

COD/N 与 pH 值对短程硝化反硝化过程中 N_2O 产生的影响

李鹏章,王淑莹*,彭永臻,刘 越 (北京工业大学环境与能源学院,北京 100022)

摘要: 利用 SBR 反应器,通过投加乙醇控制 COD/N 为 0、1.5、3、4.5,调节 pH 值分别在 6、7、8,反硝化初始投加 NO_2^- -N 为 30mg/L,考察了缺氧条件下 COD/N 与 pH 值对短程硝化反硝化过程中 N_2O 产量的影响.结果表明:低 COD/N 可以造成 N_2O 持续较高的逸出, N_2O 最大产生量为 2.35mg/L;低 pH 值条件下增加了 N_2O 的积累,pH 值在 6 时的 N_2O 积累量是 pH 在 7、8 时的 800 倍;高 COD/N 和高 pH 值下的 N_2O 产生速率最小,而当 pH=6, COD/N=0 时, N_2O 产生速率最大,为 $2.35 \times 10^{-3} \text{mgN}/(\text{mgMLSS} \cdot \text{L} \cdot \text{h})$.其原因是: N_2O 还原酶争夺电子的能力较弱,充足的电子供体有利于 N_2O 的还原;低 pH 值可影响微生物的代谢,且在 H^+ 存在时产生的游离亚硝酸(HNO_2)对 N_2O 还原酶具有抑制作用.充足的碳源和碱性条件,是降低短程硝化反硝化过程中 N_2O 产量的关键因素.

关键词: 碳氮比; pH 值; 短程硝化反硝化; N_2O

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2014)08-2003-07

Effect of COD/N ratios and pH on N_2O production during nitrite denitrification process. LI Peng-zhang, WANG Shu-ying*, PENG Yong-zhen, LIU Yue (College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China). *China Environmental Science*, 2014,34(8): 2003~2009

Abstract: The effect of COD/N ratios and pH on N_2O production was studied in sequencing batch reactors (SBR). The initial NO_2^- -N concentration of 30mg N/L was obtained by adding NaNO_2 , the COD/N ratios of 0, 1.5, 3 and 4.5 were reached by adding ethanol, and the pH were controlled at 6, 7, and 8. The experimental results showed that low COD/N produced more N_2O with the maximum N_2O generating capacity of 2.35mg/L, and low pH conditions increased the accumulation of N_2O . The production rate of N_2O reached $2.35 \times 10^{-3} \text{mgN}/(\text{mgMLSS} \cdot \text{L} \cdot \text{h})$ at low COD/N and low pH. There were two reasons. The ability of N_2O reductase for competing electrons was weak, and sufficient electron donors were favorable for the reduction of N_2O . Low pH affected microbial metabolism, and the N_2O reductase were inhibited by HNO_2 (produced by H^+ and NO_2^-). The study showed that sufficient carbon sources and alkaline conditions were the key factors to reduce the accumulation of N_2O in nitrite denitrification processes.

Key words: COD/N ratios; pH; nitrite denitrification; N_2O

N_2O 是一种强力温室气体,其温室效应大约是 CO_2 的 300 倍,在大气层中存留时间为 114a。 N_2O 的释放量每年正以 0.3% 的趋势增长,对全球温室效应的贡献已经增至 5%~6%^[1]。污水生物脱氮过程是 N_2O 的潜在人为源之一^[2-5]。随着水体富营养化的日益严重,污水厂需要达到脱氮要求,将增加 N_2O 的释放量,因此,污水脱氮处理过程中,也要控制 N_2O 的释放。

在污水生物脱氮技术中,反硝化过程是氮循环中的关键步骤.完整的反硝化过程是在异养型微生物的作用下,在缺氧条件下,把 NO_3^- 依次经过 NO_2^- , NO , N_2O 还原为 N_2 的过程.在此过程中, NO_3^- 还原酶(Nar)、 NO_2^- 还原酶(Nir)、 NO 还

原酶(Nor)、 N_2O 还原酶(Nos)参与其中^[6-8],每种酶的缺失均会影响相应基质的还原,即导致这种基质在污水中的积累.短程硝化反硝化是污水生物脱氮的新技术,其脱氮原理是将污水中 NH_4^+ 经 AOB 的作用氧化为 NO_2^- ,不再继续将 NO_2^- 氧化为 NO_3^- ,然后以 NO_2^- 作为电子受体进行反硝化.与传统全程硝化反硝化相比,短程硝化反硝化具有以下优点^[9]:硝化过程节约 25% 的 O_2 消耗;反硝化过程节约 40% 的外加碳源(以甲醇计).但是,已

收稿日期: 2013-11-18

基金项目: 国家“863”项目(2011AA060903-02);国家自然科学基金项目(51008005)

* 责任作者, 教授, wsy@bjut.edu.cn

有研究认为,不同电子受体(NO_3^- 、 NO_2^-)作为反硝化基质,其在反硝化过程中 N_2O 产生量不同:Zhao 等^[10]考察了不同盐度冲击下 NO_3^- 、 NO_2^- 分别作为电子受体时 N_2O 的产生量,发现在碳源受限时, NO_2^- 作为电子受体 N_2O 的产生率更高;王莎莎等^[11]比较了 NO_3^- 、 NO_2^- 作为电子受体时 N_2O 产量,发现亚硝态氮反硝化时产生 N_2O 的量是硝态氮反硝化时的 9.12 倍.因此,对以 NO_2^- 为电子受体的短程硝化反硝化过程中 N_2O 控逸具有重要意义.

作为电子供体,碳源是影响反硝化过程中 N_2O 产量的关键因素,而在污水厂实际运行中,普遍存在反硝化碳源不足的情形.pH 值是污水厂实际运行中的实时控制因素,pH 值不仅能改变微生物代谢途径,还会对反硝化过程中某些物质(HNO_2 等)的存在及浓度产生影响.作为反硝化过程中两个可调因素,考察 COD/N、pH 值对反硝化 N_2O 产量共同影响具有实际意义.本实验采用 SBR 反应器,以实际生活污水为对象,首次研究了不同 COD/N 与 pH 值对短程反硝化过程中 N_2O 产生量的协同影响,为短程硝化反硝化运行中 N_2O 的减量,提供了理论依据.

1 材料与方法

1.1 实验用污泥、水质、控制参数

实验污泥取自 12L 的 SBR 反应器.此 SBR 反应器进水为北京某高校家属区生活污水,采用传统进水-好氧-缺氧-静沉-排水的运行方式,经过 3 个月 270 周期的连续培养, NO_2^- 积累率达 97%,成功实现了稳定短程硝化.出水 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 均在 1mg/L 以下.污泥取出后先曝气 12h,然后用去离子水反复清洗,沉淀浓缩后待用.

实验用水为该反应器反硝化结束出水,出水 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 均在 1mg/L 以下.出水取出后,充分曝气 12h,此时 COD 约为 30mg/L ,均为难降解有机物.

批次实验反应初始投加 NO_2^--N 为 30mg/L ,根据此 NO_2^--N 投加量按 COD/N 0、1.5、3、4.5 算得乙醇投加量.pH 值控制在 6、7、8,为典型的污水

处理过程中 pH 值的变化范围^[12],采用 0.1mol/L 的盐酸溶液和 0.1mol/L 的氢氧化钠调节.实验分 3 个批次,1 个批次分别采用 1 个 pH 值梯度,4 个 COD/N 梯度.实验温度为即时室温: 25°C .

1.2 实验装置及运行

实验用批次反应器如图 1 所示.此反应器有效容积 3L,反应开始先加 0.6L 浓缩后的污泥,然后加入 2.4L 的经处理过的出水,此时将泥水混合液(污泥浓度为 2000mg/L)调到批次实验所需 pH 值,再依次加入 30mg/L 的 NO_2^--N 、无水乙醇,实验开始运行,运行时间为 4h.整个反应过程为缺氧运行,DO 含量均在 0.05mg/L 以下.

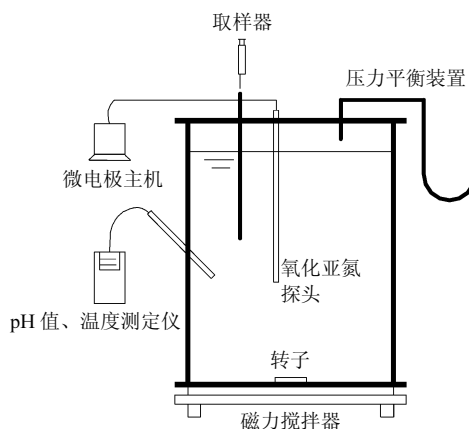


图 1 批次实验 SBR 装置

Fig.1 Schematic diagram of batch-mode SBR systems

1.3 测试方法

试验中 COD、 NO_2^--N 的测定均采用标准方法^[13].pH 值、DO 分别使用 Multi340i 型便携式多功能 pH 值、DO 测定仪测定. N_2O 使用 UNISENSE(Picoammeter PA2000, 检测下限 $0.01\mu\text{mol/L}$)测定仪在线测定.

2 结果

2.1 相同 pH 值下 COD/N 对 NO_2^--N 和 N_2O 的影响

图 2 为相同 pH 值下不同 COD/N 对 NO_2^--N 降解的影响.当 COD 与 NO_2^--N 之比为 0(反硝化过程无外加碳源加入)时,微生物利用自身物质提供电子进行内源反硝化, NO_2^--N 降解变化缓

慢,整个反硝化过程需要 240min 才能完成.当加入乙醇作为碳源时, NO_2^- -N 降解速度加快,在 120min 之内便可完成.当 COD/N 为 4.5 时,微生物在 60min 之内便可完成反硝化过程.说明在反硝化过程中, NO_2^- -N 的降解速度随 COD/N 的增大而增大.

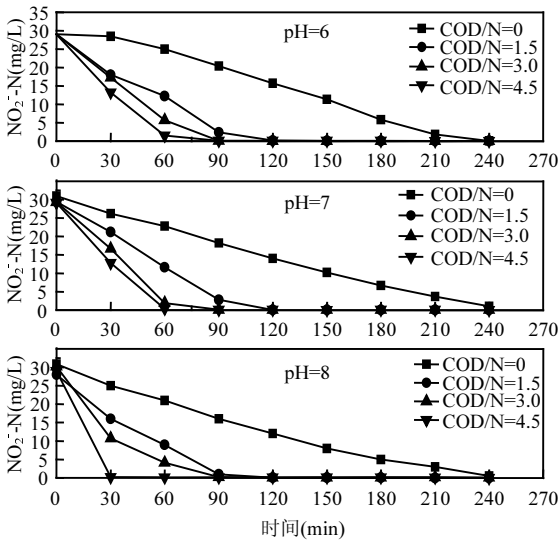


图2 相同 pH 值不同 COD/N 下 NO_2^- -N 的变化

Fig.2 Variations of NO_2^- -N at different COD/N ratios with pH kept consistent

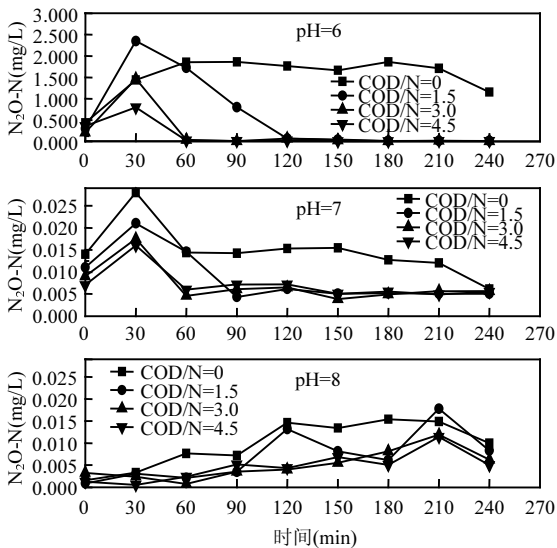


图3 相同 pH 值不同 COD/N 下 N_2O 的变化

Fig.3 Variations of N_2O at different COD/N ratios with pH kept consistent

图3为相同 pH 值不同 COD/N 下的 N_2O 产生量变化图.由此图可知,当外加碳源为 0(无外加电子供体)时,微生物靠自身内源物质进行反硝化, N_2O 产生量较有外加碳源时多.有外加碳源时, N_2O 产量很快达到峰值,然后再依次降低,COD/N 为 0 时 N_2O 产量先缓慢增加,再缓慢下降.在 COD/N 设定范围内, N_2O 的产生量随着 COD/N 的增加而减少,当 COD/N 分别为 3 和 4.5 时, N_2O 有较为相近的变化趋势,这是因为 COD/N 已经接近和达到使 NO_2^- -N 完全还原的理论值.

2.2 相同 COD/N 下 pH 值对 NO_2^- -N 和 N_2O 的影响

图4为相同 COD/N 不同 pH 值下 NO_2^- -N 的变化趋势图.如图所示,在 pH=8 时 NO_2^- -N 的降解速率明显大于 pH=6、7 时 NO_2^- -N 的降解速率.当 pH=7 时, NO_2^- -N 的降解速率大于或者与 pH=6 的降解速率相近.这表明,在反硝化过程中 NO_2^- -N 的变化同样受 pH 值的影响,pH=6、7 时,降解速率相近,但当 pH=8 时, NO_2^- -N 有着相对较快的降解速率.

图5为相同 COD/N 不同 pH 值下的 N_2O 产生变化图.其中,当 pH=6 时,在短程反硝化过程中 N_2O 产生量较大, N_2O 产生最大值在 2.4mg/L.与 pH 值较低时相比,pH 值为 7 和 8 时的 N_2O 产生量相近且较少,均在 0.03mg/L 以下.这表明,污水中较低的 pH 值不利于 N_2O 的继续还原,当污水为中性或碱性时, N_2O 可以较快的还原为 N_2 ,不利于自身的积累.

2.3 COD/N 和 pH 值的共同作用对 NO_2^- -N 降解速率和 N_2O 生成速率的影响

图6为不同 COD/N 和 pH 值下的 NO_2^- -N 降解速率变化图.其中 NO_2^- -N 的降解速率由图2中 COD/N 与 pH 值对应的 NO_2^- -N 变化曲线斜率算得.由图6可见,当 pH 值为 6、COD/N=0 时, NO_2^- -N 的降解速率最低,为 0.002878mg/(mgMLSS·h),但是当 pH=8 且 COD/N=4.5 时, NO_2^- -N 还原速率迅速增至 0.02875mg/(mgMLSS·h),是 pH=6、COD/N=0 时的 10 倍. NO_2^- -N 的降解速率随着 pH 值的升高、碳氮比的增加而增大.

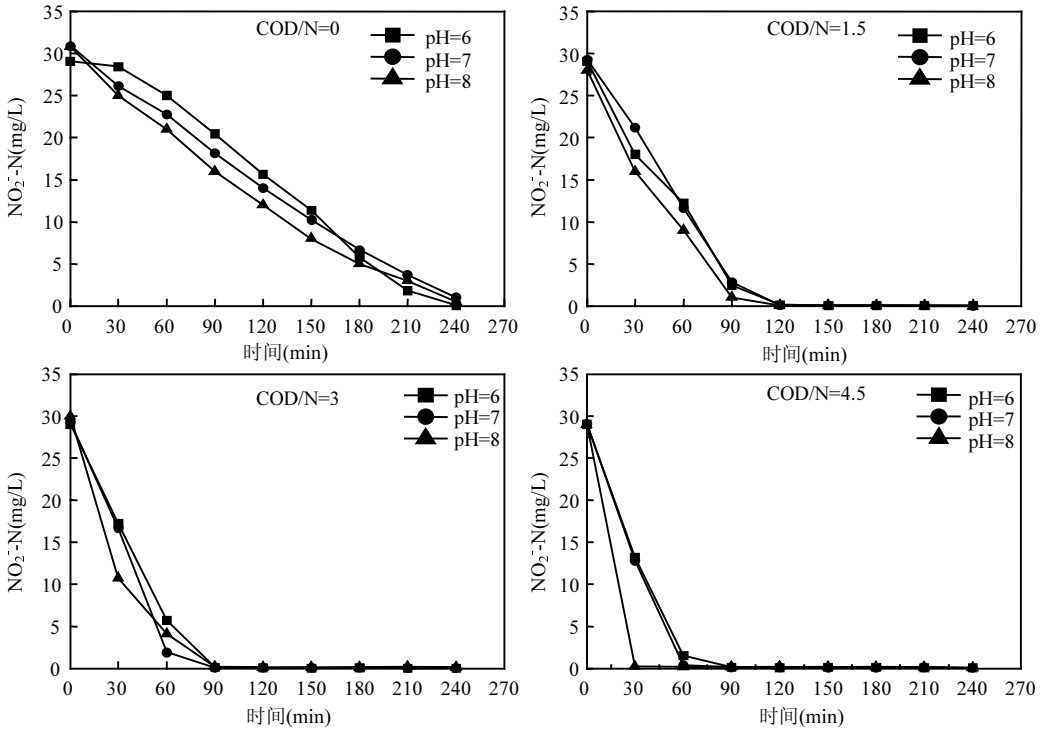


图4 相同 COD/N 不同 pH 值下 $\text{NO}_2^- \text{N}$ 的变化

Fig.4 Variations of $\text{NO}_2^- \text{N}$ at pH with COD/N ratio kept consistent

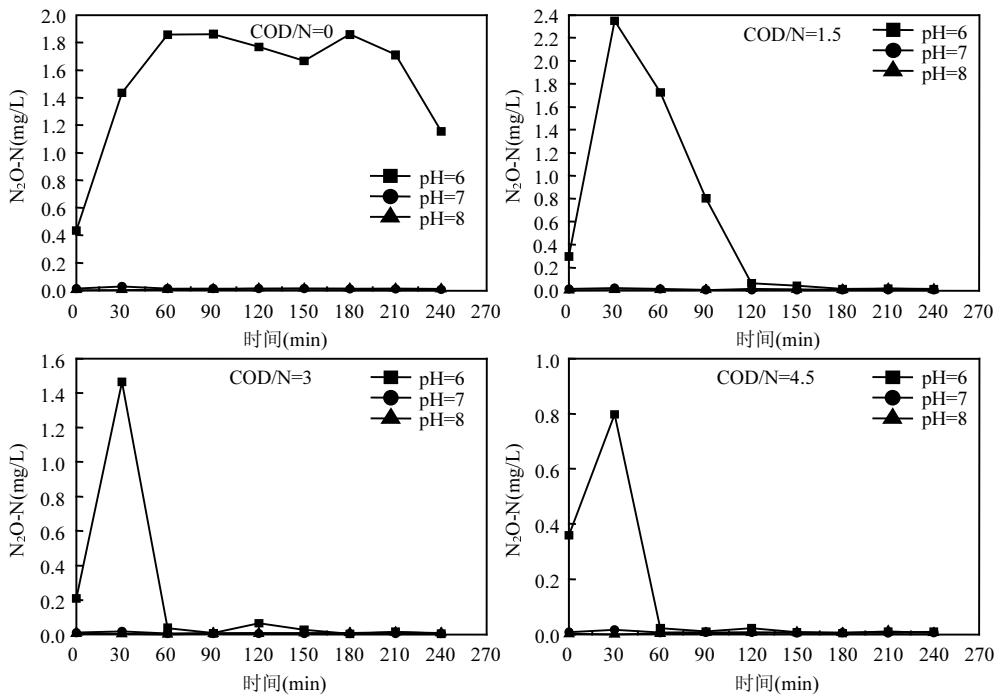


图5 相同 COD/N 不同 pH 值下 N_2O 的变化

Fig.5 Variations of N_2O at different pH with COD/N kept consistent

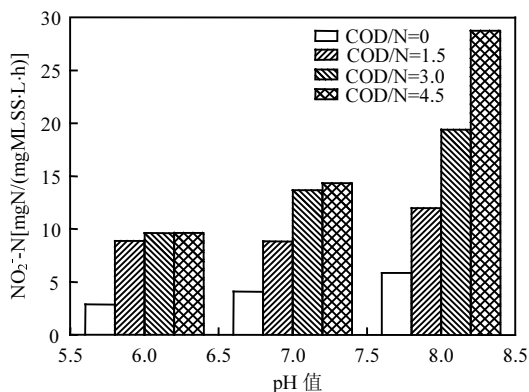


图 6 不同 COD/N 和 pH 值下的 NO_2^- -N 降解速率变化
Fig.6 Variations of NO_2^- -N reduction rate at the different COD/N and pH

图 7 为不同 COD/N 和 pH 值下的 N_2O 产生速率变化图。 N_2O 变化速率由图 3 中的 COD/N 和 pH 值对应的 N_2O 变化曲线增长段的斜率算得。由此图可知,当 pH=7 和 8 时,COD/N 在 0、1.5、3、4.5 时均有较小的 N_2O 产生速率, N_2O 产生速率均在 $2.8 \times 10^{-5} \text{ mgN}/(\text{mgMLSS} \cdot \text{L} \cdot \text{h})$ 以下。但是,当 pH 值降至 6,无外加碳源时, N_2O 的产生速率陡增至 $2.35 \times 10^{-3} \text{ mgN}/(\text{mgMLSS} \cdot \text{L} \cdot \text{h})$ 。这说明,COD/N 的减少和 pH 值的降低均对 N_2O 产生速率产生影响,均会导致 N_2O 较快的产生,但是 N_2O 的产生速率随着 pH 值的降低变化更快,即在酸性条件下,不论碳源是否充足, N_2O 均有相对较大的产生速率。

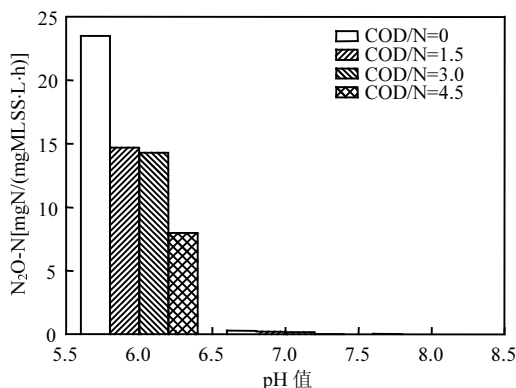


图 7 不同 COD/N 和 pH 值下的 N_2O 产生速率变化
Fig.7 Variations of N_2O production rate at the different COD/N and pH

3 讨论

Letey 等^[14]研究认为,在缺氧条件下,Nos 的合成滞后于 Nar,在反硝化过程的初期,由于污水中 Nos 的缺乏,反硝化过程中产生的 N_2O 不能及时被还原为 N_2 ,从而导致 N_2O 的积累。与此研究类似,在本实验中,无论碳源是否充足,在反硝化初始阶段,均有 N_2O 的积累,这表明,在以 NO_2^- 为电子受体的反硝化过程的初始阶段,Nos 的合成可能同样滞后于 Nir。此外,反硝化初始时刻较高的 NO_2^- 浓度可能对 Nos 具有毒性,使得产生的 N_2O 无法迅速被还原成 N_2 。

本研究表明,较高的 COD/N 有利于 N_2O 的还原,当碳源不足,微生物利用内碳源进行反硝化时,系统出现了持续的 N_2O 积累。Schalk-otte 等^[15]的研究也表明,在反硝化阶段,各种还原酶对电子的竞争能力不同,其中以 Nos 的电子竞争能力最弱,当 NO_2^- 存在且积累时,多种还原酶之间存在电子竞争,Nos 对电子的亲合力较弱,从而在系统内发生 N_2O 积累。本实验中,外加碳源为 0 时,在限制性电子供体的条件下,出现了较多的 N_2O 的持续累积,表明 Nos 电子竞争能力较弱。当有外加碳源时,系统内的 N_2O 产量随着外加碳源增加而下降(图 2)。与本研究结果类似,Meyer 等^[16]对同步脱氮除磷系统的研究表明,在较低的 COD/N 下有着较高的 N_2O 产量,当 COD/N 较低时,反硝化细菌利用 PHA 作为电子供体进行反硝化,即使有少量 NO_2^- ,也会导致 N_2O 的积累。Itokawa 等^[17]利用 SBR 考察了低 COD/N 下 N_2O 的产量,发现 COD/N 在 2.4 和 3.5 时,进水中 20%~30% 的氮被转化为 N_2O ,当 COD/N 较高时,只有 1% 的氮转化为 N_2O 。Pan 等^[18]则认为,无论碳源是否充足均会发生电子竞争,电子在 4 种氮素还原酶的分布主要受碳源负荷的影响,较低的碳源负荷会降低电子在 Nos 上的分布,当流向 Nir 的电子比流向 Nos 多时就会造成 N_2O 的累积。

pH 值是反硝化过程中一个重要的影响因素。本实验中,在碳源一定的情况下,当 pH 值在 7、8 时有少量的 N_2O 积累,而当 pH 值为 6 时, N_2O 出现大量积累,积累量是 pH 值在 7、8 时的 800 倍(图

5).Marina 等^[19]研究发现,当 $\text{pH}<6.8$ 时,反硝化过程中产生 N_2O , $\text{pH}=5、6$ 时, N_2O 产量最多.Hanaki 等^[20]的研究也表明, pH 值由 8.5 降至 6.5 时,系统反硝化过程 N_2O 产量增加,其原因可能是低 pH 值有利于以 N_2O 为终产物的菌种生长,也可能是低 pH 值改变了反硝化的代谢途径,导致 N_2O 积累.Zhou 等^[21]则认为在低 pH 值、 NO_2^- 积累时形成的 HNO_2 会对 Nos 产生抑制作用是造成 N_2O 积累的原因,并揭示了 HNO_2 对 N_2O 还原的抑制浓度为 $0.0007\sim 0.001\text{mg/L}$.本实验中,当 $\text{pH}=6$ 时, $\text{HNO}_2(25^\circ\text{C})$ 浓度最高为 0.067mg/L ,已有足够浓度对 Nos 发生抑制.图 7 所示,当 $\text{pH}<7$ 时, N_2O 的产生速率随 pH 值的变化比随 COD/N 的变化更大,即在酸性条件下,不论碳源是否充足, N_2O 均有相对较大的产生速率,而在 $\text{pH}=6$ 时, NO_2^- -N 降解速率的下降幅度并不大(图 6).这表明,Nos 还原酶在酸性条件下的活性比 Nir 更低,Pan 等^[22]的研究也有类似结果.

由图 6 可知,在 COD/N 和 pH 值的设定范围内,增加 COD/N 而不提高 pH 值或者提高 pH 值而不增加 COD/N 均能提高 NO_2^- -N 的还原速率,但同时增加 COD/N 和提高 pH 值时,将能更加显著地提高 NO_2^- -N 的还原速率.图 7 表明,分别增加 COD/N 和提高 pH 值均能降低 N_2O 的产生速率,但是同时提高 COD/N 与 pH 值更能有效减小 N_2O 的产生速率,这是因为增加 COD/N 会使 Nos 得到更多的电子用于 N_2O 的还原,而提高 pH 值则能减少 HNO_2 对 Nos 抑制作用.

Sommer 等^[23]指出,冬季时,污水处理厂中反硝化段溶解在污水中 N_2O 浓度较高,这些 N_2O 会在曝气段被吹脱出去.污水生物脱氮反硝化过程是 pH 不断升高的过程(长期监测数据约在 6.3~8.5 之间),如果把反硝化过程始终控制在碱性条件,并提供适宜的碳源,将会极大的减少 N_2O 的排放量.

4 结论

4.1 碳源是影响短程脱氮反硝化过程 N_2O 产生的重要因素. N_2O 的释放随着 COD/N 的增加而降低.Nos 在碳源匮乏时对电子的竞争处于不利地

位是反硝化过程中 N_2O 积累的主要原因.

4.2 pH 值也是 N_2O 产生的影响因素, $\text{pH}<7$ 时, N_2O 产生量较大且产生速率变化较快, pH 值在 7、8 时, N_2O 积累量较小.在低 pH 值下, Nos 较 Nir 有着较小的活性.

4.3 在酸性条件下,不论是碳源缺少还是相对充足, N_2O 均有较高的产生速率.提供充足的碳源和碱性条件,是减少短程脱氮反硝化过程中 N_2O 排放的有效途径.

参考文献:

- [1] IPCC. Climate change 2007: The physical science basis (Summary for policymakers) [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007:45-47.
- [2] USEPA. Inventory of U.S. Greenhouse gas emissions and sinks: 1990-2010 [R]. U.S., Environmental Protection Agency, Washington DC, U.S.A., 2012.
- [3] Wunderlin P, Mohn J, Joss A, et al. Mechanisms of N_2O production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions [J]. Water Research, 2012,46(4): 1027-1037.
- [4] 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 [J]. Environmental Science Technology, 2010,44:4505-4511.
- [5] Kampschreur M J, Vander Star W R L, Wielders H A, et al. Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment [J]. Water Research, 2008,42: 812-826.
- [6] Gong Y K, Peng Y Z, Yang Q, et al. Formation of nitrous oxide in a gradient of oxygenation and nitrogen loading rate during denitrification of nitrite and nitrate [J]. Journal of Hazardous Materials, 2012,227:453-460.
- [7] Zhu X Y, Chen Y G, et al. Minimizing nitrous oxide in biological nutrient removal from municipal wastewater by controlling copper ion concentrations [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2013,97(3):1325-1334.
- [8] Chen Y G, Wang D B, et al. Long-Term Effects of Copper Nanoparticles on Wastewater Biological Nutrient Removal and N_2O Generation in the Activated Sludge Process [J]. Environmental Science Technology, 2012,46(22):12452-12458.
- [9] Peng Y Z, Zhu G B. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway [J]. Applied Microbiology Biotechnology, 2006(1):15-26.
- [10] Wei Z, Ya Y W, Shan H L, et al. Denitrification activities and

- N_2O production under salt stress with varying COD/N ratios and terminal electron acceptors [J]. Chemical Engineering Journal, 2013,215–216:252–260.
- [11] 王莎莎,彭永臻,巩有奎.不同电子受体条件下生物反硝化过程中氧化亚氮产量 [J]. 水处理技术, 2011(8):58–60.
- [12] Metcalf & Eddy, Tchobanoglous G, Burton F L, et al. Wastewater engineering: Treatment and reuse [M]. fourth Ed. McGraw Hill Education. ISBN: 0070418780, 2003.
- [13] APHA(American Public Health Association). Standard methods for the examination of water and wastewater [M]. Baltimore: Port City Press, 1998.
- [14] Letey J, Valoras N, Focht D, et al. Nitrous oxide production and reduction during denitrification as affected by redox potential [J]. Soil Sci Soc Am J, 1981,45:727–730.
- [15] Schalk-Otte S, Seviour R J, Kuenen J G, et al. Nitrous oxide (N_2O) production by *Alcaligenes faecalis* during feast and famine [J]. Water Research, 2000,34(7):2080–2088.
- [16] Rikke L M, Raymond J Z, Valerio Giugliano, et al. Challenges for simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in microbial aggregates: mass transfer limitation and nitrous oxide production [J]. FEMS Microbiology Ecology, 2005, 52(3):329–338.
- [17] Itokawa H, Hanaki K, Matsuo T. Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low COD/N ratio condition [J]. Water Research, 2001,35(3):657–664.
- [18] Pan Y T, Ni B J, 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.
- [19] Marina T, Fred S. Variation of nitrous oxide formation in the denitrification basin in a wastewater treatment plant with nitrogen removal [J]. Water Research, 1996,30(6):1543–1547.
- [20] Hanaki K, Hong Z, Matsuo T. Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater. Water Science And Technology, 1992,26(5/6):1027–1036.
- [21] Zhou Y, Pi J M, Raymond J, et al. Free nitrous acid inhibition on nitrous oxide Reduction by a denitrifying-enhanced biological phosphorus removal sludge [J]. Environmental Science Technology, 2008,42(22):8260–8265.
- [22] Pan Y T, Ye L, Ni B J, et al. Effect of pH on N_2O reduction and accumulation during denitrification by methanol utilizing denitrifiers [J]. Water Research, 2012,46(15):4832–4840.
- [23] Sommer J, Ciplak A, Sümer E, et al. Quantification of emitted and retained N_2O in a municipal wastewater treatment plant with activated sludge and nitrification-denitrification units [J]. Agrobiological Research, 1998,51(1):59–73.

作者简介: 李鹏章(1985–),男,江苏徐州人,博士研究生,主要从事生活污水生物脱氮过程中 N_2O 产生机理的研究。

《中国环境科学》获评“百种中国杰出学术期刊”

《中国环境科学》2012 年被中国科学技术信息研究所评为“2011 年度百种中国杰出学术期刊”。 “百种中国杰出学术期刊”是根据中国科技学术期刊综合评价指标体系进行评定的,包含总被引频次、影响因子、基金论文比、他引总引比等多个文献计量学指标。

《中国环境科学》编辑部