

pH对污水好氧处理过程 N_2O 产生的影响

闫旭¹ 李琦路¹ 韩云平² 郭丽³ 刘理涛³ 孙剑辉¹

(1. 河南师范大学环境学院, 黄淮水环境与污染防治教育部重点实验室, 河南省环境污染控制重点实验室, 新乡 453007;
2. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 3. 新乡市环境保护监测站, 新乡 453000)

摘要 采用能够同时监测气态和溶解态 N_2O 功能的污水好氧处理过程模拟装置, 研究了不同pH条件下氨氧化细菌(AOB)好氧反硝化途径 N_2O 的产生特点、污染物转化过程、胞内聚合物聚羟基脂肪酸酯(PHA)含量的变化以及它们之间的内在联系。结果表明, pH在6.5~8.0范围内, N_2O 产生量随pH的升高而减小。pH较低时, 氧化亚氮还原酶活性受到抑制, 导致好氧反硝化过程中产生的 N_2O 大量积累并逸散; 随着pH得升高, 氧化亚氮还原酶活性增强, N_2O 产生量随之减少。

关键词 温室气体 污水处理 氧化亚氮 pH 好氧反硝化

中图分类号 X703.1 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2015)07-3240-07

Effect of pH value on N_2O production in aerobic wastewater treatment process

Yan Xu¹ Li Qilu¹ Han Yunping² Guo Li³ Liu Litao³ Sun Jianhui¹

(1. School of Environment, Key Laboratory for Yellow River and Huai River Water Environment and Pollution Control, Ministry of Education, Henan Key Laboratory for Environmental Pollution Control, Henan Normal University, Xinxiang 453007, China;
2. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China;
3. Xinxiang Environmental Monitoring Station, Xinxiang 453000, China)

Abstract A simulation device of aerobic wastewater treatment process was adopted, which could monitor the gaseous and dissolved N_2O simultaneously. The N_2O generation characteristics from aerobic denitrification approach of ammonia oxidizing bacteria (AOB), the conversion processes of pollutants and the content variation of the intracellular polymers polyhydroxyalkanoates (PHA) were studied under the conditions of different pH values. The interior relationships between them were also analyzed. Results showed that the N_2O production decreased with pH value raised in the range of pH 6.5-8.0. Under the lower level of pH value, the N_2O largely accumulated and released due to the activity of nitrous oxide reductase being restrained. With pH value increased, the activity of nitrous oxide reductase enhanced and the N_2O production decreased.

Key words greenhouse gas; wastewater treatment; nitrous oxide; pH value; aerobic denitrification

N_2O 是一种强温室气体,其增温潜势为 CO_2 的293倍。城市污水厂由于运行过程能够大量产生 N_2O ,而被认为是一种重要的人为温室气体释放源^[1,2]。因此,减少污水处理厂 N_2O 的排放量对于全球温室气体减排具有积极的作用。

理论上, N_2O 在硝化阶段和反硝化阶段均有可能产生^[3],但产生机制不同。硝化阶段中, NH_4^+-N 经由 $NO_2^- -N$ 被氧化为 $NO_3^- -N$,主要由无机自养型微生物氨氧化菌(ammonium-oxidizing bacteria, AOB)和亚硝酸盐氧化菌(nitrite-oxidizing bacteria, NOB)完成。在该过程中, N_2O 既不是中间产物,也不是终产物,因此,被认为是硝化过程的副产物^[4]。

反硝化阶段中, $NO_3^- -N$ 或 $NO_2^- -N$ 由异养厌氧或兼性厌氧微生物还原成 N_2O 和 N_2 ,在此过程中 N_2O 是一种必然出现的中间产物^[5]。近年来,一些针对实际污水处理过程的研究发现,好氧污水处理阶段是 N_2O 的主要产生环节。Ahn J. H.等^[6]对美国12

基金项目:国家自然科学基金资助项目(51408199);河南省基础与前沿计划项目(142300410313);河南省教育厅科学技术研究重点项目基础研究项目(14B610004)

收稿日期:2015-01-21; 修订日期:2015-03-04

作者简介:闫旭(1984—),男,副教授,主要从事水污染控制技术研究。E-mail: yanxu119@126.com

* 通讯联系人, E-mail: sunjh@htu.cn

座具有生物脱氮功能的污水厂进行了调查,发现好氧处理阶段的 N₂O 产生量大于缺氧和厌氧处理阶段; Yan Xu 等^[7]对北京 2 座污水处理厂的 3 种工艺(氧化沟、倒置 A²O 和 A²O)进行了近一年的采样调查,发现好氧处理单元产生的 N₂O 分别占 3 种工艺产生总量的好氧处理单元的 N₂O 产生量分别占 3 个工艺 N₂O 产生总量的 84.9%、63.7% 和 62.1%。Czepiel P. 等^[8]对一座小型污水处理厂进行了为期一年的调查,同样发现好氧处理单元的 N₂O 产生量高于其他处理环节。因此,了解好氧阶段的 N₂O 产生规律和主要影响因素成为污水处理温室气体减排工作的关键。

目前,对于污水好氧处理过程 N₂O 产生比较一致的观点是通过好氧反硝化途径,由 AOB 作用产生^[4,9]。pH 是污水厂实际运行中的实时控制因素,对 AOB 的代谢活动具有重要影响,同时,pH 还会对生物脱氮过程中某些物质(HNO₂等)的存在及浓度产生影响,是控制生物脱氮过程正常进行和影响 N₂O 产生量的重要条件。但 pH 条件对污水好氧处理过程 N₂O 产生量的影响及作用机制还鲜有报道。本研究通过模拟不同 pH 条件下好氧污水处理过程,探讨 N₂O 产生量及其产生规律,分析了 pH 条件对生物脱氮过程和微生物代谢的影响,以期污水处理过程温室气体减排工作提供理论依据。

1 材料和方法

1.1 实验装置和运行条件

图 1 所示为好氧污水处理过程模拟装置示意图,有效容积 3 L,上部密封仅保留气体采样口,污水 pH、DO 和溶解态 N₂O 均采用电极进行在线监测,实验用污泥为新鲜活性污泥,污泥浓度约为 3 000 mg/L。采用磁力搅拌器(85-2 型 上海司乐)搅拌,以保持污泥处于悬浮状态,搅拌器转速 500 r/min;通过气泵送风曝气,曝气量根据 DO 浓度通过空气流量计控制,本研究中 DO 均控制在(2.0 ± 0.2) mg/L。为避免活性污泥吸附的污染物对实验过程产生影响,新鲜活性污泥使用前反复离心(3 000 r/min)清洗 3 次后使用。实验用水为某小区生活污水,污水水质为: COD (86.0 ± 0.7) mg/L、NH₄⁺-N (35.3 ± 0.2) mg/L、NO₃⁻-N (1.6 ± 1.2) mg/L、TN (37.7 ± 0.7) mg/L、TP (9.5 ± 0.1) mg/L。反应开始后,每间隔 30 min 同时采集气样和水样。

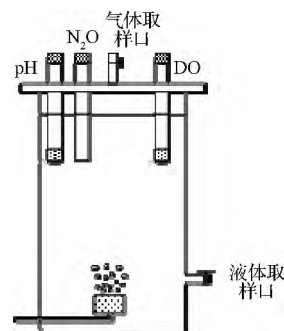


图 1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of experimental equipment

1.2 N₂O 气体采集

采集气体时将好氧池顶部密封留直径 5 mm 采气孔保持内外气压一致,由采气孔直接连接采样袋采集气体样品,N₂O 释放通量的计算公式为^[8]:

$$E = \rho(c - c_0)Q/A$$

式中: c 为 N₂O 浓度(m³/m³); c_0 为空白样品的 N₂O 浓度(m³/m³); Q 为曝气量(m³/min); A 为反应器横截面积(m²)。

N₂O 释放量的计算公式为:

$$q = EA \times 60 \times 24$$

式中: q 为 N₂O 释放量(mg/d)。

1.3 样品分析方法

本研究中 COD、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、TN、NO₃⁻-N 和 PO₄³⁻-P 的分析方法均按照国家环境保护局发布的标准方法^[10],DO 和 pH 采用 WTW340i 型手持 pH 溶解氧测定仪,气态 N₂O 浓度采用气相色谱(HP-Chemstation 5890,美国惠普)/电子捕获检测器(GC/ECD 美国惠普)联机定量分析,溶解态 N₂O 采用 Clark 型 N₂O 微电极(Unisense,Denmark)进行测定,电极尖端直径为 10 μm,响应时间小于 5 s。

PHA 采用气相色谱测定^[11]:离心 50 mL 待测活性污泥样品并冷冻干燥;称取约 100 mg 干燥污泥粉末,加入硫酸、甲醇、苯甲酸和氯仿于 100℃ 下裂解 5 h;提取有机相进行气象分析。色谱条件为:进样器和检测器温度分别为 230 和 250℃;炉温 80℃ 并停留 2 min,然后以 8℃/min 升温至 220℃ 并停留 2 min;进样量为 2 μL。

2 结果与讨论

2.1 pH 对污染物降解过程的影响

图 2 显示了不同 pH 条件下,污水好氧处理过

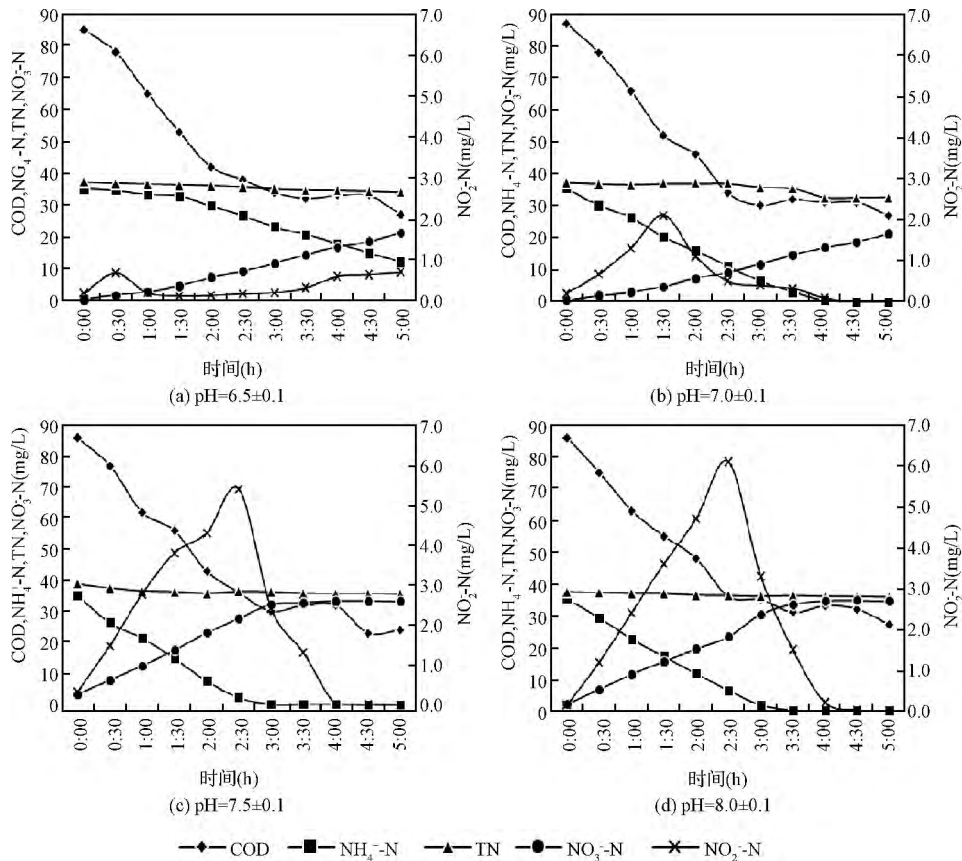


图2 不同 pH 条件下好氧处理过程中污染物浓度变化

Fig. 2 Variation of pollutant concentrations in aerobic wastewater treatment process under different pH

程中污染物浓度 (COD、NH₄⁺-N、TN、NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N) 的变化情况。

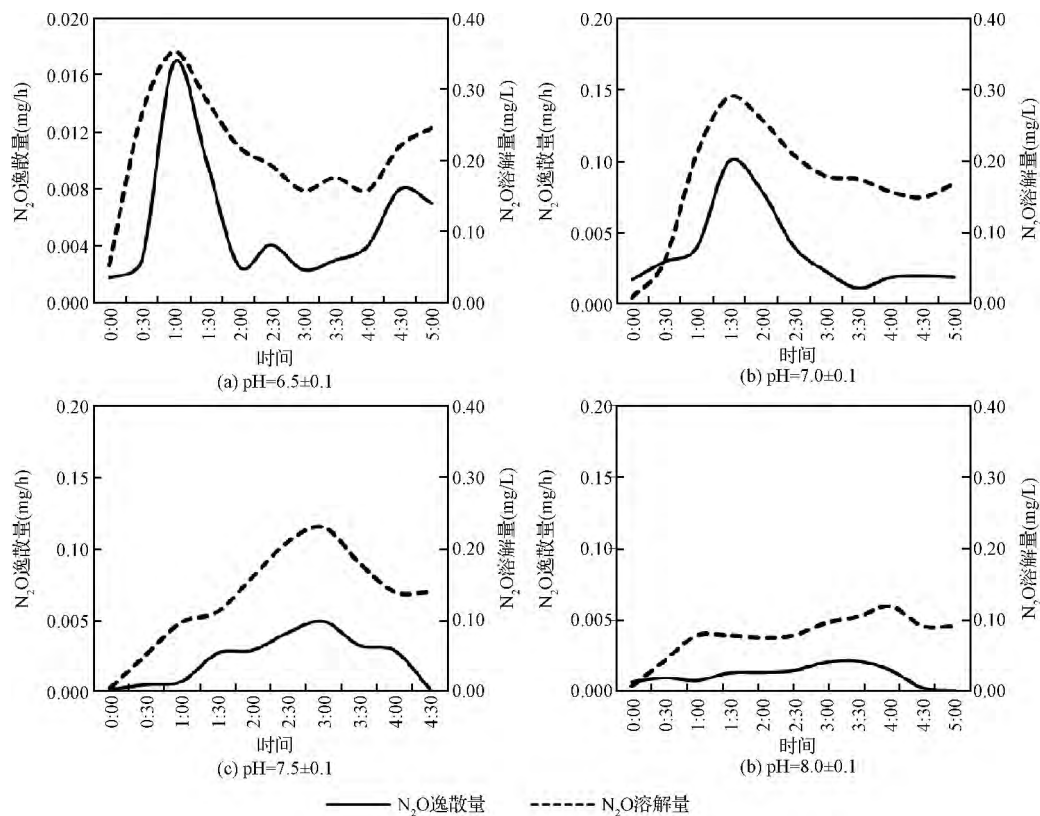
可以看出, pH 条件的差异对 COD 的降解没有显著影响。4 种条件下, 反应过程的前 2 h, COD 均迅速下降, 2 h 之后的降解速率较反应初期明显降低。这可能是由于反应初期, 污泥对有机质的吸附作用以及污水中易降解物质的快速降解造成的。与 COD 降解情况不同, 含氮污染物 (NH₄⁺-N、TN、NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N) 在不同 pH 条件下的浓度变化表现出明显差异。NH₄⁺-N 降解速率随着 pH 的升高而降低, pH=6.5±0.1 条件下系统反应 5 h 后系统中 NH₄⁺-N 去除了 65.4%, 而 pH=7.5±0.1 和 pH=8.0±0.1 2 个条件下, 反应进行 3 h 后系统中的 NH₄⁺-N 几乎被完全去除。这是由于 AOB 和 NOB 在不同 pH 条件下代谢活性不同造成的, AOB 和 NOB 对 pH 环境非常敏感, 一般认为, 其最佳 pH 条件范围为 7.5~8.0^[12, 13]。

与 NH₄⁺-N 浓度下降对应的是 NO₃⁻-N 浓度的增加, 反应后, 系统中的 NH₄⁺-N 几乎全部转化为了

NO₃⁻-N, 所有条件下的 TN 浓度在反应前后都没有发生显著变化。NO₂⁻-N 浓度在每个反应过程中都出现了先增大后减小的趋势, 随着系统 pH 的增加, NO₂⁻-N 浓度出现的最大值也逐渐增大。如前文所述, pH 条件能够对硝化过程主要微生物的活性造成影响, 同时也会造成水体中游离氨 (free ammonia, FA) 浓度的差异。FA 可以抑制 AOB 和 NOB 的活性, 其抑制 2 种微生物的阈值浓度分别为 10~150 mg/L 和 0.1~1.0 mg/L^[14]。本研究中, pH=6.5±0.1、7.0±0.1、7.5±0.1 和 8.0±0.1 条件反应开始时系统中的 FA 浓度分别为: 0.06、0.18、0.55 和 1.69 mg/L, 可以看出, 随着 FA 浓度的升高, 系统对 NOB 的抑制作用逐渐增加, 但都没有达到抑制 AOB 的浓度阈值。因此, 系统造成了 NO₂⁻-N 积累, 并且这种现象随着 pH 的升高而增强。

2.2 pH 对 N₂O 产生的影响

污水处理过程中产生的 N₂O 首先以溶解态存在于水体中, 随后伴随水体扰动和曝气气泡逸散到大气中, 因此, 本研究同时对反应过程中的溶解态和

图 3 不同 pH 条件下好氧处理过程中 N_2O 产生情况Fig. 3 N_2O production status in aerobic wastewater treatment process under different pH

气态 N_2O 进行监测。图 3 显示了不同 pH 条件下, 污水好氧处理过程中溶解态和气态 N_2O 产生量的变化情况。表 1 显示了不同 pH 条件下, 好氧污水处理过程 N_2O 的产生量。

结果表明, 在 pH 6.5 ~ 8.0 范围内, 污水好氧处理过程中产生的 N_2O 量随 pH 的升高而减少(表 1)。系统反应过程中溶解态和气态 N_2O 的浓度基本保持一致, 并且反应过程中出现了较大波动。 N_2O 浓度的波动规律与 $NO_2^- - N$ 较为一致(图 2)。其他学者也在相关研究中发现了类似的现象^[15, 16]。 N_2O 是反硝化的中间产物, 一般认为, $NO_2^- - N$ 浓度较高时更容易导致 N_2O 产生^[3]。但在本研究中, $NO_2^- - N$ 与 N_2O 浓度没有表现出正相关关系, 随着 pH 浓度的提高, $NO_2^- - N$ 积累现象越来越显著(图 2), 但 N_2O 产生量逐渐下降(表 3)。产生这种现象的原因可能是 pH 条件对氧化亚氮还原酶活性产生了影响。黎秋华等^[17] 在 SBR 工艺中同样发现, 不同 pH 条件下的反应过程中, pH 较高时产生的 N_2O 量最少。张苗等^[18] 发现, 氧化亚氮还原酶的活性受到 pH 值的影响, 酸性条件下产生较多的 N_2O , 偏碱

性条件下产 N_2O 较少。Kesik M. 等^[19] 的研究结果表明, 氧化亚氮还原酶对低 pH 的敏感性使其活性受到严重抑制, 从而引起 N_2O 的大量释放。由此表明, 好氧污水处理过程中即使发生 $NO_2^- - N$ 积累的现象, N_2O 产生量也不一定与 $NO_2^- - N$ 浓度成正比, 而是受氧化亚氮还原酶活性影响。

Law Y. 等^[20] 和李鹏章等^[21] 在短程硝化反硝化过程中发现了相反的现象, 即随着 pH 的增加, N_2O 产生量逐渐增加。这主要是因为游离亚硝酸(free nitrous acid, FNA) 对氧化亚氮还原酶具有抑制作用, pH 越低, 相同 $NO_2^- - N$ 浓度对应的 FNA 浓度越高, 抑制作用越强。FNA 对氧化亚氮还原酶的抑制浓度为 0.0007 ~ 0.001 mg/L^[22]。本研究中, 在 pH = 6.5 时 FNA 最高浓度为 3.5×10^{-5} mg/L, pH = 8 时最高浓度为 1.4×10^{-4} mg/L, 均未达到对氧化亚氮还原酶的抑制浓度。

表 2 显示了本研究 and 不同污水处理工艺运行过程中的 N_2O 产生情况。可以看出, 不同处理工艺的 N_2O 产生量表现出较大差异, 这与不同工艺间的污水处理原理差异有关。已有研究结果表明, 总体来

表1 不同 pH 条件下污水好氧处理过程 N₂O 产生情况

Table 1 N₂O production status in aerobic wastewater treatment process under different pH

实验条件	硝化速率 (mg/(mg MLSS · h))	吸收单位 PO ₄ ³⁻ -P 的 PHA 消耗量 (mg/mg)	逸散量 (mg)	溶解量 (mg/L)	总量 (mg)
pH = 6.5 ± 0.1	1.54 × 10 ⁻³	0.33	3.14 × 10 ⁻²	0.19	0.52
pH = 7.0 ± 0.1	2.90 × 10 ⁻³	0.35	2.01 × 10 ⁻²	0.16	0.42
pH = 7.5 ± 0.1	4.39 × 10 ⁻³	0.37	1.15 × 10 ⁻²	0.13	0.35
pH = 8.0 ± 0.1	3.68 × 10 ⁻³	0.38	6.50 × 10 ⁻³	0.11	0.28

表2 不同污水处理过程 N₂O 产生情况

Table 2 N₂O production status in different wastewater treatment processes

水质	工艺	N ₂ O-N 产生量 (% 进水 TN 负荷)	参考文献
实际废水(COD (860. ± 0.7) mg/L, NH ₄ ⁺ -N (35.3 ± 0.2) mg/L, NO ₃ ⁻ -N (1.6 ± 1.2) mg/L, TN(37.7 ± 0.7) mg/L, TP (9.5 ± 0.1) mg/L)	好氧硝化阶段	6.9% ~ 11.3%	本文
人工废水(COD 230 mg/L, NH ₄ ⁺ -N 23 mg/L)	同步硝化反硝化	51%	[23]
人工废水(COD 160 mg/L, NH ₄ ⁺ -N 184 mg/L, TN 244 mg/L)	活性污泥法	0.08% ~ 1.17%	[24]
人工废水(0.6 kg N/(m ³ · d))	活性污泥法的硝化过程	2.8%	[25]
人工废水	好氧-缺氧活性污泥法	0.7% ~ 13%	[26]
实际废水(BOD ₅ 110 mg/L, NH ₄ ⁺ -N 29.8 mg/L, TN 48.1 mg/L)	好氧-缺氧活性污泥法	0.2% ~ 4.5%	[27]

看 实际污水处理过程中不同工艺的 N₂O 释放因子大小顺序为^[28]: 厌氧氨氧化 > 短程硝化工艺 > 全程自养脱氮工艺 > 生物滤池 > A²O, AO, 氧化沟, 传统活性污泥法, 连续流间歇曝气工艺。此外, 污水水质、工艺参数以及运行条件等因素都会对 N₂O 产生量造成影响^[3]。

2.3 pH 对胞内聚合物代谢的影响

图4 显示了不同 pH 条件下胞内聚合物 PHA 和 PO₄³⁻-P 浓度的变化情况, 随着反应系统 pH 条件的上升, PO₄³⁻-P 浓度的下降速率逐渐增大, 但 PHA 的浓度下降速率没有发生明显变化。

胞内聚合物 PHA 在微生物代谢过程中发挥着重要作用。微生物在其底物充足时会合成储能物质 PHA 储存于细胞内, 当底物缺乏时将其分解, 为细胞其细胞生长提供物质和能量^[29]。有研究表明, 微生物能够以 PHA 为碳源在好氧条件下进行反硝化作用^[30]。本研究中, pH 条件对聚磷菌聚磷的影响较大, 随着 pH 的升高, 系统中 PO₄³⁻-P 浓度的下降速率明显增大, 不同 pH 条件实验中吸收的 PO₄³⁻-P 质量几乎相同, 但作为聚磷作用的能量来源, PHA 降解速率并没有发生对应的变化(图4)。然而, 吸收单位质量 PO₄³⁻-P 的 PHA 消耗量逐渐增大(表1), 实际上, 这部分增长的 PHA 消耗量可能并不是

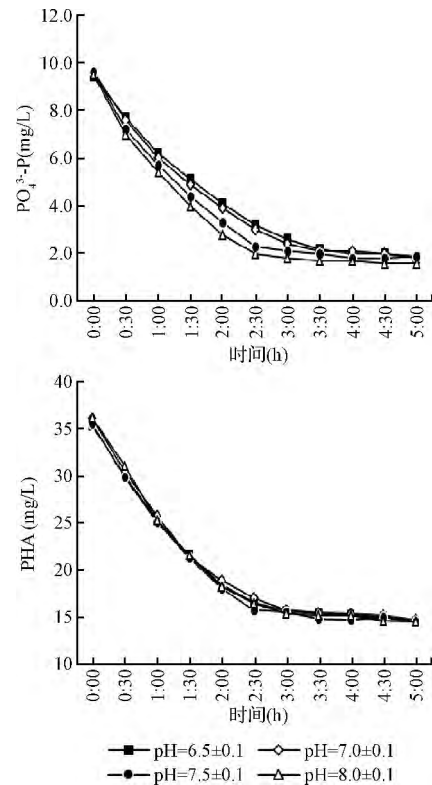


图4 不同 pH 条件下好氧处理过程中 PHA 和 PO₄³⁻-P 浓度变化情况

Fig. 4 Variation of PHA and PO₄³⁻-P concentration in aerobic wastewater treatment process under different pH

来自于聚磷菌聚磷作用,该阶段微生物消耗 PHA 的生命活动主要为聚磷菌聚磷和 AOB 的好氧反硝化作用。随着 pH 的升高,氧化亚氮还原酶活性也随之增大,好氧反硝化作用增强进行的更为彻底,这使得该过程中 N_2O 产生量减少,同时消耗的 PHA 量也逐渐增大。虽然总体结果显示,PHA 的消耗速率没有明显变化,但实际上其用于聚磷菌聚磷和好氧反硝化作用的消耗量发生了改变。

3 结论

好氧污水处理过程中,在 pH 6.5~8.0 范围内,随着 pH 升高, N_2O 的产生量越来越小。pH 的升高造成系统中 FA 对 NOB 活性的抑制作用越来越强,但没有达到对 AOB 活性的抑制浓度阈值,导致越来越严重的 NO_2^- -N 积累现象; NO_2^- -N 浓度与 N_2O 产生量没有必然的正相关关系, N_2O 产生量主要受氧化亚氮还原酶活性的影响,pH 较低时,系统对氧化亚氮还原酶活性的抑制作用明显, N_2O 产生量较大,随着系统 pH 的降低,抑制作用减弱, N_2O 产生量随之减少。

参考文献

- [1] IPCC. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 2007
- [2] IPCC. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Cambridge: Cambridge University Press, 2001
- [3] Kampschreur M. J., Temmink H., Kleerebezem R., et al. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research* 2009, 43(17): 4093-4103
- [4] Wunderlin P., Mohn J., Joss A., et al. Mechanisms of N_2O production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions. *Water Research* 2012, 46(4): 1027-1037
- [5] Pan Yuting, Ni Bingjie, Bond P. L., et al. Electron competition among nitrogen oxides reduction during methanol-utilizing denitrification in wastewater treatment. *Water Research* 2013, 47(10): 3273-3281
- [6] Ahn J. H., Kim S., Park H., et al. N_2O Emissions from activated sludge processes, 2008-2009: Results of a national monitoring survey in the United States. *Environmental Science & Technology* 2010, 44(12): 4505-4511
- [7] Yan Xu, Li Lin, Liu Junxin. Characteristics of greenhouse gas emission in three full-scale wastewater treatment processes. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, 26(2): 256-263
- [8] Czepiel P., Crill P., Harriss R. Nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment. *Environmental Science & Technology* 1995, 29(9): 2352-2356
- [9] Wunderlin P., Lehmann M. F., Siegrist H., et al. Isotope signatures of N_2O in a mixed microbial population system: Constraints on N_2O producing pathways in wastewater treatment. *Environmental Science & Technology* 2013, 47(3): 1339-1348
- [10] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第4版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002
- [11] 徐伟锋, 陈银广, 顾国维, 等. A^2/O 污水处理工艺中基质转化机理研究. *环境科学* 2006, 27(11): 2228-2232
Xu Weifeng, Chen Yinguang, Gu Guowei, et al. Research on substrate transformation mechanism in A^2/O process. *Environmental Science* 2006, 27(11): 2228-2232 (in Chinese)
- [12] 叶剑锋. 废水生物脱氮处理新技术. 北京: 化学工业出版社, 2006
- [13] 张自杰. 排水工程(下册)(第4版). 北京: 中国建筑工业出版社, 2000
- [14] Anthonisen A. C., Loehr R. C., Prakasam T. B., et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal (Water Pollution Control Federation)* 1976, 48(5): 835-852
- [15] Tallec G., Garnier J., Billen G., et al. Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: Effect of oxygenation level. *Water Research*, 2006, 40(15): 2972-2980
- [16] Colliver B. B., Stephenson T. Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. *Biotechnology Advances* 2000, 18(3): 219-232
- [17] 黎秋华, 李平, 朱萍萍, 等. SBR 工艺中 pH 值与 DO 对硝化过程中 N_2O 释放的影响. *水处理技术* 2008, 34(4): 52-55
Li Qiu-hua, Li Ping, Zhu Ping-ping, et al. The effect of pH and DO on N_2O emission during the nitrification process in a SBR. *Technology of Water Treatment* 2008, 34(4): 52-55 (in Chinese)
- [18] 张苗, 黄少斌, 肖先念. C/N 和 pH 值对高温好氧反硝化菌产 N_2O 的影响研究. *环境工程学报* 2012, 6(1): 275-279
Zhang Miao, Huang Shaobin, Xiao Xiannian. Effect of C/N ratio and pH on nitrous oxide production of thermophilic aerobic denitrifier. *Chinese Journal of Environmental Engi-*

- neering **2012** 6(1):275-279(in Chinese)
- [19] Kesik M. ,Blagodatsky S. ,Papen H. ,et al. Effect of pH , temperature and substrate on N₂O ,NO and CO₂ production by *Alcaligenes faecalis* p. Journal of Applied Microbiology , **2006** ,101(3) :655-667
- [20] Law Y. ,Lant P. ,Yuan Zhiguo. The effect of pH on N₂O production under aerobic conditions in a partial nitrification system. Water Research **2011** 45(18) :5934-5944
- [21] 李鹏章 ,王淑莹 ,彭永臻 ,等. COD/N 与 pH 值对短程硝化反硝化过程中 N₂O 产生的影响. 中国环境科学 , **2014** 34(8) :2003-2009
Li Pengzhang ,Wang Shuying ,Peng Yongzhen ,et al. Effect of COD/N ratios and pH on N₂O production during nitrite denitrification process. China Environmental Science , **2014** 34(8) :2003-2009(in Chinese)
- [22] Zhou Yan ,Pijuan M. ,Zeng R. J. ,et al. Free nitrous acid inhibition on nitrous oxide reduction by a denitrifying-enhanced biological phosphorus removal sludge. Environmental Science & Technology **2008** 42(22) :8260-8265
- [23] Lemaire R. ,Meyer R. ,Taske A. ,et al. Identifying causes for N₂O accumulation in a lab-scale sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification ,denitrification and phosphorus removal. Journal of Biotechnology **2006** , 122(1) :62-72
- [24] Burgess J. E. ,Colliver B. B. ,Stuetz R. M. ,et al. Dinitrogen oxide production by a mixed culture of nitrifying bacteria during ammonia shock loading and aeration failure. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology , **2002** 29(6) :309-313
- [25] Kampschreur M. J. ,Tan N. ,Kleerebezem R. ,et al. Effect of dynamic process conditions on nitrogen oxides emission from a nitrifying culture. Environmental Science & Technology **2008** 42(2) :429-435
- [26] Tsuneda S. ,Mikami M. ,Kimochi Y. ,et al. Effect of salinity on nitrous oxide emission in the biological nitrogen removal process for industrial wastewater. Journal of Hazardous Materials **2005** ,119(1-3) :93-98
- [27] Park K. Y. ,Inamori Y. ,Mizuochi M. ,et al. Emission and control of nitrous oxide from a biological wastewater treatment system with intermittent aeration. Journal of Bioscience and Bioengineering **2000** 90(3) :247-252
- [28] 王亚宜 ,周东 ,赵伟 ,等. 污水生物处理实际工艺中氧化亚氮的释放: 现状与挑战. 环境科学学报 **2014** 34(5) : 1079-1088
Wang Yayi ,Zhou Dong ,Zhao Wei ,et al. Nitrous oxide emissions from biological wastewater treatment plants: Current status and challenges. Acta Scientiae Circumstantiae , **2014** 34(5) :1079-1088(in Chinese)
- [29] Qin Lei ,Liu Yu ,Tay J. H. Denitrification on poly-β-hydroxybutyrate in microbial granular sludge sequencing batch reactor. Water Research **2005** 39(8) :1503-1510
- [30] Meyer R. L. ,Zeng R. ,Giugliano V. ,et al. Challenges for simultaneous nitrification ,denitrification ,and phosphorus removal in microbial aggregates: Mass transfer limitation and nitrous oxide production. FEMS Microbiology Ecology , **2005** 52(3) :329-338