

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2015.0603

邢丽贞, 郑德瑞, 孔进, 等. 2016. 高氨氮废水短程硝化过程中 N_2O 释放试验研究 [J]. 环境科学学报, 36(4): 1260-1265

Xing L Z, Zheng D R, Kong J, et al. 2016. N_2O emission during short-cut nitrification of high ammonium containing wastewater [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 36(4): 1260-1265

高氨氮废水短程硝化过程中 N_2O 释放试验研究

邢丽贞^{1,2}, 郑德瑞², 孔进², 吴光学^{3,*}

1. 山东省绿色建筑协同创新中心, 济南 250101

2. 山东建筑大学市政与环境工程学院, 济南 250101

3. 清华大学深圳研究生院深圳市环境微生物利用与安全控制重点实验室, 深圳 518055

收稿日期: 2015-06-19 修回日期: 2015-07-21 录用日期: 2015-08-03

摘要: 试验采用序批式反应器 (SBR) 处理高氨氮废水, 逐步提高废水氨氮 (NH_4^+-N) 浓度到 $800\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 通过控制曝气量实现了短程硝化. SBR 周期试验表明, 在低溶解氧和高游离氨等共同作用下, 氨氧化菌 (AOB) 活性较低, 导致 AOB 以亚硝酸盐氮 ($NO_2^- - N$) 作为电子受体进行好氧反硝化, 氧化亚氮 (N_2O) 释放因子为 9.8%. 静态试验控制初始 NH_4^+-N 为 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 且改变曝气量 ($0.22\sim 0.88\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$) 条件下, 溶解氧浓度的增加能够提高硝化菌活性, N_2O 释放因子为 0.51%~0.85%. 当初始 NH_4^+-N 浓度为 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 且曝气量控制在 $0.66\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 时, 初始 $NO_2^- - N$ 浓度为 $0\sim 100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 对硝化菌活性影响较小, N_2O 释放因子为 0.50%~0.71%. 当溶解氧和游离氨浓度控制在适宜范围内, 可维持 AOB 较高活性, 抑制 AOB 发生好氧反硝化作用, 降低 N_2O 释放率.

关键词: 高氨氮废水; 短程硝化; 一氧化二氮; 曝气量; 亚硝酸盐

文章编号: 0253-2468(2016)04-1260-06 中图分类号: X703 文献标识码: A

N_2O emission during short-cut nitrification of high ammonium containing wastewater

XING Lizhen^{1,2}, ZHENG Derui², KONG Jin², WU Guangxue^{3,*}

1. Co-innovation Center for Green Building of Shandong Province, Jinan 250101

2. School of Municipal and Environmental Engineering, Shandong Jianzhu University, Jinan 250101

3. Key Laboratory of Microorganism Application and Risk Control (MARC) of Shenzhen, Graduate School at Shenzhen, Tsinghua University, Shenzhen 518055

Received 19 June 2015; received in revised form 21 July 2015; accepted 3 August 2015

Abstract: By controlling the aeration rate in a sequencing batch reactor (SBR), nitrification was achieved with the influent ammonium nitrogen (NH_4^+-N) concentration gradually increased to $800\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Within the typical SBR reaction cycle, factors such as low dissolved oxygen and high free ammonia concentrations caused low activity of ammonia oxidation bacteria (AOB), and nitrifiers denitrification was carried out by AOB with nitrite nitrogen ($NO_2^- - N$) as the electron acceptor and the emission factor of nitrous oxide (N_2O) was 9.8%. During batch experiments, with the initial NH_4^+-N concentration of $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and varied aeration rates ($0.22\sim 0.88\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$), nitrifier activities increased with increasing dissolved oxygen concentrations and the N_2O emission factor was in the range of 0.51%~0.85%. With the initial NH_4^+-N concentration of $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and the aeration rate of $0.66\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, the applied $NO_2^- - N$ concentration of $0\sim 100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ affected little on nitrifier activities and the N_2O emission factor was in the range of 0.50%~0.71%. By controlling suitable dissolved oxygen and free ammonia concentrations, high activity of AOB could be maintained, resulting in the inhibited aerobic nitrifier denitrification and the reduced N_2O emission.

Keywords: high ammonium containing wastewater; short-cut nitrification; nitrous oxide; aeration rate; nitrite

1 引言 (Introduction)

污水中氮的去除主要通过硝化反硝化过程. 其

中, 硝化主要是氨氧化菌 (AOB) 硝化氨氮 (NH_4^+-N) 为亚硝酸盐氮 ($NO_2^- - N$), 进而由亚硝酸氧化菌 (NOB) 硝化 $NO_2^- - N$ 为硝酸盐 ($NO_3^- - N$). 反硝化过程

基金项目: 深圳市海外高层次人才创新创业专项资金孔雀计划项目 (No.KQCX20120814155347053); 山东省绿色建筑协同创新中心团队建设项目 (No.LSXT201508)

Supported by the Shenzhen Overseas High-Level Talents Innovation Funds Peacock Plan Project (No.KQCX20120814155347053) and the Team Building Project of Co-innovation Center for Green Building of Shandong Province (No.LSXT201508)

作者简介: 邢丽贞 (1966—), 女, 教授, E-mail: xinglz@sdjzu.edu.cn; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: wu.guangxue@sz.tsinghua.edu.cn

Biography: XING Lizhen (1966—), female, professor, E-mail: xinglz@sdjzu.edu.cn; * Corresponding author, E-mail: wu.guangxue@sz.tsinghua.edu.cn

则主要是把硝态氮依次还原为氮气。目前,高氨氮废水脱氮工艺主要包括短程硝化反硝化、厌氧氨氧化、完全自养硝化反硝化(CANON)和低溶解氧(DO)条件下自养硝化反硝化(OLAND)等。此类处理工艺的重点为控制硝化 NH_4^+-N 为 $NO_2^- -N$,而后以 $NO_2^- -N$ 为电子受体转化为氮气(N_2)。与传统硝化反硝化工艺相比,此类短程硝化反硝化工艺的的优点包括:好氧条件下节省曝气量,缺氧条件下节省电子供体,以 $NO_2^- -N$ 为电子受体时反硝化速率比以 $NO_3^- -N$ 为电子受体高,可大大减少 CO_2 释放量及污泥产量等(Beccari *et al.*, 1983; Turk *et al.*, 1987; Van Kempen *et al.*, 2001)。

通过短程硝化实现 $NO_2^- -N$ 积累,关键是抑制 NOB 活性而维持 AOB 活性。影响 NOB 活性的因素包括 DO、温度、pH 值、水力停留时间(HRT)、游离氨(FA)和游离亚硝酸(FNA)等(Wang *et al.*, 2014)。其中,DO 经常作为控制亚硝化的关键参数。尽管短程硝化具有节省能耗和碳源等优势,但短程硝化过程中 $NO_2^- -N$ 积累可能促进温室气体氧化亚氮(N_2O)的释放,导致二次污染(Kim *et al.*, 2010)。因此,研究短程硝化过程中 N_2O 的释放规律,对控制温室气体 N_2O 的排放具有指导意义。

高氨氮废水短程硝化过程中, N_2O 释放主要通过硝化菌好氧反硝化(Kim *et al.*, 2010)及羟胺化学和/或生物氧化作用(Poughon *et al.*, 2001; Stüven *et al.*, 1992)。一般认为,短程硝化过程中 N_2O 释放量主要由高 $NO_2^- -N$ 浓度和低 DO 浓度导致。大多数研究认为高 $NO_2^- -N$ 浓度会促进 N_2O 释放(Kim *et al.*, 2010);Pijuan 等(2014)研究发现,当 AOB 经驯化适应高 $NO_2^- -N$ 浓度后, $NO_2^- -N$ 浓度对硝化过程中 N_2O 释放影响较小。Tallec 等(2006)的研究表明,当 DO 浓度小于 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, N_2O 释放随 DO 浓度降低而升高,在 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时 N_2O 释放率最大。Quan 等(2012)也发现在曝气量为 0.2 、 0.6 和 $1.0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 条件下, N_2O 释放量随着曝气量降低而升高。因此,本试验采用序批式反应器(SBR)处理高氨氮废水,逐步提高废水氨氮(NH_4^+-N)浓度到 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,通过控制曝气量实现短程硝化,以进一步研究亚硝化过程中曝气量和 $NO_2^- -N$ 浓度对硝化菌释放 N_2O 的影响。

2 材料与方 法(Materials and methods)

试验采用序批式反应器(SBR)处理高氨氮废水,通过逐步提高进水氨氮浓度(也即进水氨氮负

荷)的方法,驯化硝化菌群并实现亚硝化。当出水 $NH_4^+-N/NO_2^- -N$ 比值稳定在 1.0 左右后,采用 SBR 反应器中驯化的活性污泥,研究曝气量和初始 $NO_2^- -N$ 浓度对活性污泥硝化过程中 N_2O 释放的影响。

2.1 SBR 反应器

采用高为 50 cm 和直径为 15 cm 的圆柱有机玻璃 SBR 反应器,有效容积为 6 L。反应器温度通过防爆电热保温加热棒控制在 $30 \text{ }^\circ\text{C}$,采用微孔曝气器曝气和搅拌器搅拌。反应器运行周期为 4 h,包括 3 h 曝气(含有 10 min 进水)、45 min 静置和 15 min 出水。反应器进水和排水通过定时器控制蠕动泵,每周期进水 3 L,排水 3 L。水力停留时间为 8 h。反应器接种污泥在驯化前,已采用进水 NH_4^+-N 浓度为 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的高氨氮废水稳定运行了 3 个多月;硝化菌在运行初期采用污泥龄为 10 d,运行 3 个污泥龄后不再排泥。为维持高浓度硝化菌,在本试验运行过程中,没有从反应器排泥。

2.2 试验废水

试验采用模拟废水,主要成分为 NH_4Cl 、 $NaHCO_3$ 、 Na_2HPO_4 、 $CaCl_2$ 、 $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 、酵母浸膏和微量元素(Smolders *et al.*, 1994)等。初始进水 NH_4^+-N 浓度约为 $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,随着反应器稳定运行,逐步提高进水 NH_4^+-N 浓度至约 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

2.3 静态试验

静态试验反应器为密闭良好的丝口玻璃瓶(容积为 500 mL,试验时定容到 400 mL,见装置图 1),用橡胶塞塞住。在橡胶塞上开孔接入 3 根密封性良好的硅胶管,便于取水样、取气样(同时测定气体流量)和曝气。试验过程中,将丝口玻璃瓶置于水浴中,保证静态反应器与 SBR 反应器温度相同。使用磁力搅拌器维持瓶内混合液处于完全混合状态。

曝气量对硝化过程中 N_2O 释放的影响:首先,在反应器曝气阶段结束前取出活性污泥 160 mL,离心后弃去上清液,用初始 NH_4^+-N 浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的原水重新悬浮到 400 mL 丝口瓶中;接着用预先调好的曝气器(曝气量分别为 0.22 、 0.44 、 0.66 和 $0.88 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$)曝气,反应时间为 1 h,每隔 10 min 取水样与气样同时测定 DO 及 pH 值,最后监测水样和气样。

初始 $NO_2^- -N$ 浓度对硝化过程中 N_2O 释放的影响:试验方法与不同曝气量对 N_2O 释放影响试验相同,初始 $NO_2^- -N$ 浓度分别采用 0 、 10 和 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,曝气量为 $0.66 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 。

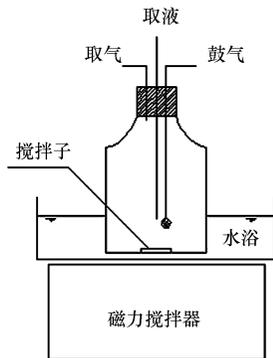


图1 静态试验反应器装置示意图

Fig.1 Schematic diagram of the reactor for the batch experiment

2.4 分析方法

水样经离心后取上清液测定 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测定, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 采用紫外分光光度法测定, 其他参数如污泥浓度 (MLSS) 等均参照水和废水监测分析方法测定 (国家环境保护总局, 2002)。DO 和 pH 值采用便携式溶解氧仪 (oxi 315i, WTW, 德国) 和 pH 计 (pH3110, WTW, 德国) 测定。

N_2O 采用安捷伦 6820 型气相色谱分析仪 (Agilent Technologies, USA) 进行分析。气相色谱配有 ECD 检测器和 HP-PLOT/Q 毛细管柱 (J&W GC Columns, Agilent Technologies, USA)。气相色谱检测条件为: 进样口温度为 $50\text{ }^\circ\text{C}$, 柱温为 $50\text{ }^\circ\text{C}$, ECD 检测器温度为 $300\text{ }^\circ\text{C}$; 载气为高纯氮气, 流速为 $15\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 。采用外标法定量 N_2O 浓度, N_2O 标准气体纯度为 99.99%。

硝化动力学主要通过测得试验数据进行直线拟合, 利用直线斜率和测定的 MLSS 作比, 求得反应速率。具体动力学参数如下: $r_{\text{NH}_4^+\text{-N}}$ 为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化速率 ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$), 用以表征 AOB 活性; $r_{\text{NO}_2^-\text{-N}}$ 为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 生成速率 ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$); $r_{\text{NO}_3^-\text{-N}}$ 为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 生成速率 ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$), 用以表征 NOB 活性; $r_{\text{N}_2\text{O-N}}$ 为 $\text{N}_2\text{O-N}$ 生成速率 ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$); $r_{\text{NH}_4^+\text{-N}}/r_{\text{NO}_3^-\text{-N}}$ 为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化速率与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 生成速率之比; $r_{\text{N}_2\text{O-N}}/r_{\text{NH}_4^+\text{-N}}$ 为 N_2O 释放因子。

3 结果与讨论 (Results and discussion)

3.1 反应器驯化及其周期试验

反应器长期驯化过程中出水氮浓度的变化如

图 2 所示。驯化开始时进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 $400\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 反应器曝气量为 $1.9\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 。初始 15 d 内出水基本检测不到 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 逐渐积累, 而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度逐渐降低。在第 15 d 时, 由于试验运行不当, 导致随后 11 d 内出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 不能完全硝化完, 但 NOB 一直处于抑制状态。在第 27 d 时, 更换了新的微孔曝气头, 同时曝气量提高到 $4\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 可以完全硝化。在第 31 d, 进一步提高进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度到 $800\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 反应器出水氨氮浓度也达到较高浓度, 硝态氮主要以 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 为主, 工艺具有很好的亚硝化特征。

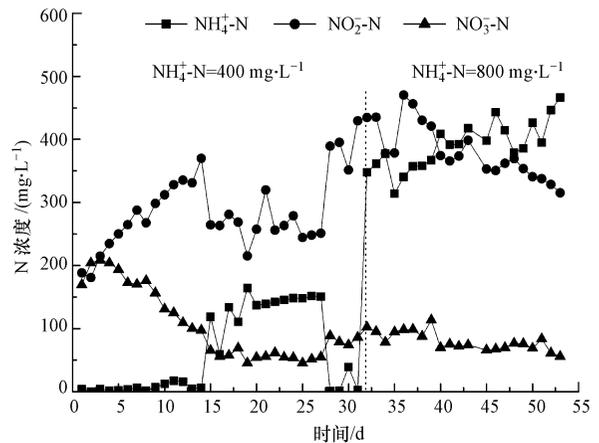


图2 SBR 反应器长期驯化过程中出水氮浓度变化

Fig.2 Dynamics of effluent N concentrations during the long-term acclimation period

周期试验结果如图 3 所示。周期变化过程中, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 主要转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和少量的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$; 而且 N_2O 释放量一直在增加, 周期末达到了 $16\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。通过计算得到周期内 N_2O 释放因子为 9.8%。周期内 DO 小于 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 处于较低浓度。因此, 分析 N_2O

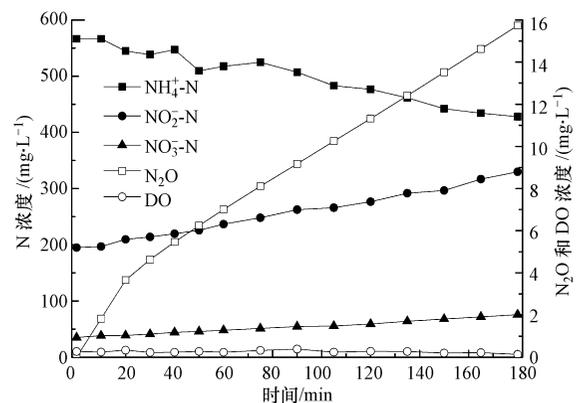


图3 典型周期内各种 N 浓度和 DO 变化

Fig.3 Dynamics of N and DO in a typical reaction cycle

释放较高的原因如下:首先,在较低 DO 浓度条件下,AOB 竞争 DO 能力高于 NOB,从而抑制 NOB 活性,导致 NO_2^- -N 积累 (Bernet *et al.*, 2001),进而导致 N_2O 释放增加;其次,本试验 pH 值处于 8~9 之间,计算得到 FA 浓度在 $157.3 \sim 202.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,FNA 浓度在 $0.00276 \sim 0.00360 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,高 pH 值条件下 FA 浓度较高,抑制 NOB 活性进而导致 NO_2^- -N 积累和促进 N_2O 释放;最后,Fukumoto 等 (2006) 研究得到 NO_2^- -N 积累导致 N_2O 释放增加,周期过程中 NO_2^- -N 浓度一直较高 (在 $195 \sim 330 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间),可能促使 AOB 发生好氧反硝化释放 N_2O (Wrage *et al.*, 2001).因此,周期中 N_2O 释放较

高主要由低 DO、高 FA 和高 NO_2^- -N 浓度导致.

3.2 不同曝气量条件下 N_2O 释放特征

不同曝气量条件下 N_2O 释放情况如图 4 所示.当曝气量为 $0.22 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 时,初始 NH_4^+ -N 浓度为 $84.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,在此低 DO 浓度下 NH_4^+ -N 没有硝化完毕,主要转化为 NO_2^- -N,同时 N_2O 释放量较低.当曝气量分别在 0.66 和 $0.88 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 时,测得初始 DO 浓度在 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,随后 DO 浓度开始上升.在高 DO 浓度条件下, NH_4^+ -N 硝化速率较快,在 1 h 内几乎硝化完全,也主要转化为 NO_2^- -N,同时 N_2O 释放量也较少.

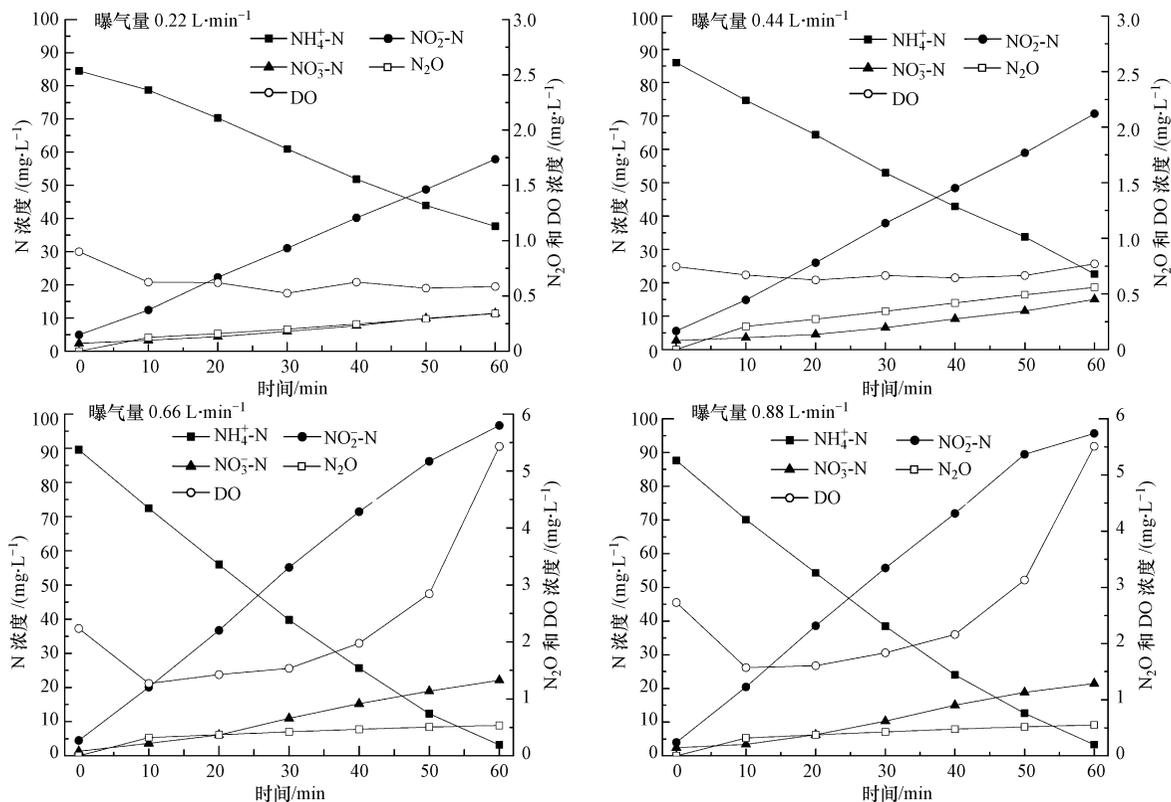


图 4 驯化硝化菌在不同曝气量条件下 N_2O 释放情况

Fig.4 N_2O emission for acclimated nitrifiers under different aeration rates

表 1 列出了不同曝气量条件下硝化过程动力学参数.当曝气量在 $0.22 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 和 $0.44 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 时,AOB 和 NOB 活性没有明显变化,但当曝气量增加到 $0.66 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 和 $0.88 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 后,二者活性比前两个条件下提高了 1 倍;这可能是由于 DO 浓度增加导致 AOB 和 NOB 活性提高.在 4 种曝气量条件下,由 AOB 与 NOB 活性比值发现,AOB 活性是 NOB 活性的 4~5 倍,说明驯化的硝化菌群中 AOB 活性远

大于 NOB.同时,4 种条件下 N_2O 释放因子都较小,均低于 1%,小于周期试验相应数值.其原因可能是相对于周期试验,DO ($0.6 \sim 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 和 FA ($2.18 \sim 34.59 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 共同导致 AOB 活性相对较高,AOB 活性保持在 $40.0 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 左右 (以 NH_4^+ -N 计),比周期试验中 AOB 活性 $12.5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (以 NH_4^+ -N 计) 高很多.Wu 等 (2014) 发现当 AOB 活性高于 $20.0 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 时, N_2O 释放因子相对较低,与本研究试

验结果相符.

表 1 不同曝气量条件下硝化动力学参数

Table 1 Kinetics of nitrification under different aeration rates

曝气量/ ($L \cdot min^{-1}$)	$r_{NH_4^+-N}/$ ($mg \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$)	$r_{NO_2^- - N}/$ ($mg \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$)	$r_{NO_3^- - N}/$ ($mg \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$)	$r_{N_2O - N}/$ ($mg \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$)	$r_{NH_4^+-N}/r_{NO_3^- - N}$	$r_{N_2O - N}/r_{NH_4^+-N}$
0.22	-40.55	44.34	7.75	0.26	5.23	0.63%
0.44	-48.67	50.77	9.53	0.41	5.14	0.85%
0.66	-71.79	77.73	17.88	0.36	4.01	0.51%
0.88	-71.66	80.51	17.44	0.39	4.11	0.54%

3.3 不同初始 $NO_2^- - N$ 浓度条件下 N_2O 释放特征

图 5 是在初始 $NO_2^- - N$ 浓度为 0、10 和 $100 mg \cdot L^{-1}$ 条件下 N、DO 及 pH 值的变化. DO 浓度保持在 $2 mg \cdot L^{-1}$ 左右, pH 值在 8~9 范围内. 硝化过程中,

$NH_4^+ - N$ 主要转化为 $NO_2^- - N$, 仅有少量 $NO_3^- - N$ 生成和 N_2O 释放. 即使当初始 $NO_2^- - N$ 浓度增加到 $100 mg \cdot L^{-1}$, $NH_4^+ - N$ 转化和低 $NO_2^- - N$ 浓度条件下一样, N_2O 释放量仍比较低.

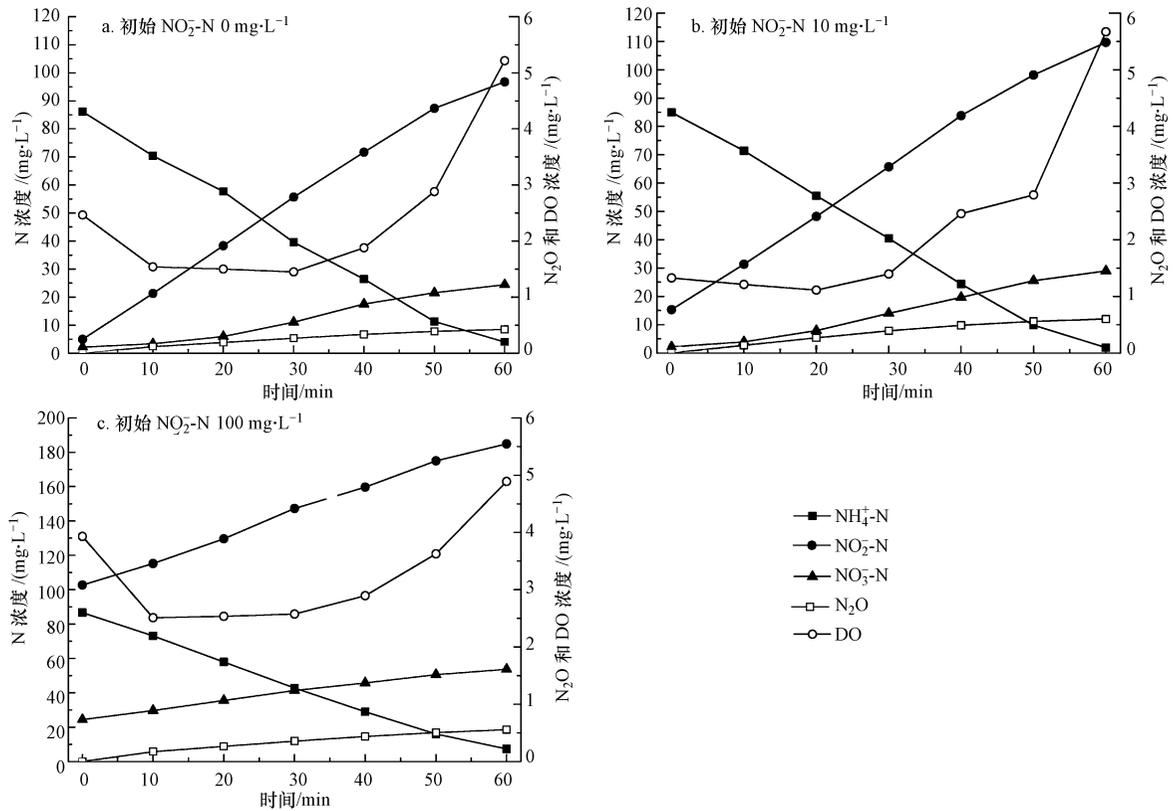


图 5 不同初始 $NO_2^- - N$ 浓度条件下 N_2O 的释放情况

Fig.5 N_2O emission for acclimated nitrifiers under different initial $NO_2^- - N$ concentrations

表 2 是不同初始 $NO_2^- - N$ 浓度条件下硝化动力学参数. 初始 $NO_2^- - N$ 浓度增加对 AOB 与 NOB 活性影响较小. 随着初始 $NO_2^- - N$ 浓度增加, N_2O 释放因子没有明显的变化, 均在 1% 以下. 在不同初始 $NO_2^- - N$ 浓度对 N_2O 释放影响试验中, 由于 DO 浓度大于

$2 mg \cdot L^{-1}$, 而且 FA 浓度在 $1.24 \sim 30.38 mg \cdot L^{-1}$ 之间变化; 相对于周期试验, DO 浓度较高而且 FA 浓度较低, 二者均使得 AOB 活性较高, 从而导致 N_2O 释放率较低.

表 2 不同初始 NO_2^- -N 浓度条件下硝化动力学参数Table 2 Kinetics of nitrification under different initial NO_2^- -N concentrations

NO_2^- -N/ ($mg \cdot L^{-1}$)	$r_{NH_4^+-N}$ / ($mg \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$)	$r_{NO_2^-}$ -N/ ($mg \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$)	$r_{NO_3^-}$ -N/ ($mg \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$)	r_{N_2O-N} / ($mg \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$)	$r_{NH_4^+-N} / r_{NO_3^-}$	$r_{N_2O-N} / r_{NH_4^+-N}$
0	-73.72	82.16	21.41	0.37	3.45	0.50%
10	-69.72	78.15	23.38	0.50	2.98	0.71%
100	-80.04	83.19	29.37	0.52	2.76	0.65%

4 结论 (Conclusions)

1) 高氨氮废水短程硝化周期条件下,高浓度 FA 和低 DO 导致 AOB 活性较低,进而促进 AOB 以 NO_2^- -N 作为电子受体进行好氧反硝化释放 N_2O ,其释放因子为 9.8%.

2) 当曝气量在 $0.22 \sim 0.88 L \cdot min^{-1}$ 之间变化时,DO 浓度增加促进 AOB 和 NOB 活性提高.而在曝气量为 $0.66 L \cdot min^{-1}$ 条件下,不同初始 NO_2^- -N 浓度对 AOB 和 NOB 活性影响较小.

3) 不同曝气量 ($0.22 \sim 0.88 L \cdot min^{-1}$) 或不同初始 NO_2^- -N 浓度 ($0 \sim 100 mg \cdot L^{-1}$) 条件下, N_2O 释放率均低于 1%,其释放率分别为 0.51% ~ 0.85% 和 0.50% ~ 0.71%.

责任作者简介:吴光学,男,博士,副教授,硕士生导师,主要研究方向为污水脱氮除磷及废物资源化回收利用.至今主持科研项目 20 余项,发表科研论文 100 余篇.

参考文献 (References):

- Beccari M, Passino R, Ramadori R, *et al.* 1983. Kinetics of dissimilatory nitrate and nitrite reduction in suspended growth culture [J]. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 55(1): 58-64
- Bernet N, Dangcong P, Delgenès J P, *et al.* 2001. Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 127(3): 266-271
- Fukumoto Y, Suzuki K, Osada T, *et al.* 2006. Reduction of nitrous oxide emission from pig manure composting by addition of nitrite-oxidizing bacteria [J]. *Environmental Science & Technology*, 40(21): 6787-6791
- 国家环境保护总局. 2002. 水和废水监测分析方法 (第 4 版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社
- Kim S W, Miyahara M, Fushinobu S, *et al.* 2010. Nitrous oxide emission from nitrifying activated sludge dependent on denitrification by ammonia-oxidizing bacteria [J]. *Bioresource Technology*, 101(11):

3958-3963

- Pijuan M, Torà J, Rodríguez-Caballero A, *et al.* 2014. Effect of process parameters and operational mode on nitrous oxide emissions from a nitrification reactor treating reject wastewater [J]. *Water Research*, 49: 23-33
- Poughon L, Dussap C G, Gros J B. 2001. Energy model and metabolic flux analysis for autotrophic nitrifiers [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 72(4): 416-433
- Quan X C, Zhang M C, Lawlor P G, *et al.* 2012. Nitrous oxide emission and nutrient removal in aerobic granular sludge sequencing batch reactors [J]. *Water Research*, 46(16): 4981-4990
- Smolders G J F, van der Meij J, van Loosdrecht M C M, *et al.* 1994. Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: stoichiometry and pH influence [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 43(6): 461-470
- Stüven R, Vollmer M, Bock E. 1992. The impact of organic matter on nitric oxide formation by *Nitrosomonas europaea* [J]. *Archives of Microbiology*, 158(6): 439-443
- Taliec G, Garnier J, Billen G, *et al.* 2006. Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: effect of oxygenation level [J]. *Water Research*, 40(15): 2972-2980
- Turk O, Mavinic D S. 1987. Benefits of using selective inhibition to remove nitrogen from highly nitrogenous wastes [J]. *Environmental Technology Letters*, 8(1/12): 419-426
- Van Kempen R, Mulder J W, Uijterlinde C A, *et al.* 2001. Overview: full scale experience of the SHARON © process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering [J]. *Water Science and Technology*, 44(1): 145-152
- Wang Q L, Ye L, Jiang G M, *et al.* 2014. Side-stream sludge treatment using free nitrous acid selectively eliminates nitrite oxidizing bacteria and achieves the nitrite pathway [J]. *Water Research*, 55: 245-255
- Wrage N, Velthof G L, van Beusichem M L, *et al.* 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(12/13): 1723-1732
- Wu G X, Zheng D R, Xing L Z. 2014. Nitrification and N_2O emission in a denitrification and nitrification two-sludge system treating high ammonium containing wastewater [J]. *Water*, 6(10): 2978-2992