

尚会来, 彭永臻, 张静蓉, 等. 2009 SRT 对于污水脱氮过程中 N_2O 产生的影响 [J]. 环境科学学报, 29(4): 754-758

Shang H L, Peng Y Z, Zhang J R, et al. 2009. Effects of SRT on N_2O production during nitrification and denitrification [J]. Acta Scientiae Circumstantiae 29(4): 754-758

SRT 对于污水脱氮过程中 N_2O 产生的影响

尚会来, 彭永臻*, 张静蓉, 王淑莹

北京工业大学北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100022

收稿日期: 2008-06-10 录用日期: 2009-02-20

摘要: 试验采用经过长期驯化, 控制污泥龄分别为 9d 和 15d 的活性污泥, 以实际生活污水为研究对象, 考察了不同污泥龄 (SRT) 对污水脱氮过程中 N_2O 的产生量和转化率的影响。结果表明 N_2O 主要产生于污水脱氮的硝化过程中, 而反硝化过程的贡献较少。较短的污泥龄有利于脱氮过程中 N_2O 的产生, 9d 污泥龄的活性污泥系统产生 N_2O 量是 15d 污泥龄污泥系统的 1.2 倍, 分别为 4.62mg L^{-1} 和 3.8mg L^{-1} 。不同污泥龄条件下产生 N_2O 的转化率也有所差别, 污泥龄较短的活性污泥系统产生 N_2O 的转化率也较高, 分别为 11.2% 和 7.8%。系统经长期在较短的污泥龄下运行, 并没有影响系统的脱氮效果, 两种污泥龄条件下系统的脱氮率都在 96% 以上。为了减少污水脱氮过程中 N_2O 的产生量, 应避免污水处理系统过短的污泥龄, 造成污水脱氮过程 N_2O 的产量和转化率的大幅升高。

关键词: 污水脱氮; SRT; N_2O

文章编号: 0253-2468(2009)04-754-05 中图分类号: X703.1 文献标识码: A

Effects of SRT on N_2O production during nitrification and denitrification

SHANG Huilai, PENG Yongzhen*, ZHANG Jingrong, WANG Shuying

Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022

Received 10 June 2008

accepted 20 February 2009

Abstract We investigated the production and conversion rate of N_2O during nitrification and denitrification under different sludge retention times (SRT): 9 d and 15 d. The results showed that nitrification was the main source of N_2O . The N_2O production with SRT 9 d was 1.2 times higher than that with SRT 15 d. The production and conversion rate of N_2O during nitrification and denitrification under different SRT conditions were also investigated. The results turned out that the N_2O production was 4.62mg L^{-1} with SRT 9 d and 3.8mg L^{-1} with SRT 15 d. The conversion rate was 11.2% with SRT 9 d and 7.8% with SRT 15 d. The long time domesticated short SRT system can perform a good nitrogen removal rate, under the two SRT conditions, the nitrogen removal rates were all above 96%. Consequently, in order to reduce N_2O production, it is necessary to keep a long SRT to avoid increasing the N_2O production and conversion rate.

Keywords nitrogen removal; SRT; N_2O

1 引言 (Introduction)

N_2O 是一种重要温室气体, 可以在污水脱氮过程中释放到大气中去 (ICCP, 1996)。它的温室效应为二氧化碳的 320 倍, 在大气中性质十分稳定, 寿命长达 120 年, 它可以与同温层的氧原子反应, 生成 NO , 这导致了同温层中臭氧的破坏。污水脱氮过程

是 N_2O 的一个重要产生源 (Peter *et al.*, 1995), 目前文献报道硝化及反硝化过程均可能产生 N_2O (Hanaki *et al.*, 1992; Zheng *et al.*, 1994)。污水脱氮过程中 N_2O 的产生也越来越受到人们的关注。但目前针对污水脱氮过程中 N_2O 产生的机理尚不清晰, 研究大都集中在不同脱氮途径和控制参数对 N_2O 产生量的宏观影响上, 并且大多数研究集中在溶解

基金项目: “十一五”国家科技支撑计划重点项目 (No. 2006BAC19B03, 2007-1-2010-12); 北京工业大学研究生科技基金资助课题 (No. ykj-2007-1063); 北京市高校人才强教深化计划高层次人才资助项目 (No. HR20090502)

Supported by the National Key Technologies R&D Program of China during the “Eleventh Five-year” Plan Period (No. 2006BAC19B03), the Beijing University of Technology Postgraduate Fund (No. ykj-2007-1063) and the Funding Project for Academic Human Resources Development in Institutions of Higher Learning under the Jurisdiction of Beijing Municipality (No. HR20090502)

作者简介: 尚会来 (1982-), 男, E-mail: shanghuilai007@yahoo.com.cn * 通讯作者 (责任作者)

Biography: SHANG Huikai (1982-), male, E-mail: shanghuikai007@yahoo.com.cn * Corresponding author

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. <http://www.cnki.net>

氧(DO)和C/N比等参数上,对于SRT研究的报道并不多见,由于活性污泥系统SRT的不同直接决定了系统不同菌种的存在与否,如果污泥龄过短硝化菌就很难存在,导致系统脱氮效果恶化.国外已有研究报道有些菌种的代谢终产物就是N₂O,而非N₂,所以活性污泥系统SRT要控制得当,他直接影响到脱氮的效果和N₂O的产生.因此,本试验主要考察不同SRT条件对于污水脱氮过程中N₂O的产生影响,以期为污水脱氮过程中N₂O的减量及确定最佳工艺控制参数提供依据.

试验首先利用每周固定排泥的方法,经过了近4个月的驯化,维持两个SBR反应器(A和B)中的污泥龄分别为9d和15d.其次考察在其他工艺参数相同的条件下,9d和15d污泥龄污水处理系统N₂O的产生量和转化率,最后,明确污泥龄的长短对污水脱氮过程中N₂O产生的影响.

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 试验用水水质及种泥

试验用水取自北京某大学家属区生活污水,水质情况参见表1.接种污泥为北京某污水处理厂回流污泥,试验初期以生活污水连续培养近4个月.控制污泥龄分别为9d和15d.系统脱氮效果均能达到96%以上.

表1 试验用水水质

Table 1 Influent water characteristics

COD / NH ₄ ⁺ -N	COD / (mg L ⁻¹)	TOC / (mg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N / (mg L ⁻¹)	TN / (mg L ⁻¹)
2.9	169.94	53.92	58.65	71.22

2.2 试验装置与运行

试验装置参照文献(尚会来等,2009).试验所用反应器为圆柱形,总有效容积为14L.反应器以黏砂块作为微孔曝气头,采用鼓风曝气,转子流量计调节曝气量,维持曝气量恒定在80L·h⁻¹.试验采用两个SBR反应器(A和B)进行对比试验.SBR采用传统时间控制模式,运行方式:好氧时间固定为300min,缺氧时间固定为120min,沉淀120min,排水20min.SBR每个运行周期包括进水、曝气、搅拌、沉淀、排水和闲置6个阶段.在每个周期曝气结束后,搅拌前排除剩余污泥,控制反应器A的SRT为9d,B为15d.

两个反应器都整体密闭,好氧阶段的残余气体及缺氧阶段产生的气体经干燥去除水分后,间隔1h

或0.5h收集于气体采样袋中,用湿式气体流量计和气相色谱仪分别测定所收集气体的体积和N₂O浓度.同时在密闭条件下,取污泥混合液测定溶解性N₂O.

2.3 分析方法

2.3.1 DO、pH值和ORP测定 分别使用Multi340i型(WTW公司)便携式多功能DO、pH值和ORP测定仪测定.试验中COD、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N和MLSS的分析方法均采用国家环境保护总局发布的标准方法(国家环境保护总局,2002).TOC及TN使用multiN/C3000型(Aanalytik Jena AG公司)TOC/TN分析仪测定.

2.3.2 N₂O测定方法 气态N₂O测定,采用6890N型(Agilent公司)气相色谱仪,HP-Pbt/分子筛(30m×0.53mm×25μm)毛细管色谱柱测定N₂O.色谱条件:进样口温度110℃;炉温180℃;ECD检测器300℃.溶解性N₂O测定,溶解于活性污泥混合液中的N₂O采用顶空法测定.在密闭条件下,将活性污泥混合液经泥水分离后,加入0.5mL浓度为1000mg L⁻¹的HgCl₂溶液抑制残余微生物的活性;于水样上部加入N₂,振荡0.5h后,测定上部气体中的N₂O浓度.根据亨利定律计算溶解性N₂O浓度.本方法参考Kinouchi提出的顶空法并进行了适当改进(Kinouchi 1998).

2.3.3 SBR反应器污泥龄的计算方法 通常我们所说的污泥龄是指曝气池中工作的活性污泥总量与每日排放的剩余污泥的比值,单位是天(d),它表示新增长的污泥在曝气池中的平均停留时间.SRT也表示反应器内全部微生物更新一次所需的时间.世代时间长于污泥龄的微生物在曝气池内不可能繁衍成优势种属,因此SRT的概念对于活性污泥法具有重要的意义.它的定义为:

$$\theta_c = \frac{VX}{\Delta X} \quad (1)$$

式中, θ_c 为污泥龄(生物固体平均停留时间)(d); ΔX 为曝气池内每日增长的活性污泥量,即应排出系统外的活性污泥量(kg d⁻¹); X 为曝气池内活性污泥浓度(kg m⁻³); V 为曝气池有效体积(m³).

由于以上公式是在连续流的完全混合反应器条件下推导出来的,因此对于间歇式活性污泥法的SBR反应器中污泥龄的概念需要做适当的调整,按其定义SBR反应器中的污泥龄计算公式如下:

$$\theta_c = \frac{VX}{\Delta X} 24H \quad (2)$$

式中, H 为反应器一天中的曝气时间 (h).

3 结果 (Results)

试验采用长期驯化了的污泥, 污泥龄维持在 9d 和 15d 其处理系统出水稳定, 脱氮效率均能达到 96% 以上, 试验中对脱氮系统中的各项水质指标、 N_2O 的释放量及混合液中溶解性 N_2O 等进行了跟踪测定. 考察了不同 SRT 条件下 N_2O 的产生情况. 脱氮过程中 N_2O 的总产生量包括 2 部分, 一部分溢出处理系统, 释放于大气; 另一部分, 溶解于活性污泥混合液中, 即溶解性 N_2O . 诸多因素对实际污水处理过程中 N_2O 的产生有影响, 而活性污泥系统的 SRT 长短直接决定了系统中的菌群结构和组成, 所以 SRT 对 N_2O 的影响具有独特的研究意义.

3.1 A 反应器污水脱氮过程中 N_2O 的产生情况

A 反应器的污泥龄为 9d 其它控制参数条件与 B 相同, 由图 1 可见, 9d 污泥龄条件下系统的三氮变化规律. 该周期进水 NH_4^+-N 为 $52.22 mg \cdot L^{-1}$, $NO_2^- -N$ 、 $NO_3^- -N$ 基本没有, 曝气 300min 后, 硝化结束, 此刻系统的 $NO_3^- -N$ 达到最高值 $24.35 mg \cdot L^{-1}$, 排除剩余污泥后加入足量的乙醇作为反硝化的碳源进行反硝化, 反硝化时间为 120min 在反硝化进行 60min 后, 由图可见系统的 $NO_2^- -N$ 、 $NO_3^- -N$ 基本都没有了, 此过程可实现污水的脱氮率在 99% 左右, 一般不低于 96%. 脱氮过程中 N_2O 的产生主要发生在硝化部分, 反硝化部分相对产生量比较少. A 反应器中 N_2O 释放量和溶解在混合液中的量见图 2 溶解态的 N_2O 量先上升后下降, 释放的 N_2O 量随硝化不断进行, 逐渐升高, 反硝化过程变化不大. 在硝化过程中, 前 60min 随着硝化的进行, 溶解态的

N_2O 的量有所增加, 而释放的 N_2O 量并没有什么变化, 这主要是在反应开始的前 30min 内, 系统首先进行有机物的降解反应, 30min 后开始硝化反应, 由于刚开始硝化反应速率较慢, 被氧化的 NH_4^+-N 量也很有限, 所以在开始的前 60min 内, 系统 N_2O 的释放量与 30min 时差不多. 随着硝化反应的进行, 硝化反应速率的逐渐增加, 释放的 N_2O 量和溶解的 N_2O 量均有所升高, 溶解态的 N_2O 在第 240min 后达到了最高值, 随后开始降低.

由于硝化已接近尾声, 此时系统的供氧速率大于耗氧速率, 硝化反应结束体现在水中的溶解氧曲线上会出现一个突跃, 说明此刻系统不在需要消耗氧气, 而溶解在水中的 N_2O 也随着继续曝气被吹脱出混合液, 造成释放的 N_2O 量大幅升高, 所以由图 2 可见, 在硝化结束的 300min 释放的 N_2O 量达到了最高值 $4.62 mg \cdot L^{-1}$. 之后反硝化过程中, 释放的 N_2O 量有小幅升高, 但增幅不大, 溶解态的 N_2O 继续下降, 证实了污水脱氮过程中 N_2O 的产生主要发生在硝化阶段. 控制污泥龄在 9d 可以实现较好的脱氮效果. 此系统产生的 N_2O 量为 $4.62 mg \cdot L^{-1}$, N_2O 转化率 (产生的 N_2O 量占进水氮氮值的百分比) 为 11.2%.

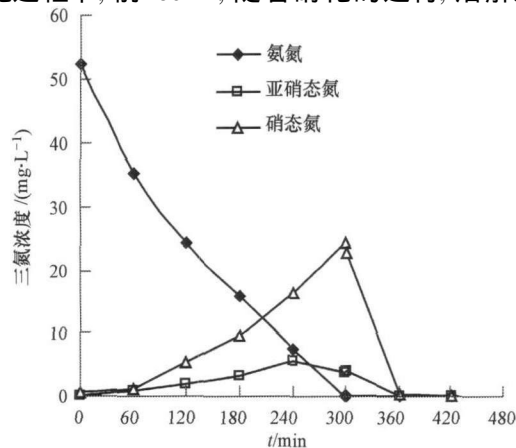


图 1 A 反应器一周期内的三氮变化规律

Fig. 1 Variations of nitrogen during one cycle in reactor A

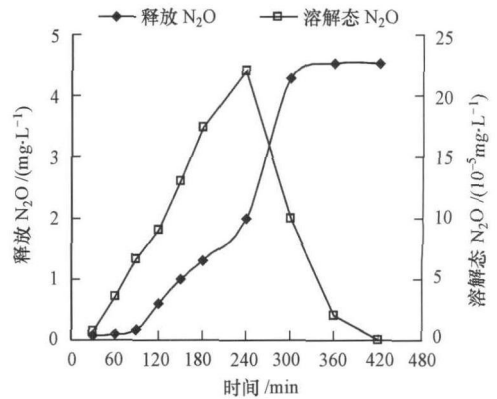


图 2 A 反应器一周期内 N_2O 的释放和溶解量变化规律

Fig. 2 The production of N_2O during one cycle in reactor A

3.2 B 反应器污水脱氮过程 N_2O 产生情况

试验利用长期驯化的活性污泥, 调节 B 反应器的污泥龄为 15d 考察污水脱氮过程中 N_2O 的产生情况.

图 3 为 B 反应器一个周期内 N_2O 的释放量和溶解态 N_2O 量的变化曲线, 从图中可以看到在硝化开始的前 60min 溶解态的 N_2O 量有所上升, 而释放的 N_2O 量有小幅上升变化不大, 随着时间的推移, 硝化进行过程中, 溶解态的 N_2O 量整体变化规律是

先曲折上升到最高点后由于曝气的吹脱作用逐渐下降, 释放的 N₂O量整体是随着硝化的进行不断上升, 与 A 反应器类似, 在硝化结束时基本达到最高点, 反硝化过程对于释放的 N₂O量贡献不大。

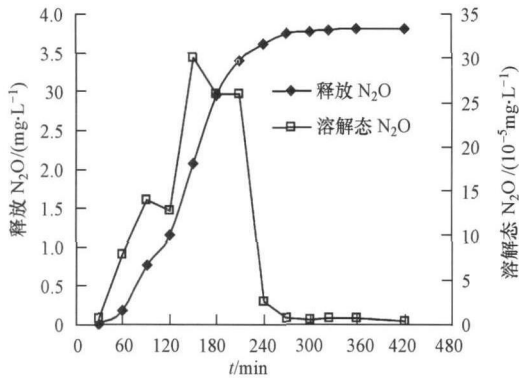


图3 B反应器一周期内 N₂O的释放和溶解量变化规律

Fig. 3 The production of N₂O during one cycle in reactor B

在硝化结束后释放的 N₂O量为 3.8 mg L⁻¹, 在硝化过程中溶解态的 N₂O最高量较 A 反应器要高, 但由于其绝对值较小, 并且在反应的最后基本被吹脱出了系统, 或者在反硝化过程被还原为了 N₂. 所以对系统整体 N₂O的产生量影响不大. B 反应器中产生的 N₂O的转化率为 7.8%. 这比 A 反应器要小, 说明了污水脱氮过程中较长的污泥龄有利于 N₂O产生量的减少。

4 讨论 (Discussion)

活性污泥中各种微生物的时代时间各不相同, 在污水处理工艺中, 通过控制不同的 SRT 可以优化选择出不同的微生物种群, 如短程硝化反硝化就是利用较短的 SRT 条件, 不断的淘洗掉系统中的亚硝酸盐氧化菌 (NOB), 使氨氧化菌 (AOB) 成为系统中的优势菌种, 从而实现亚硝酸盐的积累. 刘秀红指出从控制 N₂O 释放量的角度考虑应该控制系统的 SRT 大于 10d (刘秀红等, 2006), 本试验考察了 9d 和 15d 污泥龄条件下 N₂O 的产生情况, 如表 2 所示, 通过试验发现在较短的 SRT 条件下污水脱氮过程中产生的 N₂O 量比较多. 这也与 Hanaki 和 Zheng 的研究结果一致, 分析原因可能是由于过短的 SRT 影响了系统中的硝化菌的正常代谢, 甚至生存条件, 严重影响了系统的硝化效果, 导致系统硝化不彻底, 从而引起 N₂O 产生量的大幅升高, 但本试验虽然控制污泥龄较短, 短系统硝化效果良好. 另外一种可能的原因就是由于较短的 SRT 淘汰掉了系

统中的部分异氧硝化菌和好氧反硝化菌, 有报道称 SND 过程中产生的 N₂O 量要少于传统的硝化反硝化过程, 其中的一个原因就在于 SND 系统中存在异氧硝化菌的硝化作用和好氧反硝化菌反硝化作用, 而较短的 SRT 影响了此类菌种的正常生存, 从而引起了 N₂O 产生量的增多。

表 2 不同 SRT 下 N₂O 的产生量和转化率

Table 2 The production and conversion rate of N₂O

SRT/d	N ₂ O 产生量 / (mg L ⁻¹)	N ₂ O 转化率
9	4.62	11.2%
15	3.80	7.8%

5 结论 (Conclusions)

1) 污水脱氮过程中 N₂O 的产生主要发生在硝化阶段, 而反硝化过程对于 N₂O 产生量的贡献很小. 在整个脱氮过程中溶解性的 N₂O 量的变化趋势是在硝化结束前达到最大值, 之后由于曝气吹脱作用逐渐减小, 而释放的 N₂O 量随着硝化的进行逐渐升高, 硝化结束时基本达到最大, 反硝化释放量很小。

2) 较短的 SRT 为 9d 的条件下, SBR 反应器可以实现很好的脱氮效率, 脱氮效率在 96% 以上。

3) 经长期驯化后不同污泥龄系统, 其 N₂O 的产生量也不同, 较短污泥龄有利于 N₂O 的产生. 9d 污泥龄的系统产生 N₂O 量为 15d 污泥龄系统的 1.2 倍, 分别为 4.62 mg L⁻¹ 和 3.8 mg L⁻¹. 不同污泥龄条件下产生 N₂O 的转化率也有所差别, 污泥龄较短的系统产生的 N₂O 的转化率也比较高, 分别为 11.2% 和 7.8%。

责任作者简介: 彭永臻 (1949—), 男, 博士, 教授 (博士生导师). 研究方向为污水生物处理的理论与应用、污水处理系统的自动控制与智能控制、水环境与污水处理工程的管理信息系统. E-mail: pyz@bjut.edu.cn

参考文献 (References):

- Czepiel P, Crill P, Harris R. 1995 Nitrous oxide emission from municipal wastewater treatment [J]. *Environmental Science & Technology*, 29: 2352–2356
- Hanaki K, Zheng H, Matsuo T. 1992 Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater [J]. *Water Science and Technology*, 26(5–6): 1027–1036
- IPCC. 1996 Climate change: the science of climate change [M]. Cambridge: Cambridge University Press

Kinouchi Y, Inanori Y, Mizochi M, *et al*. 1998 Nitrogen removal and N_2O emission in a full-scale domestic wastewater treatment plant with intermittent aeration [J]. *Journal of Ferment Bioengineering* 86: 202—206

刘秀红, 杨庆, 吴昌永, 等. 2006 不同污水生物脱氮工艺中 N_2O 排放量及影响因素 [J]. *环境科学学报*, 26 (12): 1940—1947

Liu X H, Yang Q, Wu C Y, *et al*. 2006 N_2O emissions from different biological nitrogen removal processes and factors affecting N_2O production [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* 26 (12): 1940—

1947 (in Chinese)

尚会来, 彭永臻, 张静蓉, 等. 2009. 温度对短程硝化反硝化的影响 [J]. *环境科学学报*, 29(3): 516—520

Shang H L, Peng Y Z, Zhang J L, *et al*. 2009. The effect of temperature on short-cut nitrification and denitrification [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 29(3): 516—520 (in Chinese)

Zheng H, Hanaki K, Matsuo T. 1994 Production of nitrous oxide gas during nitrification of wastewater [J]. *Water Science and Technology*, 30(6): 133—141

东亚风险评估与管理会 2009 论文征稿启事

East Asian Conference on Risk Assessment and Management 2009 (EARAM—2009)

东亚风险评估与管理会 2009 (East Asian Conference on Risk Assessment and Management 2009, 简称为 EARAM—2009) 于 2009 年 5 月 17 日 ~ 19 日在北京师范大学举行。本次会议是继 1998 年首次中日风险研究与管理会议以来东亚地区风险科学大会的第四次会议, 是由北京师范大学主办、民政部国家减灾中心支持, 日本风险分析学会、韩国环境毒理学会和中国灾害防御协会风险分析专业委员会组织的国际学术会议。大会主席由北京师范大学常务副校长, 著名灾害风险管理专家史培军教授担任。

一、论文要求

1 EARAM—2009 会议关注包括自然灾害、环境与公共卫生、生产事故、新技术等不同领域中关于风险的共同话题。

2 会议的官方语言为英语。所有提交的摘要和论文必须用英文撰写。

二、论文评选

1 会议采取会前出摘要集, 会后出论文集的方式。所有的论文摘要都会被收集在 EARAM—2009 论文集中。

2 作者有权选择将全文在会议论文集中正式出版, 或在 *Journal of Risk Research* 上正式出版 (出版周期约 1 年)。无论作者选择会议论文集出版还是 *Journal of Risk Research* 发表, 该论文全文是否被录用取决于会后论文全文的同行评审结果。主办方将努力使得会议能够被 STP 收录。

三、征稿时间

2009 年 4 月 10 号之前, 提交论文题目和作者信息;

2009 年 4 月 30 日之前, 提交论文摘要;

2009 年 7 月 1 日之前, 提交全文论文, 通过同行评审程序的论文将被收入会议论文集, 会议论文集预计 10 月出版并寄给作者。

四、联系方式

会议及收稿信箱: EARAM2009@ gmail . com

联系人: 孟耀斌 博士

通讯地址: 北京市, 北京师范大学减灾与应急管理研究院, 中国

邮政编码: 100875

电 话: + 86-10-58808179 传真: + 86-10-58802158

其他信息请关注我们的网站 ([http // www . irisknet . cn / EARAM](http://www.irisknet.cn/EARAM))。