

交替好氧缺氧短程硝化及其特性

高春娣, 李 浩, 焦二龙, 王惟肖, 王淑莹
(北京工业大学 环境与能源工程学院, 北京 100124)

摘 要: 为了完善交替好氧缺氧短程硝化研究,以低 $\rho(\text{COD})/\rho(\text{TN})$ 实际生活污水为研究对象,采用2组SBR反应器,考察了交替好氧缺氧短程硝化的实现及其特性. 结果表明:在温度 $(24 \pm 2)^\circ\text{C}$ 、污泥龄为35 d且无限制溶解氧的条件下,以不同的好氧缺氧时间比运行的2组反应器均实现了稳定的短程硝化,出水的亚硝酸盐积累率达90%以上,氨氮质量浓度接近0 mg/L,硝酸盐质量浓度在2 mg/L以下;以交替好氧缺氧模式运行200 d后,2组反应器比氨氧化速率分别是普通好氧缺氧模式的2倍和1.8倍,在不影响出水水质的情况下,显著减少了曝气时间,降低了曝气能耗;交替模式运行的反应器污染物去除效果良好,氨氮去除率达100%,COD去除率在80%左右,TN去除率高于普通好氧缺氧模式的去除率,达70%.

关键词: 交替好氧缺氧; 短程硝化; 实际生活污水; 比氨氧化速率

中图分类号: X 703

文献标志码: A

文章编号: 0254-0037(2015)01-0116-07

doi: 10.11936/bjtxb2014020006

Alternate Oxidation-anoxic Mode Realizing Nitrification and Its Characterization

GAO Chun-di, LI Hao, JIAO Er-long, WANG Wei-xiao, WANG Shu-ying

(College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: Two sequencing batch reactors (SBR) treating domestic sewage with low COD/TN ratio were employed to investigate the realization and characterization of alternate oxidation-anoxic nitrification. The results show that stable nitrification is realized on the condition of temperature of $(24 \pm 2)^\circ\text{C}$, sludge retention time of 35 day and without aeration restriction. And the nitrite accumulation rate of effluent is above 90%, with no ammonia and little nitrate (lower than 2 mg/L) in effluent. The specific ammonia oxidation rates of the SBRs being operated under alternate mode for 200 days are respectively twice and 1.8 times of those under oxidation-anoxic mode, thus aeration duration is shortened and energy consumption of aeration is saved without impacting effluent quality. The performance of the SBRs operated under alternate mode is improved, and the ammonia, COD and TN removal efficiency reach 100%, 80% and 70% respectively.

Key words: alternate oxidation-anoxic; nitrification; domestic sewage; specific ammonia oxidation rate

与传统全程硝化反硝化脱氮工艺相比,短程硝化反硝化具有诸多优势,包括硝化阶段节省25%曝气能耗,反硝化阶段节省40%的有机碳源,反硝化速率提高63%以及更低的污泥产率等^[1-2]. 同时,稳定的短程硝化也是实现两级厌氧氨氧化的第一步^[3]. 因此,稳定地实现短程硝化成为生物脱氮方

面的一个研究重点.

已有研究表明,有利于实现短程硝化的反应条件包括高温^[4]、低溶解氧^[5-6]、高游离氨和游离亚硝酸^[7-9]、曝气实时控制^[10-13]以及缺氧扰动^[14-16]等. 在上述反应条件中,缺氧扰动即交替好氧缺氧有许多独特的优势:首先,该方法在常温下即可进行,无须

收稿日期: 2014-02-12

基金项目: 青年科学基金资助项目(51108005)

作者简介: 高春娣(1973—),女,副教授,主要从事污水生物处理理论与技术方面的研究, E-mail: gaochundi@bjut.edu.cn

较高的反应温度(像 SHARON 工艺^[17]);其次,只需对曝气设备进行简单设定,无需复杂的在线控制设备,并且无需添加任何化学物质. 因此,该方法具有对水质条件要求很低、控制过程简单以及成本较低等特点,适合于生活污水短程硝化反硝化,有良好的应用和研究价值. 但是,目前关于交替好氧缺氧短程硝化在实际生活污水中的应用及反应特性研究依然较少.

基于上述研究背景,本文的主要目的是考察处理低 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 生活污水的序批式生物反应器(sequencing batch reactor, SBR)能否通过交替好氧缺氧方式实现短程硝化,并分析了整个反应系统的特性,完善了交替好氧缺氧短程硝化理论,为其在实际中的应用提供了一定依据.

1 材料与方法

1.1 进水水质和污泥

本实验所用实际生活污水取自某小区化粪池,其 $\rho(\text{COD})/\rho(\text{TN})$ 介于 2.2 ~ 4.3,属于低 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 污水. 水质组分见表 1. SBR 接种的污泥来自北京高碑店污水处理厂,该厂采用的工艺类型为 AAO,运行稳定,污泥的硝化以及沉降性能良好. 污泥取回后,以好氧-缺氧(O/A)模式驯化了 2 个月.

表 1 试验进水水质
Table 1 The influent characteristics

pH	$\rho(\text{COD})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_3^--\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_2^--\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
7.2 ~ 7.8	137 ~ 296	48 ~ 83	0.19 ~ 1.3	0.01 ~ 0.26

1.2 反应器

SBR 反应装置如图 1 所示. 反应器由有机玻璃制成,呈圆柱形,有效体积为 10 L. 反应器侧面设置一排间距为 10 cm 的取样口,用以取样、排水和排泥;以 3 个曝气头作为曝气器,采用鼓风曝气,并以转子流量计调节进气量;设有搅拌器,通过搅拌使活性污泥处于悬浮状态;温度由加热棒控制.

反应器运行模式如图 2 所示,SBR 1 运行模式为瞬时进水,反应时间分 3 段,每段包括 30 min 好氧和 60 min 缺氧,静沉 60 min 后排水,好氧缺氧时间比为 1:2. SBR 2 运行模式为瞬时进水,反应时间分 4 段,每段包括 30 min 好氧和 30 min 缺氧,静沉 60 min 后排水,好氧缺氧时间比为 1:1,为了兼顾时间比和每段的好氧时间,SBR 1 总的运行时间比

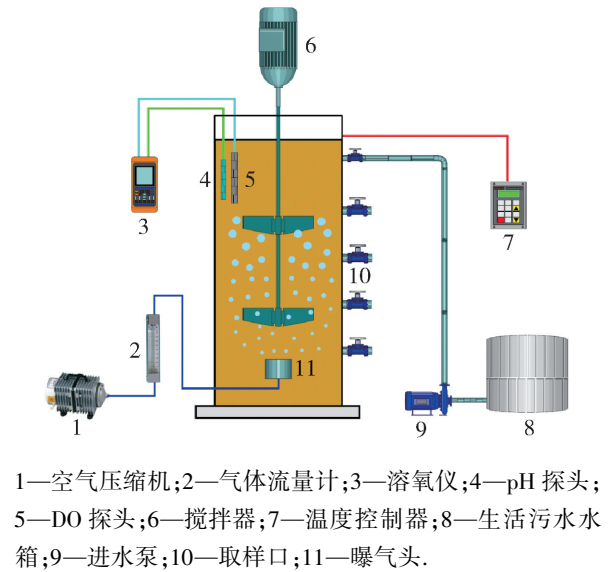


图 1 SBR 反应器示意图
Fig. 1 Schematic diagram of SBR

SBR 2 多出 30 min. 考虑到实际操作,2 个 SBR 每天分别运行 2 个周期,其余时间为闲置期.

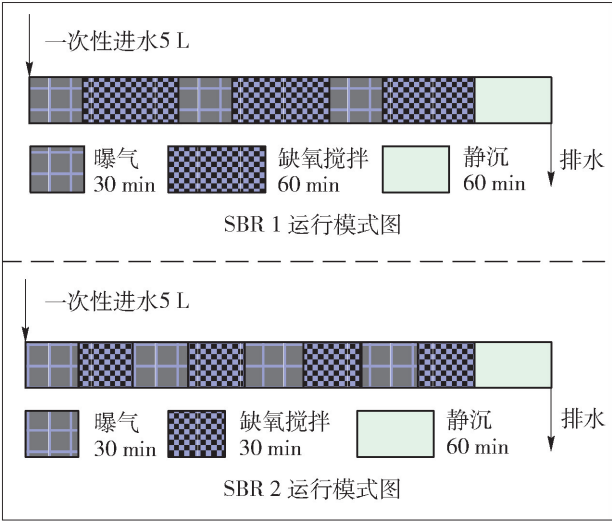


图 2 反应器运行模式
Fig. 2 SBR operational patterns

1.3 分析方法

$\rho(\text{COD})$ 、 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 、 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 、 $\rho(\text{NO}_2^--\text{N})$ 、 $\rho(\text{MLSS})$ 、 $\rho(\text{SS})$ 、 $\rho(\text{SVI})$ 均采用国家规定的标准方法^[18]测定, $\rho(\text{TN})$ 用 multi N/C 3000 分析仪 (Analytik Jena AG)测定. $\rho(\text{DO})$ 、pH 采用 WTW 溶解氧测定仪 (Multi 340i 型)测定.

2 结果与讨论

2.1 短程硝化的实现

反应器内混合液温度始终保持在 $(24 \pm 2)^\circ\text{C}$,

曝气量恒定(1.2 L/min),每周期瞬时进水5 L,反应结束后,进行污泥沉淀,排出上清液5 L. 污泥质量浓度(mixed liquid suspended solids, MLSS)维持在2~3 g/L,污泥龄(sludge retention time, SRT)大约为35 d. 2个SBR开始时以O—A(好氧3 h,缺氧1 h)模式运行,出水氨氮为 $0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,以硝态氮为主,亚硝积累率接近0,之后运行模式改为交替缺氧好氧,见图2. 由图3可知,运行方式改为交替好氧缺氧之后,2个反应器出水的亚硝酸盐积累率(nitrite accumulation rate, NAR)逐步升高. SBR 1反应器在交替运行到第47 d时,NAR达到90%,而SBR 2反应器在第59 d后,NAR达到90%,之后基本维持在90%以上,这表明系统成功实现了稳定的短程硝化.

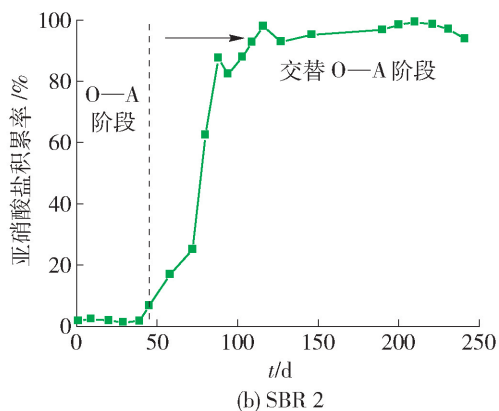
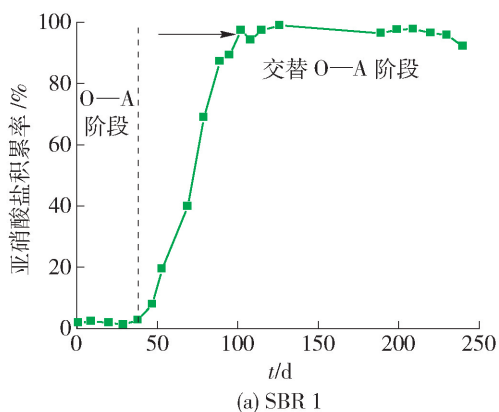


图3 亚硝酸盐积累率变化

Fig. 3 Variation of nitrite accumulation rate

2.1.1 温度的影响

氨氧化细菌(ammonia oxidizing bacteria, AOB)和亚硝酸盐氧化细菌(nitrite oxidizing bacteria, NOB)生长的最适温度不同,虽然不同的学者得出结论不尽相同^[17, 19-20],但是,普遍认为高温条件(大于30℃)有利于实现和维持短程硝化. 在本实验中,温度始终都保持在24℃左右,AOB和NOB生长速

率的差别较小,温度不是本实验中实现短程的主要因素.

2.1.2 pH、游离氨及游离亚硝酸的影响

pH值是影响短程硝化的关键因素,其对游离氨(free ammonia, FA)和游离亚硝酸(free nitrous acid, FNA)质量浓度有影响,从而间接影响硝化微生物的生长. 现有研究表明^[21],FA对AOB和NOB均有抑制作用,但是2种微生物的耐受阈值不同,硝化杆菌的阈值是0.1~1 mg/L,而亚硝化单胞菌的阈值是10~150 mg/L. 因此,当 $\rho(\text{FA})$ 介于NOB和AOB的阈值之间时,有助于短程硝化. 本实验采用的实际生活污水,其pH值介于7.2~7.8,氨氮质量浓度小于80 mg/L,因此, $\rho(\text{FA})$ 基本低于0.1 mg/L,并不会影响AOB和NOB的活性. FNA抑制AOB和NOB生长的质量浓度分别是0.4、0.02 mg/L^[22-23],而本实验中亚硝态氮质量浓度最高为32 mg/L,温度最低22℃,pH值最低7.05,FNA最高值低于0.009 mg/L,因此,FNA对AOB和NOB活性的抑制基本可以忽略.

2.1.3 DO的影响

有研究表明^[24],AOB和NOB的氧饱和常数不同,分别为0.3、1.1 mg/L,所以AOB对氧的亲合力比NOB强得多. 因此,当 $\rho(\text{DO})$ 较低时有利于实现短程硝化. 在本实验中,曝气充足,反应后期 $\rho(\text{DO})$ 已达到4~5 mg/L,因此,DO并不是本试验中实现短程硝化的原因.

2.1.4 SRT的影响

一般而言,AOB的世代时间较NOB短,适当的泥龄会有助于实现短程硝化. 但是,在温和条件(室温,中性pH值,氨氮质量浓度较低)下,二者生长速率的差别很小. 因此,单独控制SRT很难实现短程硝化. Pollice等^[25]研究表明,在温度为32℃、pH值为7.2且供氧充足的条件下,SRT成为影响SBR实现短程硝化的一个关键因素. 但是,本实验中SRT基本维持在35 d,泥龄足够长,在此泥龄下,AOB和NOB在系统中均可生长,所以,SRT也不是本实验中短程硝化的关键因素.

综上所述,排除了温度、pH值、FA、FNA、SRT以及DO这些因素后,本实验中实现短程的主要原因应该是交替好氧缺氧运行模式. 从微生物生长以及生理生化的角度看,其原因仍不是十分清楚. 有研究推断^[14],在该运行模式中反复出现的缺氧条件会抑制NOB生长,并且这种抑制作用与缺氧段长度成正比,但是对AOB的生长没有影响,因此,长期以交

替模式运行, NOB 的数量就逐渐减少, 从而实现短程硝化. 本实验的结果也支持了这一推论, SBR 1 缺氧段长度是 SBR 2 的 2 倍, 但是前者 NAR 却比后者提前 12 d 达到 90%, 即缺氧段越长对 NOB 的抑制作用越强, 此外, 不论好氧缺氧时间比是 1:1 还是 1:2, 最后均成功实现短程硝化, 说明时间比并不是决定短程硝化能否成功实现的关键因素. 但在 Kornaros 等^[15]的研究中, 反应时间为 240 min 的一组 SBR 反应器, 分别以好氧缺氧时间比为 1:1、1:2、1:3 运行时, 均未能实现短程硝化. 与本实验不同的是, Kornaros 的 SRT 控制在 16 d, 适度短的 SRT 在特定条件下有助于实现短程硝化, 但 SRT 对交替好氧缺氧短程硝化实现的具体影响还需进一步研究. 另外, 从本研究中可看出, SBR 1 和 SBR 2 短程硝化的启动时间均超过了 1 个月, 而启动时间过久会直接影响该方法在实际工程中的应用. 因此, 交替好氧缺氧短程硝化的启动机理和启动时间优化方面仍有许多工作要做.

2.2 短程硝化的特性

短程硝化实现后, 某典型周期内三氮的变化规律见图 4, 整个反应过程中, 氨氮质量浓度始终在下降, 而亚硝态氮质量浓度先逐步上升后又下降, 之后不断上升, 分析原因是反应初期混合液中碳源较多, 反硝化进行导致亚硝态氮质量浓度下降, 随着碳源不断消耗, 碳源不足, 反硝化无法进行导致亚硝态氮不断积累. 整个过程中硝态氮的质量浓度始终低于 1 mg/L, 说明 NOB 得到了比较彻底地淘洗. 此外, 如图中红圈所示, 在 SBR 1 中比较有意思的现象是缺氧段氨氮明显减少且亚硝态氮明显增多, 具体的原因还需进一步研究. $\rho(\text{DO})$ 和 pH 变化规律见图 5. 由图 5 可知, 反应器中 $\rho(\text{DO})$ 呈脉冲式变化, 好氧段快速升高, 缺氧段接近于 0; pH 值呈锯齿状变化, 好氧段发生硝化反应导致 pH 下降, 缺氧段进行反硝化导致 pH 上升. 交替好氧缺氧模式可显著减少反应过程中碱度的消耗, 对于碱度不足的废水, 减少碱度投加量以降低处理成本意义更加明显.

2.2.1 比氨氧化速率的比较

由图 6 可知, 当运行方式从好氧缺氧(OA 模式)变为交替好氧缺氧时, 比氨氧化速率(specific ammonia oxidation rate, SAOR)有所下降, 第 30 d 时, SBR 1 的 SAOR 从 5.55 mg/(g·h) 降低到 2.89 mg/(g·h), 降幅为 47.9%, 而 SBR 2 降低到 3.52 mg/(g·h), 降幅为 36.6%, SBR 1 下降得更为明显; 当反应器以交替的模式运行了 120 d 后, 2 个反应器

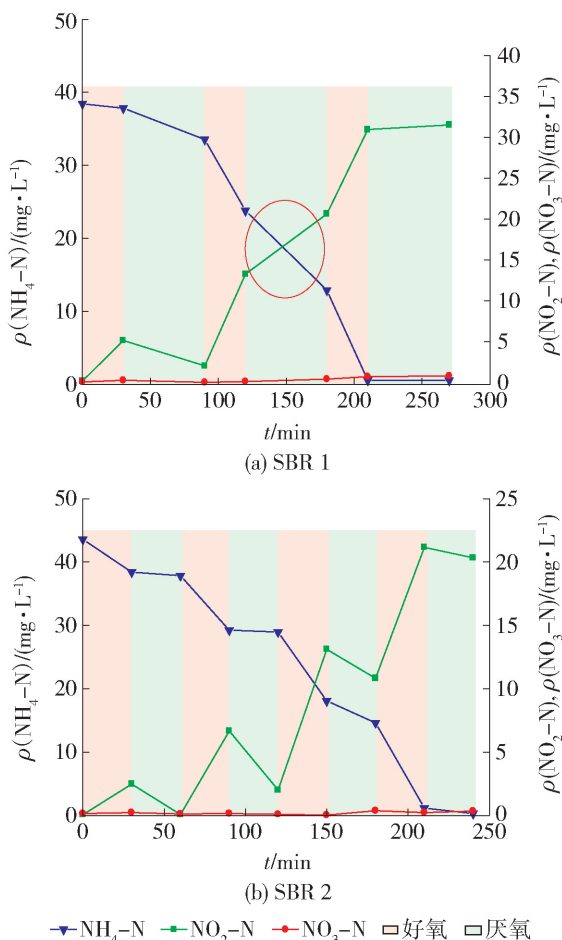


图 4 反应周期内三氮变化图

Fig. 4 Profiles of ammonia, nitrite and nitrate during a certain cycle

的 NAR 均已超过 90%, 表明实现了短程硝化. 此时系统的 SAOR 已经逐步回升并超过了最初的 SAOR; 当反应进行到第 200 d 时, 2 个反应器的 SAOR 分别达到 11.54、10.45 mg/(g·h), 分别为最初值的 205% 和 188%. 此外, 由图 4 可知, 1 个 SBR 1 反应周期包含的好氧时间总和为 1.5 h, 而 SBR 2 好氧时间为 2 h, 好氧结束时二者的氨氮均已除完, 表明 SBR 1 的氨氧化速率高于 SBR 2 的氨氧化速率. 可以得出结论: SBR 反应器长期以交替好氧缺氧模式运行, 其比氨氧化速率显著提高. SAOR 的提高使得反应所需好氧时间大大减少 (SBR 1 和 SBR 2 好氧时间分别比 OA 模式时减少了 50% 和 33%), 可节省更多的曝气能耗.

SAOR 提高的原因可能是运行模式转变后, 好氧时间明显缩短, 对 AOB 的氨氧化能力形成了选择压, 长期运行后氨氧化速率得以不断提高. Dytczak 等^[26]研究发现, 长期以缺氧/好氧交替方式运行的 SBR 反应器的硝化速率是全程好氧反应器速率的 2

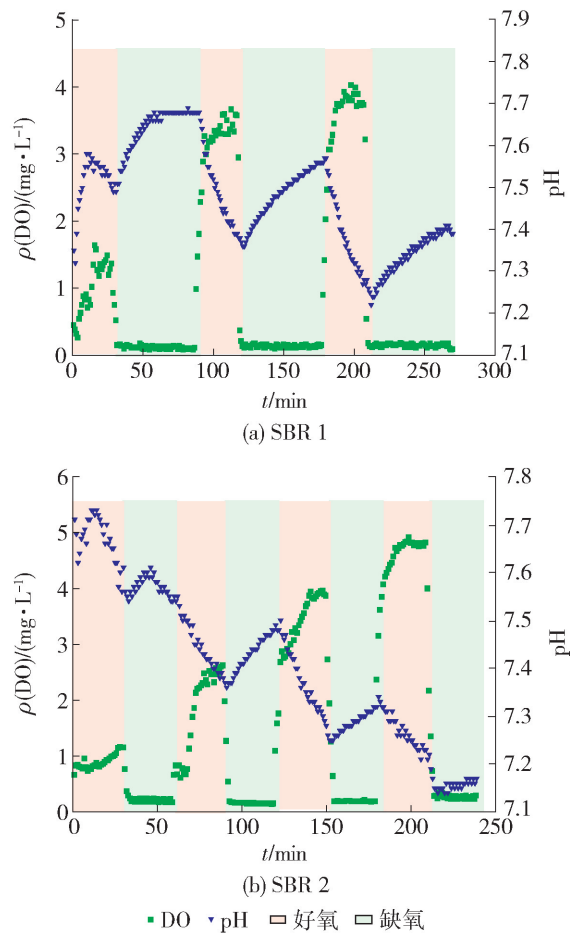
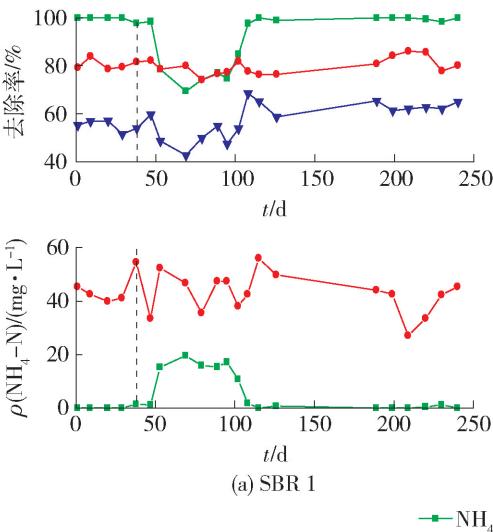


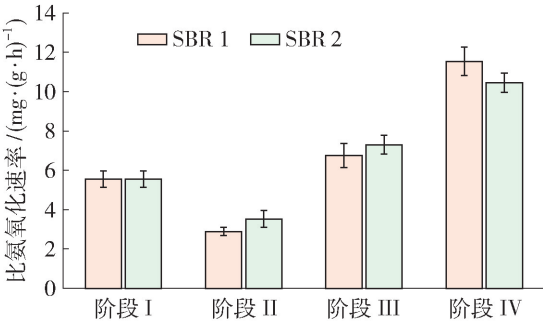
图 5 DO-pH 变化图

Fig. 5 Profiles of DO and pH during a certain cycle

倍,2 种运行模式下微生物种类发生了变化,交替运行的反应器里快速硝化细菌(亚硝化单胞菌和硝化杆菌)占优势;而全程好氧反应器中是慢速硝化细



菌(亚硝化螺菌和硝化螺菌)占优势. 与本实验不同的是,Dytczak 整个实验过程中交替运行反应器始终是全程硝化,并未实现短程硝化,这表明交替模式实现短程需具备一定的条件.



注:阶段 I 为反应器运行模式为好氧缺氧,即 OA 模式;阶段 II 为运行模式改为交替好氧缺氧后 30 d;阶段 III 为运行模式更改后 120 d;阶段 IV 为运行模式改后 200 d.

图 6 比氨氧化速率(SAOR)变化

Fig. 6 Variation of specific ammonia oxidation rate

2.2.2 污染物去除特性

由图 7 可知,SBR 1 和 SBR 2 两个反应器 COD 去除率在运行模式改变前后变化不大,始终维持在 80% 左右,出水基本都小于 50 mg/L,达到了一级 A 标准对 COD 的要求. 反应器模式改为交替好氧缺氧前,氨氮去除良好,去除率始终保持在 100%. 改变运行模式后,氨氮去除迅速恶化,出水氨氮一度达到 20 mg/L,且这个过程持续了超过 60 d,之后氨氮去除率逐步提高,恢复到了模式改变前的状态. 分析其原因,一是运行模式改变后,好氧段时间大为缩

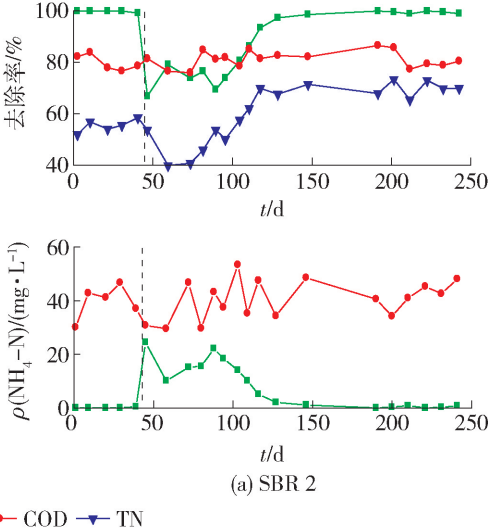


图 7 NH₄-N、COD 及 TN 去除特性

Fig. 7 Removal characteristics of NH₄-N, COD and TN

减,氨氮氧化无法完成,去除恶化当属正常;二是AOB无法立即适应新的运行模式,致使其氨氧化活性受到影响,氨氧化速率降低(见图6)加剧了氨氮去除恶化的情况。总氮(TN)去除率的变化趋势与氨氮一致,运行模式改变后很快恶化,之后逐步恢复到接近70%,高于运行模式为OA时55%左右的去除率,表明交替运行模式可更加有效地利用碳源,提高反硝化效果。由于进水 $\rho(C)/\rho(N)$ 过低,反硝化碳源严重不足,因此,即使短程硝化反硝化能节省反硝化40%的碳源,总氮出水依然无法达标(在图7中没有反映)。但在投加少量碳源的情况下可实现高效脱氮,此外,其出水也可直接作为两级厌氧氨氧化的进水,为后者提供稳定的亚硝态氮,实现高效节能的污水生物脱氮目标。

3 结论

1) 常温条件下,通过交替好氧缺氧方式可以稳定持久地实现生活污水短程硝化,该方法简单易行,对进水水质要求低,适合于生活污水。

2) 交替好氧缺氧运行模式的SBR 1和SBR 2反应器比氨氧化速率分别为普通好氧缺氧模式的2倍和1.8倍,该方法极大地减少好氧曝气时间,强化短程硝化反硝化的节能效果。

3) 交替模式运行下污染物去除特性良好,氨氮去除率100%,COD去除率达80%,TN去除率约70%,适合于低 $\rho(C)/\rho(N)$ 的生活污水,也可与厌氧氨氧化耦合实现高效可持续生物脱氮,应用前景广阔。

参考文献:

- [1] PENG Yong-zhen, ZHU Gui-bing. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2006, 73(1): 15-26.
- [2] KATSOGIANNIS A, KORNAROS M, LYBERATOS G. Enhanced nitrogen removal in SBRs bypassing nitrate generation accomplished by multiple aerobic/anoxic phase pairs[J]. Water Science & Technology, 2003, 47(11): 53-59.
- [3] KUENEN J G. Anammox bacteria: from discovery to application[J]. Nature Reviews Microbiology, 2008, 6(4): 320-326.
- [4] KIM J H, GUO X J, PARK H S. Comparison study of the effects of temperature and free ammonia concentration on nitrification and nitrite accumulation [J]. Process

Biochemistry, 2008, 43(2): 154-160.

- [5] BLACKBURNE R, YUAN Zhi-guo, KELLER J. Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main selection factor [J]. Biodegradation, 2008, 19(2): 303.
- [6] ASLAN S, MILLER L, DAHAB M. Ammonium oxidation via nitrite accumulation under limited oxygen concentration in sequencing batch reactors[J]. Bioresource Technology, 2009, 100(2): 659-664.
- [7] YAMAMOTO T, TAKAKI K, KOYAMA T, et al. Long-term stability of partial nitrification of swine wastewater digester liquor and its subsequent treatment by anammox [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(14): 6419-6425.
- [8] VADIVELU V M, KELLER J, YUAN Zhi-guo. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched nitrobacter culture[J]. Water Research, 2007, 41(4): 826-834.
- [9] ASLAN S, DAHAB M. Nitrification and denitrification of ammonium-rich wastewater using fluidized-bed biofilm reactors[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 156(1): 56-63.
- [10] PENG Yong-zhen, CHEN Ying, PENG C Y, et al. Nitrite accumulation by aeration controlled in sequencing batch reactors treating domestic wastewater[J]. Water Science and Technology: a Journal of the International Association on Water Pollution Research, 2004, 50(10): 35-43.
- [11] BLACKBURNE R, YUAN Zhi-guo, KELLER J. Demonstration of nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater [J]. Water Research, 2008, 42(8/9): 2166-2176.
- [12] LEMAIRE R, MARCELINO M, YUAN Zhi-guo. Achieving the nitrite pathway using aeration phase length control and step-feed in an SBR removing nutrients from abattoir wastewater [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2008, 100(6): 1228-1236.
- [13] GUO Jian-hua, PENG Yong-zhen, WANG Shu-ying, et al. Effective and robust partial nitrification to nitrite by real-time aeration duration control in an SBR treating domestic wastewater[J]. Process Biochemistry, 2009, 44(9): 979-985.
- [14] KORNAROS M, DOKIANAKIS S N, LYBERATOS G. Partial nitrification denitrification can be attributed to the slow response of nitrite oxidizing bacteria to periodic anoxic disturbances [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(19): 7245-7253.
- [15] KORNAROS M, MARAZIOTI C, LYBERATOS G. A

- pilot scale study of a sequencing batch reactor treating municipal wastewater operated via the UP-PND process [J]. *Water Science and Technology*, 2008, 58 (2): 435-438.
- [16] YOO K, AHN K H, LEE H J, et al. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor [J]. *Water Research*, 1999, 33 (1): 145-154.
- [17] HELLINGA C, SCHELLEN A, MULDER J W, et al. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 37(9): 135-142.
- [18] 国家环境保护局水和废水监测分析方法编委会. 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: 210-281.
- [19] YOO H, AHN K, LEE H, et al. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor [J]. *Water Research*, 1999, 33 (1): 145-154.
- [20] BALMELLE B, NGUYEN K M, CAPDEVILLE B, et al. Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification[J]. *Water Science and Technology*, 1992, 26(5/6): 1017-1025.
- [21] ANTHONISEN A C, LOEHR R C, PRAKASAM T, et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid [J]. *Water Pollut Control Fed*, 1976, 48(5): 835-852.
- [22] VADIVELU V M, YUAN Zhi-guo, FUX C, et al. The inhibitory effects of free nitrous acid on the energy generation and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(14): 4442-4448.
- [23] VADIVELU V M, KELLER J, YUAN Zhi-guo. Effect of free ammonia and free nitrous acid concentration on the anabolic and catabolic processes of an enriched *Nitrosomonas* culture [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2006, 95(5): 830-839.
- [24] WIESMANN U. Biological nitrogen removal from wastewater[M]. Berlin: Springer, 1994: 113-154.
- [25] POLLICE A, TANDOI V, LESTINGI C. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate [J]. *Water Research*, 2002, 36 (10): 2541-2546.
- [26] DYTCHAK M A, LONDREY K L, OLESZKIEWICZ J A. Activated sludge operational regime has significant impact on the type of nitrifying community and its nitrification rates[J]. *Water Research*, 2008, 42(8): 2320-2328.

(责任编辑 郑筱梅)

(上接第 115 页)

- [20] SHELDRICK G M. SHELXS-97, Program for X-ray crystal structure refinement [M]. Göttingen, Germany: University of Göttingen, 1997.
- [21] 林海彬, 汪庆祥, 周朝晖. 乳酸钴配合物与牛血清蛋白相互作用的研究[J]. *无机化学学报*, 2011, 27 (7): 1239-1244.
- LIN Hai-bin, WANG Qing-xiang, ZHOU Chao-hui. Syntheses of a series of lactato cobalt complexes and their interaction with bovine serum albumin [J]. *Chinese J Inorg Chem*, 2011, 27(7): 1239-1244. (in Chinese)
- [22] WEI You-huan, TAN An-zhi, CHEN Zi-lu, et al. Syntheses and crystal structures of cobalt(II) and nickel (II) coordination polymers with 3-aminobenzoic acid ligand[J]. *Chin J Struct Chem*, 2006, 25 (3): 343-347.
- [23] HUANG You-gui, ZHOU You-fu, WU Ben-lai, et al. Syntheses and crystal structures of two complexes with 3-(3-pyridyl)acrylic acid [J]. *Chin J Struct Chem*, 2005, 24(10): 1123-1128.
- [24] ZHANG Bi-song. Hydrothermal synthesis, crystal structure and thermal analyses of pyrazine-2, 3-dicarboxylic acid bridged Co(II) coordination polymer of $\infty^2[\text{Co}(\text{phen})(\mu\text{-L})_{3/3}] \cdot \text{H}_2\text{O}$ (H_2L = Pyrazine-2, 3-dicarboxylic Acid) [J]. *Chin J Struct Chem*, 2005, 24 (4): 478-482.
- [25] SARKAR B N, BHAR K, CHATTOPADHYAY S, et al. Synthesis, structure and luminescence behaviour of heptacoordinated one-dimensional coordination polymers of the type $[\text{Cd}(\text{L})(\text{dca})]_n(\text{X})_n$ (L = a pentadentate Schiff base; dca = dicyanamide; $\text{X} = \text{ClO}_4^-$, PF_6^-) [J]. *J Mol Struct*, 2010, 963(1): 35-40.

(责任编辑 郑筱梅)