

溶解氧和污泥粒径分布对城市污水 SND 影响

王川^{1a}, 聂会元^{1b}, 左金龙², 李桥^{1c}

(1. 重庆大学 a. 建设管理与房地产学院, b. 科技企业集团,
c. 城市建设与环境工程学院, 重庆 400045; 2. 哈尔滨商业大学 环境工程系, 哈尔滨 150076)

摘要: 为了进一步探讨同步硝化反硝化的反应机理, 采用 SBR 工艺, 考察溶解氧和污泥粒径分布对城市污水同步硝化反硝化的影响。结果表明: 低溶解氧(平均 DO=0.5~0.8 mg/L)条件下, 氮平衡计算证实 SBR 工艺发生了明显的 SND 现象, 总氮中大约 23.11% 的氮是通过 SND 现象去除的。当 DO 浓度为 0.5 mg/L 时, 硝态氮生成量与氨氮的减少量之比为 0.454, 硝化速率与反硝化速率基本相当。当 DO 浓度为 4.296 mg/L 时, 硝化反应产生的氨氮的减少量与硝态氮的生成量相等, 此时基本不发生 SND 现象。当 SND 发生时, 污泥菌胶团颗粒的平均颗粒粒径仅为 5.02 μm ~ 6 μm , 说明 SND 不是单纯的“微环境作用”的结果。

关键词: 溶解氧; 污泥粒径分布; 同步硝化反硝化; 硝化速率; 反硝化速率

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-4764(2010)03-0145-04

Effect of Dissolved Oxygen and the Distribution of Sludge Particles Diameter on the Simultaneous Nitrification and Denitrification

WANG Chuan^{1a}, NIE Hui-yuan^{1b}, ZUO Jin-long², LI Qiao^{1c}

(1a. Faculty of Construction Management and Real Estate, b. Techonolgy Enserprise Group,
c. School of Urban Construction and Environment Engineering, Chongqing University, Chongqing 400045;
2. Department of Environmental Engineering, Harbin University of Commerce, Harbin 150076, China)

Abstract: In order to discuss the reaueing theory of simultaneous nitrification and denitrification (SND), with the sequence batch reactor (SBR), the dissolved oxygen (DO) and the floc size distribution were investigated for sewage wastewater. It is found that the SND can be attained in SBR process by nitrogen mass balance calculation with low DO (mean value 0.5 mg/L-0.8 mg/L). Around 23.11% nitrogen in total nitrogen is removed by SND. The ratio of nitrate formation and ammonia decay is at 0.454 with the DO concentration at 0.5 mg/L. Meanwhile, the velocity of nitrification and denitrification is equal. And the SND couldn't occur when the ratio of nitrate formation and ammonia decay is equal with DO at 4.296 mg/L. The mean floc size distribution of sludge is at the range of 5.02 μm ~ 6 μm , that is, the SND is not the results of “micro environment action” when SND occurs.

Key words: DO; floc size distribution; SND; nitrification velocity; denitrification velocity

收稿日期: 2009-12-25

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2006AA06Z319); 黑龙江省自然科学基金(E200931)

作者简介: 王川(1970-), 男, 博士生, 主要从事工程管理等研究, (E-mail) wangchuan6818@126.com。

同步硝化反硝化 (Simultaneous Nitrification and Denitrification) 简称 SND, 是指硝化和反硝化过程在同一反应器中同时进行, 它是由于好氧系统中污泥絮体内部缺氧产生的^[1-2]。在同一处理系统中实现同步硝化反硝化过程, 硝化反应的产物可直接成为反硝化反应的底物, 避免了硝化过程中硝酸盐的积累对硝化反应的抑制, 加速了硝化反应的速度; 而且反硝化反应中所释放出的碱度可部分补偿硝化反应所消耗的碱度, 无需外添碱度^[3-5]。硝化反应和反硝化反应可在相同的条件和系统下进行, 简化了操作难度。SND 大大简化生物脱氮工艺并提高脱氮效率, 从而节省投资、提高处理效率, 也可节省碳源。对于连续运行的 SND 工艺污水处理厂, 可以减少缺氧池容积。对于仅由一个反应池组成的 SBR 反应器而言, SND 能够降低实现完全硝化反硝化所需的总时间^[6-7]。

目前 SND 生物脱氮的机理分析主要有以下 3 种: 宏观环境理论、微环境理论和生物学理论, 其中微环境理论占主导地位^[8-9]。微环境理论认为, 生物反应器中的微生物个体形态较小, 一般在 $50\ \mu\text{m}\sim 80\ \mu\text{m}$ 之间^[10-11]。同时影响生物的生存环境也是微小的, 在溶解氧 (Dissolved Oxygen, DO) 比较低的好氧条件下, 由于存在传质阻力, 在活性污泥菌胶团的不同深处, 存在缺氧区和好氧区两种微环境类型, 它们的位置、微生物类型、基质分布与代谢活动、DO 含量具有很大差异。缺氧区在菌胶团内部, 其 DO 浓度很低, 适宜于反硝化菌生活; 而处于菌胶团外部的好氧区, DO 较高, 以有机物好氧降解菌 (异养菌) 和硝化菌为主。异养菌、硝化菌和反硝化菌分别占据适宜的生态位, 系统通过硝化菌和反硝化菌的协同作用实现同时硝化反硝化生物脱氮。

现有的研究成果认为 SND 关键控制因素主要为 DO、污泥絮体形态因素, pH 值、温度、污泥龄、碳源等因素也会对其产生一定的影响。DO 浓度对能否实现 SND 是至关重要的, 通过控制 DO 浓度, 调节硝化和反硝化速率都能达到比较合适的水平, 最佳的状态是使硝化速率与反硝化速率达到基本一致, 以保证完全硝化反硝化。另外, 微生物絮体结构也直接影响污泥絮体内部好氧区与缺氧区比例的大小和絮体内部物质的传质效果, 进而影响微生物对 DO 和底物获取的难易程度。体积较大的污泥颗粒增加了缺氧微环境的比例, 结构密实的污泥颗粒的传质阻力大。只有颗粒大小适中的污泥才能保证

DO 和有机碳源在污泥絮体内部的分布有利于同步硝化反硝化。

由于目前不同的学者分别支持不同的观点, SND 的机理尚未十分清晰, 因此该文主要针对 DO 浓度、污泥粒径分布考察对城市污水 SND 的影响。

1 材料与方法

1.1 试验用水来源和水质

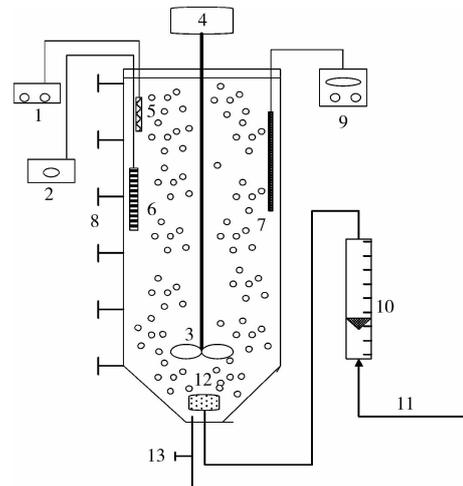
该试验所用生活污水取自哈尔滨商业大学校园生活区, 水质主要指标如表 1 中所示。

表 1 试验废水成份

pH 值	COD/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	氨氮/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	TP/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
6.5~8.0	310~374	38~53	3.1~5.2

1.2 试验装置和方法

采用 2 个反应器平行试验, 每个反应器由有机玻璃制成, 上部为圆柱形, 下部为圆锥体, 高为 700 mm, 直径为 200 mm, 总有效容积为 12 L。



1. DO 测定仪 2. pH 测定仪 3. 搅拌桨 4. 转速调节器
5. DO 探头 6. pH 探头 7. ORP 探头 8. 取样头 9. ORP 测定仪
10. 转子流量计 11. 进气管 12. 曝气器 13. 放空阀

图 1 试验装置

试验期间采用温度控制器, 反应器中混合液的温度控制在 $25\pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。运行方式为瞬时进水、缺氧搅拌 30 min、好氧曝气 3 h、静止沉淀 2 h 和闲置待机 2.5 h, 因此每个周期运行时间为 8 h, 每 d 运行 3 个周期。每周期结束后排放泥水混合液, 控制 MLSS 在 $2\ 000\ \text{mg/L}\sim 2\ 500\ \text{mg/L}$, SRT=15 d 左右。

1.3 检测分析项目与方法

指标采用国家环保总局颁布的标准分析方法测

定^[12]。COD 采用 5B-3 型 COD 快速测定仪测定; NH₄⁺-N 采用纳氏试剂分光光度法; MLSS、SS 采用滤纸重量法; DO、pH、ORP 和温度采用 WTW inoLab Oxi level2 实验室台式溶解氧仪在线检测。COD 和氨氮的试验结果均选取试验稳定的典型周期,采用重现性较好的数据。污泥粒径分布测定采用 HIAC Royco9703 粒径分析仪。

2 结果与讨论

2.1 SND 分析

在 SBR 反应器典型周期内,采用低 DO(平均 DO=0.5~0.8 mg/L)控制 SND 形成,活性污泥由下面 4 部分组成:1) 具有代谢功能活性的微生物群体(主要是细菌);2) 微生物内源代谢、自身氧化的残留物;3) 由原水带的细菌难降解的惰性物质;4) 由原水带入的无机物质。通过微生物的代表公式(C₅H₇NO₂)可以估算得出用于细胞合成所消耗的氮量。绘制 SBR 反应器发生 SND 时的氮平衡图,如图 2 所示。

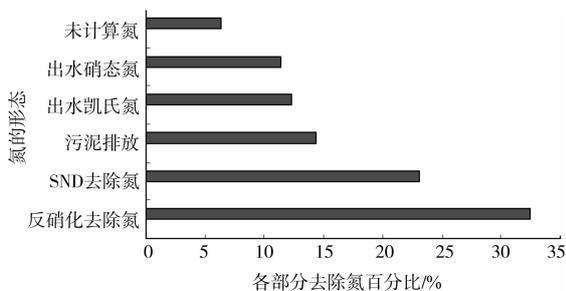


图 2 SND 时氮元素物料平衡

由图 2 中所示,对于城市污水,在 SBR 典型的反应周期内,氮元素主要通过缺氧段的反硝化脱氮、好氧段的 SND、剩余污泥的排放等途径得到有效去除。其中缺氧反硝化去除氮的量占总氮的 32.46%,而占总氮大约 23.11%的氮是通过 SND 现象去除的。可见系统存在明显的同步硝化反硝化(SND)现象。

2.2 SND 与 DO 关系

以往研究表明,SND 现象均是在较低的 DO 浓度的条件下发生的。但在 DO 浓度较高时,是否仍然会发生明显的同步硝化反硝化现象?为此分别在低曝气量和高曝气量的条件下对 DO 浓度与 SND 的关系进行了试验研究,得到高 DO 和低 DO 浓度与 NO_x-N 生成速率和氨氮氧化速率之比(发生 SND 的程度)的关系,见图 3。

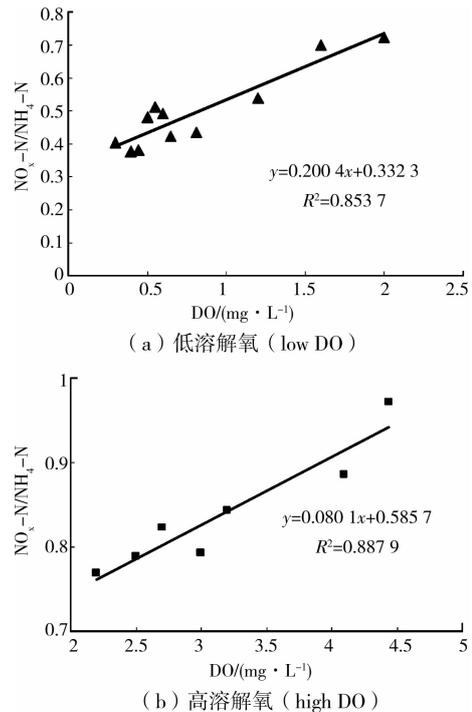


图 3 DO 与 NO_x-N 生成速率和氨氮氧化速率之比之间的关系

根据图 3 的试验数据,可得出低 DO 浓度和高 DO 浓度条件下的两个表达式:

$$\text{低 DO 浓度: } \frac{\Delta \text{NO}_x - \text{N}}{\Delta \text{NH}_4 - \text{N}} = 0.2004 \text{DO} + 0.3323 \quad (1)$$

$$\text{高 DO 浓度: } \frac{\Delta \text{NO}_x - \text{N}}{\Delta \text{NH}_4 - \text{N}} = 0.0801 \text{DO} + 0.5857 \quad (2)$$

分析公式 1 和 2 发现,在高和低 DO 浓度条件下,NO_x-N 生成速率与 NH₄-N 氧化速率之比与 DO 高、低浓度都均保持了较好的线性关系。将 DO 高、低浓度与 NO_x-N 生成速率与氨氮氧化速率之比绘图,见图 4。

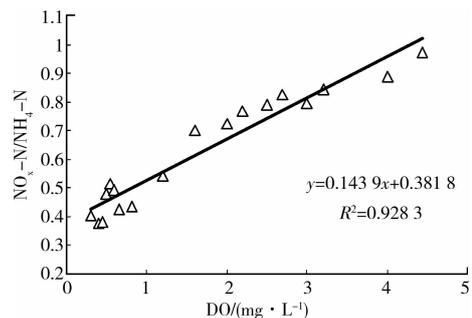


图 4 DO 与 NO_x-N 生成速率和氨氮氧化速率之比之间的关系

由图 4 中可得出二者的函数关系式如式 3:

$$\frac{\Delta\text{NO}_x - \text{N}}{\Delta\text{NH}_4 - \text{N}} = 0.1439\text{DO} + 0.3818 \quad (3)$$

将方程式(1)、(2)和(3)进行比较后发现,在低 DO 活性污泥的 SBR 反应器中,SND 与 DO 浓度存在着明显的线性关系。当 DO 浓度为 4.296 mg/L 时,硝化反应产生的氨氮的减少量与硝态氮的生成量相等,此时基本不发生 SND 现象;当溶解氧浓度为 0.5 mg/L 时,硝态氮的生成量与氨氮的减少量之比为 0.454,与 Munch 等曾报道的达到相等硝化速率与反硝化速率时的溶解氧浓度(0.5 mg/L)基本相当^[13]。表明在 SBR 反应器中,当好氧条件下进行硝化反应的同时,也进行着好氧反硝化过程。

可见 DO 浓度与 SND 的发生具有明显的直接关系。通过调节反应器中的 DO 浓度,使反应系统中的硝化反应以最大的反应速率进行,同时兼顾同步硝化反硝化,对于缩短 SBR 硝化反硝化反应的时间,指导污水处理厂生产实践具有重要的现实意义。

2.3 SND 与污泥颗粒粒径的关系

在进行 SND 的试验的同时,针对活性污泥菌胶团颗粒的大小也进行考察,结果见图 5。

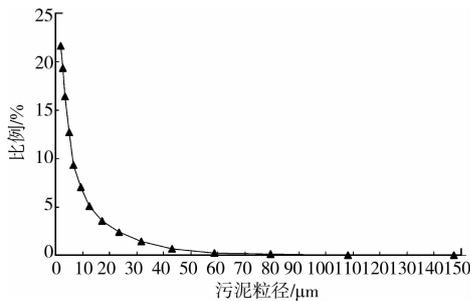


图 5 SND 条件下活性污泥菌胶团颗粒分布

从图 5 中可以看出,实验活性污泥菌胶团颗粒粒径主要分布在 2 μm ~ 6.83 μm,平均粒径为 5.02 μm ~ 6 μm,远远小于文献报道的活性污泥菌胶团颗粒粒径的平均值 52 μm 和 Beccari 报道的平均 80 μm^[10-11]。

分析产生粒径小的原因:实验采用家属区生活污水,水质属于普通城市污水。根据污泥絮体形态观察,发现在 SND 时活性污泥的颗粒比较细小破碎。在低 DO 的条件下,如此小的污泥粒径下,DO 扩散非常迅速,不会产生 DO 浓度的梯度分布,也不会因为在菌胶团内部产生缺氧区。因此在这种条件下发生 SND 的现象,一定不是“微环境作用”的单一结果。

实验是在非常小的菌胶团颗粒粒径(5.02 μm

~6 μm)条件下实现了 SND,证明以往的关于 SND 微环境理论解释的具有一定的片面性。而目前普遍接受的理论为:在菌胶团颗粒粒径较大的条件下,由于 DO 的扩散,菌胶团内部产生缺氧环境,从而发生 SND 现象。但该实验的结果证明:由于 DO 扩散产生浓度梯度引发 SND 现象,并不是 SND 形成的唯一原因。

3 结论

1)采用 SBR 工艺处理城市污水,反应器中总氮中大约 23.11% 的氮是通过 SND 去除的。氮平衡计算证实了 SBR 工艺污泥微膨胀状态下发生了明显的 SND 现象。

2)在高 DO 和低 DO 浓度的条件下,硝态氮生成速率与氨氮氧化速率之比与 DO 浓度间均保持了较好的线性关系。通过调节反应器中的 DO 浓度,使反应系统中的硝化反应以最大的反应速率进行,同时兼顾同步硝化反硝化,对于缩短 SBR 硝化反硝化反应的时间,指导污水处理厂生产实践具有重要的现实意义。

3)当 DO 浓度为 4.296 mg/L 时,硝化反应产生的氨氮的减少量与硝态氮的生成量相等,此时基本不发生 SND 现象;当 DO 浓度为 0.5 mg/L 时,硝态氮生成量与氨氮的减少量之比为 0.454,硝化速率与反硝化速率基本相当。

4)当 SND 发生时,活性污泥菌胶团平均颗粒粒径仅为 5.02 ~ 6 μm,远小于文献报道活性污泥菌胶团颗粒粒径,仍然会发生明显的 SND 现象,说明 SND 不是单纯的“微环境作用”的结果。

参考文献:

- [1] HOLMAN J B, WAREHAM D G. COD, ammonia and dissolved oxygen time profiles in the simultaneous nitrification/denitrification process [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2005, 22(2): 125-133.
- [2] ZHANG DAIJUN, LU PEILI, LONG TENGRUI, et al. The integration of methanogenesis with simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor [J]. *Process Biochemistry*, 2005, 40(2): 541-547.
- [3] EVELYN W, HILLE A, HE MEI, et al. Simultaneous nitrification/denitrification in a biofilm airlift suspension (BAS) reactor with biodegradable carrier material [J]. *Water Research*, 2009, 43(18): 4461-4468.

(下转第 154 页)

- [9] 夏圣骥,李圭白,彭剑峰. 超滤膜水净化水库水试验研究[J]. 膜科学与技术,2005,26(2):54-57.
XIA SHENGJI, LI GUIBA, PENG Jianfeng. Study of reservoir water treatment by ultrafiltration [J]. Membrane Science and Technology, 2005, 26(2): 54-57.
- [10] 韩宏大. 天津市杨柳青水厂超滤膜法饮用水处理技术示范工程[J]. 给水排水,2008,34(9):14-16.
HAN HONG-DA. demonstration project of UF in TianJin YangLiuQing water plant [J]. Water & Wastewater Engineering,2008,34(9):14-16.
- [11] LECHEVALLIER W, WILIAM DN. Examining Relationships between particle counts and giardia, cryptosporidium, and turbidity[J]. AWWA, 1992, 84(12):54-60.
- [12] 崔红梅. 颗粒计数仪在北京第九水厂水处理中的应用[J]. 净水技术,2004,23(3):32-37.
CUIUI HONGMEI. Application of Particle Counter for the Water Treatment in Beijing No. 9 Water Plant[J]. Water Purification Technology, 2004,23(3):32-37.
- [13] SHON HK, VIGNESWARAN S, KIM I S. The effect of pretreatment to ultrafiltration on biologically treated sewage effluent; a detailed effluent organic matter characterization[J]. Water Research, 2004, 38: 1933-1939.
- [14] NILSON J A, DIGIANO F A. 1996. Influence of NOM composition on nanofiltration [J]. Jour of AWWA, 2005,88(5): 53-66.
- [15] 董秉直,张庆元,冯晶. 粉末活性炭预处理对超滤膜通量的影响[J]. 环境科学学报,2008, 28(10):1981-1982.
DONG BINGZHI, ZHANG QINGYUAN, FENG JING. Influence of powered activated carbon (PAC) pretreatment on ultrafiltration membrane flux [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28(10): 1981-1982.

(编辑 胡 玲)

(上接第 148 页)

- [4] PARK W, NAMYOUN-KU, LEE MYUN-JOO, et al. Simultaneous nitrification and denitrification in a CEM (cation exchange membrane)-bounded two chamber system[J]. Water Research,2009,43(15):3820-3826.
- [5] SARIOGLU M, INSEL G, ARIAN N, et al. Model evaluation of simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor operated without an anoxic reactor[J]. Journal of Membrane Science,2009,337(1/2):17-27.
- [6] SEUNG H B, KRISHNA R P. Simultaneous nitrification and denitrification of municipal wastewater in aerobic membrane bioreactors [J]. Water Environment Research, 2008, 80(2): 109-117.
- [7] 左金龙,王淑莹,姜安玺,等. 低溶解氧污泥微膨胀前后污泥硝化活性的对比研究[J]. 土木建筑与环境工程, 2009,31(4): 117-122
ZUO JIN-LONG, WANG SHU-YING, JIANG AN-XI, et al. Study on comparison of sludge nitrification activity before and after micro-bulking sludge with low DO [J]. Journal of Civil, Architectural & Environmental Engineering, 2009,31(4): 117-122.
- [8] LONG TENGRUI, CAO YANXIAO, ZHANG HONGJING, et al. Performance of simultaneous nitrification and denitrification in lateral flow biological aerated filter [J]. Journal of Chongqing University, 2006, 5(4): 223-228
- [9] CHIU YING-CHIH, LEE LI-LING, CHANG CHENG-NAN, et al. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2007, 59(1): 1-7
- [10] BAKTI N A K, DICK R I. A Model for a nitrifying suspended-growth reactor incorporating intraparticle diffusional limitation [J]. Water Research, 1992, 26: 1681-1690.
- [11] BACCARI M, PINTO D, RAMADORI A C, et al. Effects of dissolved oxygen and diffusion resistance on nitrificatioin kinetics [J]. Water Researach, 1992, 26: 1099-1104.
- [12] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京:中国环境科学出版社, 2002, 53-74
- [13] MUNCH E V, LANT P, KELLER J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench scale sequencing batch reactors[J]. Water Research, 1996, 30(2):277-284

(编辑 胡 玲)