

支霞辉, 黄霞, 李朋, 等. 2009 厌氧-好氧-缺氧短程硝化同步反硝化除磷工艺研究 [J]. 环境科学学报, 29(9): 1806-1812

Zhi X H, Huang X, Li P, *et al*. 2009 Anaerobic-aerobic-anoxic shortcut nitrification coupled with simultaneous denitrifying phosphorus removal [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 29(9): 1806-1812

# 厌氧-好氧-缺氧短程硝化同步反硝化除磷工艺研究

支霞辉<sup>1</sup>, 黄霞<sup>1\*</sup>, 李朋<sup>2</sup>, 张伟伟<sup>3</sup>, 薛涛<sup>1</sup>

1 清华大学环境科学与工程系环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100084

2 北京科技大学环境工程系, 北京 100083

3 中国矿业大学化学与环境工程学院, 北京 100083

收稿日期: 2008-12-04 修回日期: 2009-04-14 录用日期: 2009-06-17

**摘要:** 构建了主要由厌氧-好氧-缺氧构成的短程硝化同步反硝化除磷工艺, 并在常温条件下用于生活污水的处理。研究发现, 通过调节反应器内好氧区的 pH (8.2~8.7) 和溶解氧 (DO 为 3~5 mg L<sup>-1</sup>) 能够实现该工艺的快速启动, 在好氧区内实现亚硝酸盐的累积。在稳定运行期内, DO 是影响短程硝化的主要影响因素, 好氧 1 区 DO 控制在 1.5~2.0 mg L<sup>-1</sup>, 好氧 2 区 DO 控制在 0.5~1.0 mg L<sup>-1</sup>, 好氧区内亚硝酸盐氮累积浓度稳定在 5~10 mg L<sup>-1</sup>, 氨氮去除率达到 90% 以上。各反应单元内碳源、硝酸盐和亚硝酸盐对除磷贡献的研究表明, 该工艺的缺氧段实现了在不外加碳源的情况下以亚硝酸盐和硝酸盐共同作为电子受体的反硝化除磷, 反硝化除磷量占系统总除磷量的 80% 以上。

**关键词:** 短程硝化; 溶解氧; 反硝化除磷

文章编号: 0253-2468(2009)09-1806-07 中图分类号: X703.1 文献标识码: A

## Anaerobic-aerobic-anoxic shortcut nitrification coupled with simultaneous denitrifying phosphorus removal

Zhi Xiahui<sup>1</sup>, HUANG Xia<sup>1\*</sup>, LI Peng<sup>2</sup>, ZHANG Weiwai<sup>3</sup>, XUE Tao<sup>1</sup>

1 State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084

2 Department of Environmental Science and Engineering, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083

3 School of Chemical and Environmental Engineering, China University of Mining & Technology, Beijing 100083

Received 4 December 2008 received in revised form 14 April 2009 accepted 17 June 2009

**Abstract** A novel process consisting of anaerobic-aerobic-anoxic units is designed to achieve shortcut nitrification coupled with simultaneous denitrifying phosphorus removal and its treatment performance with domestic wastewater was investigated at ambient temperature. This process could start-up quickly by adjusting pH 8.2~8.7 and DO 3~5 mg L<sup>-1</sup> in the aerobic reactor and nitrite accumulation was obtained. DO was the main factor affecting nitrite accumulation in the steady operating period. The nitrite concentration accumulated to 5~10 mg L<sup>-1</sup> with DO 1.5~2.0 mg L<sup>-1</sup> in aerobic unit 1 and 0.5~1.0 mg L<sup>-1</sup> in aerobic unit 2 while the ammonia removal was above 90% in this system. Analysis of the contributions of COD, nitrite and nitrate to denitrifying phosphorus removal indicated that the denitrifying phosphorus removal using nitrite and nitrate as electron acceptors was achieved in the anoxic unit without addition of an external carbon source, and contributed about 80% to the total phosphorus removal.

**Keywords** shortcut nitrification; dissolved oxygen; denitrifying phosphorus removal

### 1 引言 (Introduction)

生物脱氮需经硝化和反硝化两个过程, 当反硝化以 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 作为电子受体时, 生物脱氮过程称为短程硝化反硝化过程。由于节省了硝化过程中的供氧量

和反硝化过程的碳源, 作为一种节能降耗的污水处理工艺, 其研究受到关注。

短程脱氮工艺最早用来处理污水处理厂污泥消化池上清液 (Collivignarelli *et al.*, 1994), 但若采用传统的脱氮工艺来处理, 费用较高。而这类废水

基金项目: “十一五”国家科技支撑计划课题 (No. 2006BAC19B)

Supported by the National Key Technologies R&D Program in “the 11th Five-year” Plan of China (No. 2006BAC19B)

作者简介: 支霞辉 (1976-), 女, 博士, E-mail: zhixiahu@mails.tsinghua.edu.cn; \* 通讯作者 (责任作者), E-mail: xhuang@tsinghua.edu.cn

**Biography:** Zhi Xiahui (1976-), female, Ph.D., E-mail: zhixiahu@mails.tsinghua.edu.cn; \* **Corresponding author:** E-mail: xhuang@tsinghua.edu.cn

高温的特点使氨氮的亚硝化成为可能, 常温下, 亚硝酸菌的世代时间较硝酸菌长, 但在高温条件下情况正好相反, 这时硝酸菌的生长由于受到抑制导致其增殖速率小于亚硝酸菌。所以, 在高温下通过选择适当的泥龄, 使反应器中污泥停留时间介于亚硝酸菌和硝酸菌的最小停留时间之间, 就可将硝酸菌从反应器中“淘洗”掉, 从而使亚硝酸菌成为反应器中的优势菌属。因此, 短程脱氮工艺一般更适宜处理高温、高氨氮浓度的废水。SHARON 工艺 (Hellings *et al.*, 1998) 认为, 实现短程硝化反硝化的温度应控制在 30~35°C 之间。但是对于城市污水来说, 一般属于常温低氨氮污水, 要使大量废水升温, 动力消耗巨大。因此, 如何在常温条件下实现城市污水的短程脱氮是一项颇具挑战的研究课题。

在城市污水处理系统中, 生物脱氮和除磷通常要求在同一工艺中完成。由于生物脱氮和生物除磷过程均需要有机物作为碳源, 因此, 脱氮与除磷的矛盾实质上是碳源基质问题。反硝化除磷理论的发展使全面提高污水中磷的去除率成为可能, 反硝化除磷利用能以硝酸盐作为最终电子受体的反硝化聚磷菌 (denitrifying phosphorus removing bacteria, DPB) 来同时完成过量吸磷和反硝化过程, 从而达到脱氮除磷的双重目的。应用反硝化除磷工艺处理城市污水不仅可节省曝气量和碳源, 而且还可减少剩余污泥量。从基本生物学观点分析, 硝酸盐或者亚硝酸盐均可以作为聚磷过程中的电子受体。如果系统实现短程硝化后, 利用好氧段累积的亚硝酸盐作为电子受体, 进行反硝化除磷, 实现亚硝酸盐和磷的同步去除, 可最大程度地降低能耗, 减少反应容积, 从而节省基建投资和运行成本 (Kuba *et al.*, 1997)。

基于上述研究背景, 本文以城市污水为处理对象, 构建主要由厌氧-好氧-缺氧构成的短程硝化同步反硝化除磷新工艺, 研究该工艺在常温条件下实现短程硝化的调控策略和影响同步反硝化除磷的因素, 通过试验研究得出系统稳定运行的最优条件, 并阐述该工艺快速启动及稳定运行机理。该研究可为节能降耗型污水处理工艺的研发开辟新的研究领域。

## 2 材料与方法 (Materials and methods)

### 2.1 试验工艺流程与运行方式

试验采用的工艺流程为厌氧-好氧-缺氧-短时

好氧-沉淀 (图 1)。主体反应器共 6 格, 有效体积均为 7L, 用隔板隔开。第 1 格为厌氧区, 第 2、3 格为好氧区, 第 4、5 格为缺氧区, 第 6 格为短时好氧区。沉淀池为竖流式, 直径为 20cm。为实现短程硝化同步反硝化除磷, 在运行方式上采取了分段进水和厌氧分流水的方式 (图 2)。原污水 50% 进入厌氧段, 50% 不经厌氧分流进入第 1 好氧段; 厌氧段出水部分不经过好氧区直接进入第 1 缺氧区; 在第 2 缺氧区后设短时好氧区, 后接沉淀池。从沉淀池到厌氧段的污泥回流比为 0.7。第 1、第 2 好氧区内设置溶解氧 (DO) 控制仪和 pH 在线监测仪。

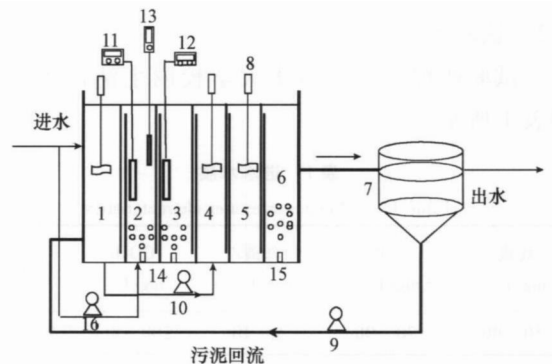


图 1 厌氧-好氧-缺氧短程脱氮同步反硝化除磷工艺反应装置图 (1. 厌氧反应器; 2. 第 1 好氧反应器; 3. 第 2 好氧反应器; 4. 第 1 缺氧反应器; 5. 第 2 缺氧反应器; 6. 快速好氧反应器; 7. 沉淀池; 8. 搅拌机; 9. 污泥回流泵; 10. 分流泵 1; 11, 12. DO 自控装置; 13. pH 计; 14. 曝气装置; 15. 快速曝气装置; 16. 分流泵 2)

Fig. 1 Schematic of the anaerobic-aerobic-anoxic shortcut nitrification process with simultaneous denitrifying phosphorus removal (1. anaerobic reactor; 2. aerobic reactor 1; 3. aerobic reactor 2; 4. anoxic reactor 1; 5. anoxic reactor 2; 6. rapid aerobic reactor; 7. sedimentation tank; 8. stirrer; 9. return sludge pump; 10. diverter pump 1; 11, 12. DO-controlled device; 13. pH meter; 14. aeration device; 15. rapid aeration device; 16. diverter pump 2)

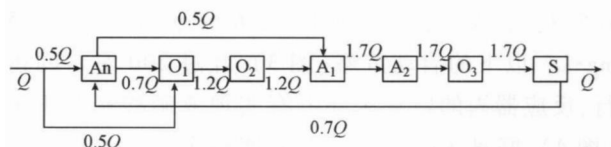


图 2 厌氧-好氧-缺氧短程脱氮同步反硝化除磷工艺运行方式  
Fig. 2 Operation of the anaerobic-aerobic-anoxic shortcut nitrification process with simultaneous denitrifying phosphorus removal

该运行方式的优点为: ①原水部分分流至好氧区, 可以使反应器内局部区域游离态氨氮 (FA) 浓度提高, 有利于亚硝酸菌 (AOB) 生长; ②分流式进水可以延长厌氧区水力停留时间, 使厌氧释磷更为充分; ③充分释磷后的厌氧出水一部分分流至缺氧区, 有利于缺氧区以亚硝酸盐为电子受体的聚磷; ④短时好氧区可以将由分流带入缺氧区的部分氨氮进一步氧化, 使氨氮的去除更彻底。

试验装置的污泥接种取自清河污水处理厂二沉池回流污泥. 进水量为  $120\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$ , 总水力停留时间为 9 h 反应器内污泥浓度为  $2500\sim 4000\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 污泥龄 (SRT) 控制在  $15\sim 20\text{d}$

## 2.2 试验用水

试验所用污水为清华大学校内生活污水, 水质如表 1 所示.

表 1 进水水质

Table 1 Influent wastewater characteristics

氨氮 / ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	总氮 / ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	总磷 / ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	COD / ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	pH
50~90	70~90	5~10	200~450	7.2~7.9

## 2.3 分析项目及监测方法

$\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、氨氮、总氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮、总磷、MLSS 的测定均采用国家标准方法; pH 采用 Mettler 在线 pH 计测定; DO 自控装置中的 DO 采用 ORDN 溶解氧测定仪测定.

## 3 结果 (Results)

### 3.1 快速启动策略

本研究的对象是常温条件下 ( $20\sim 25^\circ\text{C}$ ) 的城市污水, 平均进水氨氮浓度为  $50\sim 60\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 实现短程硝化难度较大. 因此, 在不调节温度和进水氨氮浓度的前提下, 对短程硝化的快速启动进行了研究.

启动运行的第 1 阶段, 采取了调节进水 pH 在 8.5 左右, 好氧 1、2 区内的溶解氧控制在  $0.5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以下的启动策略 (图 3). 经过 20d 左右的运行, 反应器内的好氧区并没有实现亚硝酸盐的积累 (图 4), 好氧区内过低的 DO, 使整个硝化过程受到破坏, 氨氮无法降解. 这是因为尽管 AOB 相对于硝酸菌 (NOB) 更能适宜在低 DO 条件下生长, 但过低的 DO 仍能使 AOB 的生长受到限制, 导致好氧区内硝化反应无法顺利进行, 氨氮无法降解. 由此可见, 低 DO 启动策略无法完成短程硝化的快速启动.

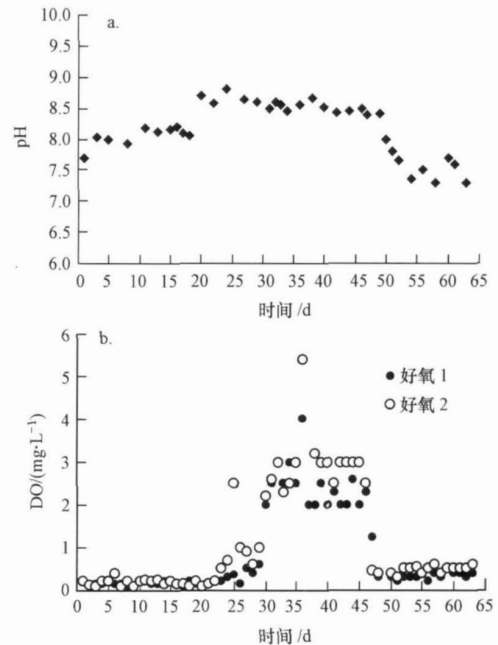


图 3 启动期好氧区内 pH 和 DO 的调控 (a pH, b DO)

Fig. 3 pH and DO in the aerobic unit in the start-up period (a pH, b DO)

在启动第 2 阶段, 采取 pH 自控仪控制好氧 1、2 区 pH 在 8.5~9.5, 同时, 为了提高氨氮的降解速率, 好氧区内 DO 控制在  $2.5\sim 3.5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  左右 (图 3). 在控制好氧区 pH 并适当提高 DO 的 10d 后, 好氧反应器内逐步出现了亚硝酸盐的积累. 该启动策略下运行 20d 左右, 好氧区内出现硝酸盐和亚硝酸盐同时积累, 氨氮去除率达到 90% 以上 (图 4). 在亚硝酸盐出现一定程度的积累后, 不再调节 pH, 同时将 DO 降低到  $1.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以下 (见图 3a 中的第 3 阶段). 系统运行几天后出现了亚硝酸盐的积累, 且氨氮去除率良好. 至此完成了对短程硝化工艺的启动.

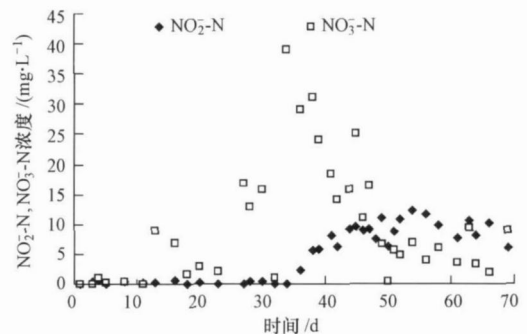


图 4 启动过程中亚硝酸盐和硝酸盐的积累

Fig. 4 A cumulation of nitrite and nitrate in the start-up period

### 3.2 稳定运行期的处理效果

3.2.1 稳定运行期调控策略 工艺进入稳定运行期后,不再对好氧段的 pH 进行调控,撤掉碱液后的进水 pH 和好氧 1 区 pH 如图 5 所示. 试验主要考察了好氧 1 区和 2 区的 DO 控制对系统中亚硝酸积累的影响(图 6). 在工艺完成启动后,短期内好氧 1 区和 2 区低氧运行,然后以好氧 1 区 DO 在 0.5~1.0 mg L<sup>-1</sup>、好氧 2 区 DO 在 1.5~2.5 mg L<sup>-1</sup>和好氧 1 区 DO 在 1.5~2.5 mg L<sup>-1</sup>、好氧 2 区 DO 在 0.5~1.0 mg L<sup>-1</sup>两种运行方式运行.

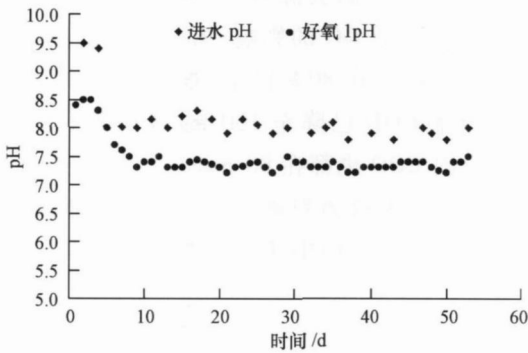


图 5 进水和好氧 1 区的 pH 变化

Fig. 5 Variations of pH in influent and the aerobic unit 1

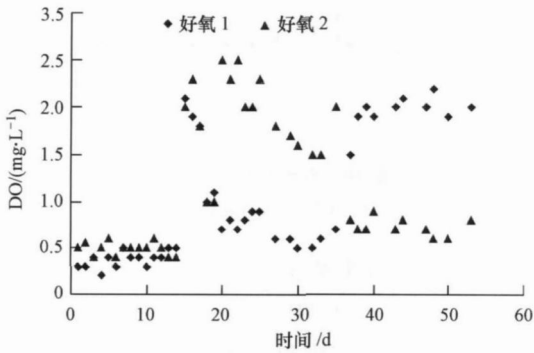


图 6 好氧 1 区和 2 区内 DO 的变化

Fig. 6 Variations of DO in aerobic unit 1 and unit 2

3.2.2 氨氮的去除 系统稳定运行期氨氮的去除效果见图 7. 试验所用生活污水的进水氨氮浓度为 50~90 mg L<sup>-1</sup>, 氨氮的去除效果依据 DO 的调控, 分为 3 个阶段. 第 1 阶段:好氧 1 区和好氧 2 区 DO 控制在 0.3~0.6 mg L<sup>-1</sup>, 此时系统的出水氨氮浓度为 40~50 mg L<sup>-1</sup>, 平均氨氮去除率为 50% 左右. 较系统启动阶段相比, 氨氮降解明显变差, 好氧区局部污泥出现厌氧状态, 沉降性能变差. 这表明, 尽管系统启动后已经达到了较高的氨氮去除率, 但随着好氧 1、2 区同时降低 DO, 硝化明显受到抑制, 导

致氨氮去除率下降, 这也再次验证了低 DO 无法成功实现短程硝化工艺启动的现象. 第 2 阶段: 好氧 1 区 DO 调至 0.5~1.0 mg L<sup>-1</sup>, 好氧 2 区 DO 调至 1.5~2.5 mg L<sup>-1</sup>, 此阶段氨氮去除率上升到 80% 左右, 出水氨氮在 20 mg L<sup>-1</sup> 以内, 系统运行良好. 第 3 阶段: 好氧 1 区 DO 调至 1.5~2.5 mg L<sup>-1</sup>, 好氧 2 区 DO 调至 0.5~1.0 mg L<sup>-1</sup>, 此阶段出水氨氮浓度在 0.5 mg L<sup>-1</sup> 以下, 氨氮去除率达到 95% (图 7). 从图 7 可以看出, 第 2、3 阶段氨氮降解明显好于第 1 阶段, 其中, 第 3 阶段氨氮降解好于第 2 阶段. 这说明好氧 1 区维持较高的 DO 有利于氨氮的去除, 这是因为分段式进水加大了好氧 1 区的氨氮负荷, 维持该区的较高的 DO, 提高了 AOB 和 NOB 硝化速度. 氨氮的降解主要在该区完成, 所以第 3 阶段氨氮的降解达到最优.

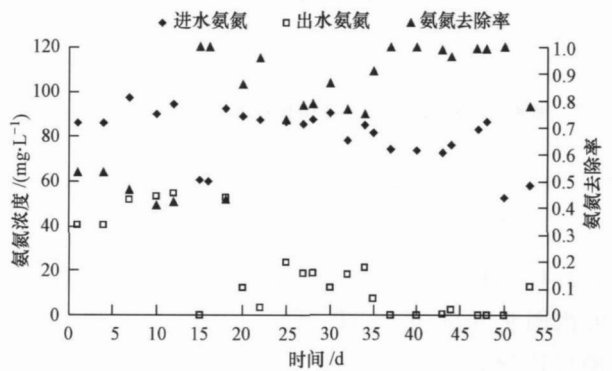


图 7 系统中氨氮的去除效果

Fig. 7 Ammonia removal in the system

3.2.3 亚硝酸盐的积累 图 8 是好氧 1 区和 2 区内亚硝酸盐的积累情况. 由图 8 可知, 在第 1 阶段, 低 DO 导致好氧 1 区和 2 区的亚硝酸盐积累量都高于硝酸盐, 但由于 AOB 和 NOB 的硝化速率同时受到限制, 氨氮降解效果较差, 亚硝酸盐和硝酸盐都在 10 mg L<sup>-1</sup> 以下. 第 2 阶段, 好氧 1 区 DO 继续维持在 0.5 mg L<sup>-1</sup>, 2 区提高至 1.5 mg L<sup>-1</sup> 以上, 好氧 1 区亚硝酸盐仍维持在 4~10 mg L<sup>-1</sup>, 好氧 2 区由于 DO 的提高, 硝酸盐浓度上升至 10 mg L<sup>-1</sup>, 亚硝酸盐浓度无明显变化, 氨氮降解情况出现好转. 第 3 阶段, 提高好氧 1 区 DO 至 1.5~2.5 mg L<sup>-1</sup>, 2 区 DO 降至 0.5 mg L<sup>-1</sup>, 1 区和 2 区亚硝酸盐积累量虽有波动但无明显变化, 基本维持在 5~10 mg L<sup>-1</sup> 之间. 但好氧 1 区由于 DO 调高, 硝酸盐浓度上升至 25~30 mg L<sup>-1</sup>, 在亚硝酸盐浓度无明显变化的前提下, 系统内的亚硝化率略有降低, 此阶段

氨氮去除率达到 95% 以上.

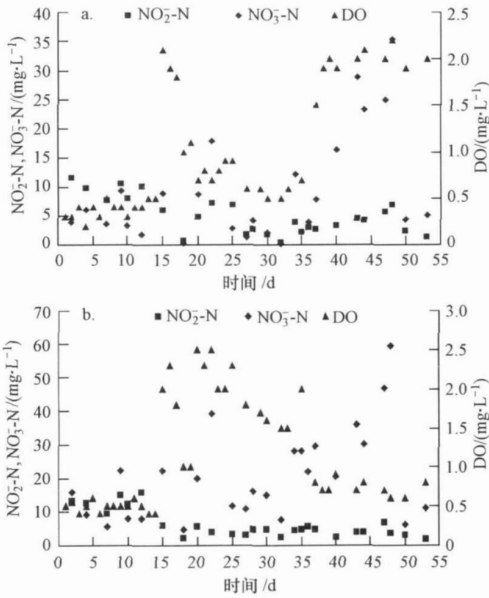


图 8 好氧 1 区和 2 区亚硝酸盐氮和硝酸盐氮的积累 (a 1 区, b. 2 区)

Fig. 8 Accumulation of nitrite and nitrate in aerobic unit 1 and unit 2 (a unit 1, b unit 2)

3.2.4 TP 的去除 系统对总磷的去除效果见图 9. 由图 9 可知, 进水 TP 为  $5 \sim 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 厌氧区释磷可达到  $20 \sim 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 出水 TP 平均浓度  $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 平均去除率达到 90% 以上, 出水 TP 浓度达到国家《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918-2002) 一级 A 标准. 短程硝化同步反硝化除磷工艺中的除磷原理是系统内的聚磷菌利用缺氧区的硝酸盐和亚硝酸盐作为电子受体进行反硝化除磷, 实现硝酸盐、亚硝酸盐和磷的同步去除. 该工艺中 TP 的出水浓度受好氧区内 DO 变化的影响较小, 所以在好氧段低 DO 状态下, 整个系统仍能维

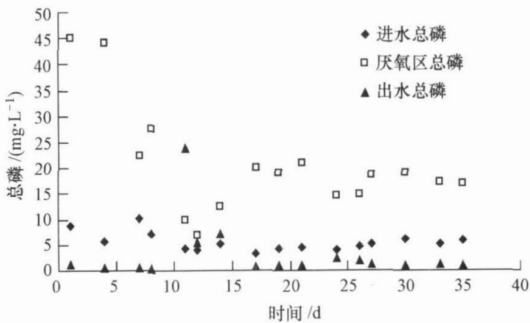


图 9 系统内总磷的去除效果

Fig. 9 Phosphorus removal in the system

持较高的磷去除率, 这也是该工艺的优越性之一. 该工艺中好氧区除磷和缺氧反硝化除磷的比例关系将在后文分析.

3.2.5 COD 的去除 系统对 COD 的去除效果见图 10. 从图 10 可以看出, 进水 COD 为  $200 \sim 400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 平均值为  $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右; 出水 COD 为  $30 \sim 70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 平均出水值为  $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , COD 去除率为 80%. 出水 COD 达到国家《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918-2002) 一级 A 标准. 由此可见, 本研究构建的短程硝化同步反硝化除磷新工艺对 COD 有良好的去除效果. 同时, 由图 10 可知, COD 的去除不受 DO 的影响, 第 1、2、3 阶段的 COD 去除率一直稳定在 80% 以上. 根据试验沿程数据, 厌氧区出水 COD 已降至  $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  以下, 其余各反应单元内 COD 也都在  $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  以下. 进水 COD 作为厌氧区内聚磷菌释磷的主要碳源而被消耗, 好氧区内低 DO 仍对 COD 有良好的去除效果.

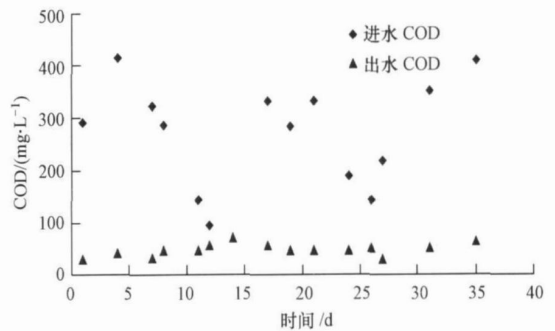


图 10 系统内 COD 的去除

Fig. 10 COD removal in the system

### 3.3 反硝化除磷影响因素分析

3.3.1 进水方式对 TP 去除的影响 从基本的生物学观点分析, 硝酸盐和亚硝酸盐氮都可以作为聚磷过程中的电子受体. 尽管作为电子受体亚硝酸盐不如硝酸盐可以完全替代氧气, 但是在一定浓度范围内仍可完成聚磷. 但在传统生物脱氮工艺中, 由于亚硝酸盐的浓度很低, 在缺氧段很少会出现以亚硝酸盐为电子受体的反硝化除磷的现象. 短程硝化同步反硝化除磷工艺从工艺流程设置和运行方式两方面为反硝化除磷提供了充分条件. 首先, 分流式进水延长厌氧区水力停留时间, 使厌氧磷释更为充分; 其次, 厌氧出水分流至缺氧区, 聚磷菌体内储存了大量的 PHB, 有利于缺氧段的聚磷; 同时, 短程硝化产生的亚硝酸盐可以作为后续反硝化除磷的基质.

3.3.2 缺氧区电子受体和磷去除的关系 图 11 是短程硝化同步反硝化除磷工艺启动以来, 缺氧区 1 内亚硝酸盐、硝酸盐和总磷的每日去除情况. 由图 11 可知, 在工艺启动的前期, 尽管好氧结束后没有亚硝酸盐的积累, 但缺氧区 1 内每日仍有 0.5~1.0 g 的总磷被去除, 这说明系统里面已经有反硝化聚磷菌 (DPB) 的存在, DPB 利用硝酸盐作为电子受体完成反硝化除磷. 反硝化除磷的快速启动一方面是由于该工艺的流程非常有利于 DPB 的生长, 另一方面, 启动前期好氧 1、2 区 DO 均低于  $0.5 \text{ mg L}^{-1}$ , 且好氧区内由于 DO 过低局部出现了厌氧状态, 好氧区内对磷的去除非常低, 而厌氧与缺氧的交替运行环境使 DPB 的聚磷能力得到强化 (Meinhold *et al.*, 1999). 在缺氧区内没有足够的碳源的情况下, DPB 利用内贮碳源进行反硝化除磷.

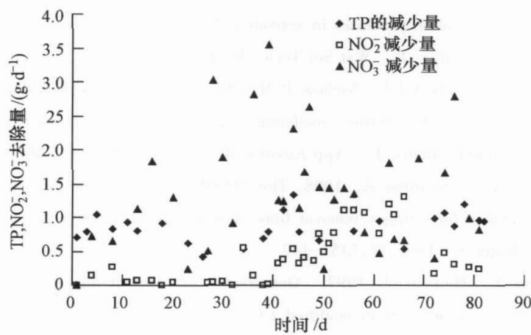


图 11 缺氧 1 区内亚硝酸盐氮、硝酸盐氮和磷去除负荷变化关系

Fig. 11 The relationship among nitrite, nitrate and phosphorus removal rates in anoxic unit 1

稳定运行期内, 好氧结束后亚硝酸盐的累积量达到  $5 \sim 10 \text{ mg L}^{-1}$  (图 8), 亚硝酸盐和硝酸盐的混合物进入缺氧区, 缺氧区内实现了亚硝酸盐、硝酸盐和磷的同步去除, 缺氧 1 区内每日除磷量为  $1.0 \sim 1.5 \text{ g}$ . 从图 11 中还可以看出, 稳定运行期内由于好氧区内 DO 的增加, 使系统内好氧阶段内以 DO 为电子受体的好氧除磷量有所增加, 所以尽管好氧结束后亚硝酸盐和硝酸盐浓度上升, 但系统的反硝化除磷量相对稳定, 没有明显变化.

图 12 是反应器内每个反应单元内 COD、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮和磷的去除情况. 从图 12 可以看出, 在该工艺中, 好氧 1 区和 2 区、缺氧 1 区和 2 区均有磷的去除. 磷的去除主要集中在缺氧 1 区, 系统内的反硝化除磷量占每日除磷总量的 80% 以上. 进水 COD 的降解主要在厌氧阶段用于厌氧释磷, 缺氧

区 COD 的降解非常少, 这也证明了碳源不足的情况下, 缺氧区内的 DPB 主要是利用体内的内贮碳源完成的反硝化除磷.

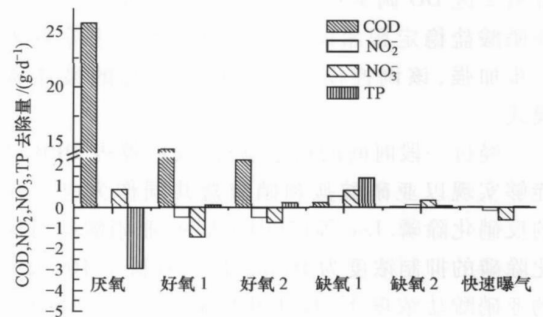


图 12 每个反应单元内 TP 和 COD、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 的去除情况

Fig. 12 Removal rates of TP, COD, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> in each reactor unit

为验证缺氧区内 DPB 能否以亚硝酸盐作为电子受体聚磷, 在工艺稳定运行 1 个月后, 取反应器缺氧区内的污泥做了单纯以亚硝酸盐为电子受体的反硝化除磷静态实验. 静态实验结果显示, 总磷和亚硝酸盐能够实现同步去除, 总磷的吸收速率为  $3.04 \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , 亚硝酸盐的反硝化速率为  $7.57 \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

#### 4 讨论 (Discussion)

根据国内外的研究, 短程脱氮工艺更适宜处理高温、高氨氮废水, 在运行过程中温度一般控制在  $30^\circ\text{C}$  以上, Abeling 等 (1992) 建议维持短程硝化的最佳温度为  $30 \sim 36^\circ\text{C}$ . 在高温下由于硝酸菌的生长受到抑制, 亚硝酸菌容易成为硝化过程中的优势菌属. 在短程硝化过程中, DO 是影响亚硝酸盐积累的重要因素, AOB 比 NOB 更适应在低氧状态下生长, 低溶氧会有利于亚硝酸盐的积累. 根据 Dams 等 (2001) 报道, DO 低于  $0.5 \text{ mg L}^{-1}$ , 会有亚硝酸盐的稳定积累; Laanbroek (1994) 报道 DO 低于  $1.0 \text{ mg L}^{-1}$ , AOB 的生长速率是 NOB 的 2.56 倍.

试验结果表明, 单纯的低溶氧启动策略无法在短期内形成亚硝酸盐的累积. 通过提高好氧段的 pH, 同时提高 DO 至  $3.0 \sim 5.0 \text{ mg L}^{-1}$ , 可以在好氧段形成亚硝酸盐的积累. 这是因为高 pH 有利于 AOB 的生长, 高 DO 则有利于整个硝化过程的稳定运行, 可以同时增大 AOB 和 NOB 的反应速率. 但在城市污水厂的实际运行过程中, 添加碱液不仅会加大运行成本, 也会使水质不稳定, 所以在启动期结

束进入稳定运行之后,相应调整运行策略,通过撤掉碱液,降低 DO,依靠 DO 的调控维持好氧段亚硝酸盐的积累.好氧 1 区 DO 调至  $1.5 \sim 2.5 \text{ mg L}^{-1}$ ,好氧 2 区 DO 调至  $0.5 \sim 1.0 \text{ mg L}^{-1}$  的调控模式在亚硝酸盐稳定积累的前提下使氨氮的去除效果进一步加强,该调控模式成为短程硝化的最佳调控模式.

经过一段时间的稳定运行,反应器内 DPB 已经能够实现以亚硝酸盐和硝酸盐共同作为电子受体的反硝化除磷. Lee 等 (2001) 认为,亚硝酸盐对反硝化除磷的抑制浓度为  $10 \text{ mg L}^{-1}$ ,在低于  $10 \text{ mg L}^{-1}$  的亚硝酸盐浓度下,反硝化除磷不会受到影响.在本工艺中亚硝酸盐的累积量小于  $10 \text{ mg L}^{-1}$ ,反硝化除磷没有受到影响,这与文献的叙述是一致的.两种电子受体共存的反硝化除磷静态实验中,这两种电子受体之间的比例关系对于除磷量的影响可以通过相应的实验考察.但在以实际生活污水为处理对象的连续流实验中,进水水质和运行条件的不稳定会导致亚硝酸盐和硝酸盐积累比率的不稳定,这给两种电子受体比例关系对除磷量影响的考察带来很大的不确定性,需要系统长期的稳定运行和严格的操作条件加以限定.

## 5 结论 (Conclusions)

1) 在短程硝化反硝化除磷工艺的启动中,单纯的低溶氧启动策略无法在短期内形成亚硝酸盐的累积.通过提高好氧段的 pH,同时提高 DO 在  $3.0 \text{ mg L}^{-1}$  左右,可以在好氧段形成亚硝酸盐的稳定积累,完成工艺的启动.

2) 稳定运行期内不调节 pH,调节 DO,可以在单个反应器内实现亚硝酸盐的累积.好氧 1 区的 DO 控制在  $1.5 \sim 2.0 \text{ mg L}^{-1}$ ,好氧 2 区的 DO 控制在  $0.5 \sim 1.0 \text{ mg L}^{-1}$ ,氨氮去除率可以达到 90% 以上,该调控模式成为短程硝化的最佳运行调控模式.

3) 在缺氧段能够实现以亚硝酸盐和硝酸盐共同作为电子受体的反硝化除磷,系统内的反硝化除磷量占每日总除磷量的 80% 以上.该工艺在节省曝气量和外加碳源方面具有明显的优越性.

责任作者简介:黄霞 (1963—),女,工学博士,清华大学环境科学与工程系教授,博士生导师,国家杰出青年基金获得者.

主要从事膜法污水处理与回用技术、微生物燃料电池污水产电与净化技术等方面的研究,自 2000 年以来在国内外学术期刊上发表论文近 140 篇,获授权发明专利 15 项,国家科技进步二等奖 1 项,省部级一等奖 5 项.

## 参考文献 (References):

- Abeling U, Seyfried C F. 1992. Anaerobic-aerobic treatment of high strength ammonium wastewater nitrogen removal via nitrite [J]. *Water Sci Technol* 26 (10): 7—15
- Ahn J, Daidou T. 2002. Characterization of denitrifying phosphate-accumulating organisms cultivated under different electron acceptor conditions using polymerase chain reaction denaturing gradient gel electrophoresis assay [J]. *Water Res* 36: 403—412
- Carrea J, Jubany J, Carvallo L. 2004. Kinetic models for nitrification inhibition by ammonium and nitrite in a suspended and an immobilised biomass systems [J]. *Process Biochem* 39: 1159—1165
- Collivignarelli C, Bertanza G. 1994. Simultaneous nitrification-denitrification processes in activated sludge plants: performance and applicability [J]. *Water Sci Technol* 40: 187—194
- Dains H, Nielsen J L, Nielsen P H. 2001. In situ characterization of Nitrospira-like nitrite oxidising bacteria active in wastewater treatment plants [J]. *Appl Environ Microbiol* 67: 5273—5284
- Hellinga C, Schellen A. 1998. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water [J]. *Water Sci Technol* 37: 135—142
- Kuba T, Heijnen J. 1997. Occurrence of denitrifying phosphorus removing bacteria in modified UCT-type wastewater treatment plants [J]. *Water Res* 31: 777—786
- Laanbroek H J, Bodelier P L E, Gerards S. 1994. Oxygen consumption kinetics of *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter hamburgensis* grown in mixed continuous cultures at different oxygen concentrations [J]. *Arch Microbiol* 61: 156—162
- Lee D S, Jeon C O. 2001. Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system [J]. *Water Res* 35: 3968—3976
- Meinhold J, Carlos D M F. 1999. Characterization of the denitrifying fraction of phosphate accumulating organisms in biological phosphate removal [J]. *Water Sci Technol* 39 (1): 31—42
- Ruiz G, Jeison D, Chanzy R. 2003. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration [J]. *Water Res* 37: 1371—1377
- Turk O, Mavinic D S. 1987. Selective inhibitor: A novel concept for removing nitrogen from highly nitrogenous wastes [J]. *Environ Technol Lett* 8: 419—426
- Wiesmann U. 1994. Biological nitrogen removal from wastewater [J]. *Adv Biochem* 51: 113—154