88.9%. 第二阶段通过缩短 1 h 曝气反应时间, 控制短程硝化反应器中  $NO_2^- - N$  与  $NH_4^+ - N$  的比例为 1.423, 可达到联用厌氧氨氧化工艺对养殖废水高效脱氮的目的.

2) 系统液相  $N_2O$  浓度在厌氧时积累, 其释放主要来源于曝气时的吹脱作用. 周期  $N_2O$  释放总量为 34.0 mg, 通过  $N_2O$  释放的氮占进水氮的比例为 2.1%, 好氧颗粒污泥在一定程度上抑制了温室气体  $N_2O$  的释放. 系统厌氧阶段和好氧阶段  $N_2O$  释放量分别为 33.2% 和 67.8%.

3) 处理养殖废水系统周期内  $N_2O$  总生成量为 33.8 mg, 厌氧和好氧阶段  $N_2O$  生成量分别占 46.4% 和 53.6%. 厌氧阶段反硝化  $N_2O$  生成速率为  $(0.0105 \pm 0.0016) \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{min})$ , 曝气阶段前 50 min 由于好氧反硝化作用,  $N_2O$  生成速率稳定在  $(0.0139 \pm 0.0010) \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{min})$ , 之后迅速随  $NH_4^+ - N$  浓度降低而下降.

### 参考文献:

- [1] IPCC. Climate change 2013: the physical science basis [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- [2] Okamoto S. Greenhouse gas emission reduction technologies in sewage systems [J]. *Journal of Japan Society on Water Environment*, 2009, 32: 341 – 345.
- [3] Wei D, Shi L, Zhang G, et al. Comparison of nitrous oxide emissions in partial nitrifying and full nitrifying granular sludge reactors treating ammonium-rich wastewater [J]. *Bioresour Technol*, 2014, 171: 487 – 490.
- [4] Townsend-Small A, Pataki D E, Tseng L Y, et al. Nitrous oxide emissions from wastewater treatment and water reclamation plants in southern California [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2011, 40(5): 1542 – 1550.
- [5] Zhang M, Lawlor P G, Wu G, et al. Partial nitrification and nutrient removal in intermittently aerated sequencing batch reactors treating separated digestate liquid after anaerobic digestion of pig manure [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2011, 34(9): 1049 – 1056.
- [6] Adav S S, Lee D, Show K, et al. Aerobic granular sludge: recent advances [J]. *Biotechnology Advances*, 2008, 26(5): 411 – 423.
- [7] Quan X, Zhang M, Lawlor P G, et al. Nitrous oxide emission and nutrient removal in aerobic granular sludge sequencing batch reactors [J]. *Water Research*, 2012, 46(16): 4981 – 4990.
- [8] Nolan T, Troy S M, Gilkinson S, et al. Economic analyses of pig manure treatment options in Ireland [J]. *Bioresour Technol*, 2012, 105(2): 15 – 23.
- [9] Jetten M S M, Strous M, van de Pas-Schoonen K T, et al. The anaerobic oxidation of ammonium [J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 1999, 22(5): 421 – 437.
- [10] Hwang S, Jang K, Jang H, et al. Factors affecting nitrous oxide production: a comparison of biological nitrogen removal processes with partial and complete nitrification [J]. *Biodegradation*, 2006, 17(1): 19 – 29.
- [11] 孙寓姣, 王勇, 黄霞. 荧光原位杂交技术在环境微生物生态学解析中的应用研究 [J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, 5(11): 14 – 20.  
(Sun Yu-jiao, Wang Yong, Huang Xia. Application of fluorescence in situ hybridization in analysis of environmental microbial ecology [J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2004, 5(11): 14 – 20.)
- [12] Kim S W, Miyahara M, Fushinobu S, et al. Nitrous oxide emission from nitrifying activated sludge dependent on denitrification by ammonia-oxidizing bacteria [J]. *Bioresour Technol*, 2010, 101(11): 3958 – 3963.