

SBR 亚硝化快速启动过程中影响因子研究

李冬¹, 陶晓晓^{1,2*}, 李占¹, 王俊安³, 张杰⁴

(1. 北京工业大学水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室, 北京 100124; 2. 河南省城市规划设计研究总院有限公司, 郑州 450000; 3. 北京桑德环保集团研发中心, 北京 101102; 4. 哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090)

摘要:在低 DO 条件下对 SBR 反应器实现快速亚硝化的途径及影响因素进行研究. 控制反应器主要参数为: DO 0.15 ~ 0.40 mg/L, pH 值 7.52 ~ 8.30, 温度 22.3 ~ 27.1℃, 曝气时间为 8 h. 通过高、低氨氮浓度 (245.28 mg/L 与 58.08 mg/L) 交替进水的方式, 经过 57 个周期 (36 d) 的稳定运行成功实现了亚硝化的快速启动, 亚硝化率高达 100%, 并考察了启动过程中亚硝酸盐氮积累的影响因素, 分析了不同溶解氧浓度下 SBR 周期内 DO 和 pH 值的变化规律. 结果表明, 适当提高 DO 浓度可以提高亚硝化系统的运行效能, 当平均 DO > 0.72 mg/L 时, 亚硝酸盐氧化菌开始恢复活性; FA 浓度可作为控制亚硝化的关键因素, DO 浓度则是亚硝化稳定运行的决定性因子. 在 SBR 周期试验中, pH 值可作为硝化反应结束的控制参数, 而 DO 浓度在氨氮被降解完毕前快速升高, 它不能很好地指示硝化反应的结束.

关键词: SBR; 亚硝化; pH; 游离氨; 溶解氧

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)08-2317-06

Factors of the Rapid Startup for Nitrosation in Sequencing Batch Reactor

LI Dong¹, TAO Xiao-xiao^{1,2}, LI Zhan¹, WANG Jun-an³, ZHANG Jie⁴

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. Urban Planning and Design Institute Co. Ltd. of Henan Province, Zhengzhou 450000, China; 3. Research and Development Center, Beijing Sound Environmental Group, Beijing 101102, China; 4. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: The approach and factors for realizing the rapid startup of nitrosation were researched at the low level of dissolved oxygen (DO) in sequencing batch reactor (SBR). The main parameters of the reactor were controlled as follows: DO were 0.15-0.40 mg/L, pH values kept from 7.52 to 8.30, temperature maintained at 22.3-27.1℃, and time of aeration was 8 hours. The purpose of rapid startup for nitrosation was achieved after 57 cycles (36 d) with the alternative influent of high and low ammonium wastewater (the mean values were 245.28 mg/L and 58.08 mg/L respectively) in a SBR, and the nitrosation rate was even 100%. Factors of accumulation of nitrite were investigated and the effects of DO and pH were analyzed during the startup for nitrosation. The results showed that it could improve the efficiency of nitrosation when DO concentration was increased appropriately. The activity of nitrite oxidizing bacteria (NOB) was recovered gradually when DO was higher than 0.72 mg/L. The key factor of controlling nitrosation reaction was the concentration of free ammonia (FA), while the final factor was the concentration of DO. pH was a desired controlling parameter to show the end of nitrification in a SBR cycle, while DO concentration did not indicate the finishing of SBR nitrification accurately because it increased rapidly before ammonia nitrogen was oxidized absolutely.

Key words: sequencing batch reactor (SBR); nitrosation; pH; free ammonia (FA); dissolved oxygen (DO)

亚硝化-厌氧氨氧化工艺是目前已知的最经济简捷的生物脱氮工艺, 与传统的硝化/反硝化工艺相比, 该工艺具有需氧量低、无需有机碳源和运行费用低等优点^[1]. 但是, 要使该工艺实现稳定运行, 其关键难点之一是如何稳定控制亚硝化过程为厌氧氨氧化反应器提供合适的进水. 影响亚硝化反应的主要因素包括温度^[2,3]、pH 值^[4,5]、游离氨^[6]、溶解氧^[7-9]、污泥龄^[10,11]、水力停留时间^[12]和有害物质^[13]等. 本研究通过控制曝气量与进水氨氮浓度, 利用 DO 与 FA 浓度对氨氧化菌 (ammonium oxidizing bacteria, AOB) 和亚硝酸氧化

菌 (nitrite oxidizing bacteria, NOB) 的作用范围差异, 探寻亚硝化的快速启动途径并分析启动过程中的影响因素.

收稿日期: 2010-09-21; 修订日期: 2010-12-13

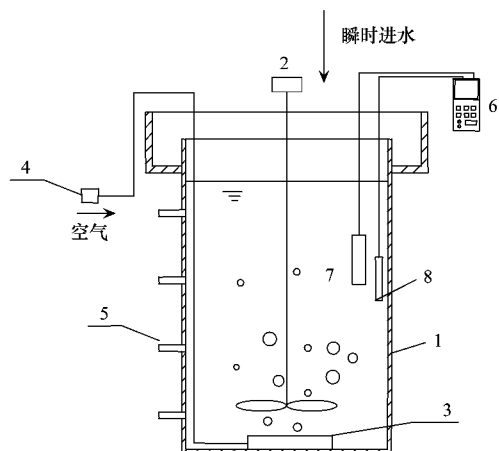
基金项目: 国家自然科学基金项目 (50878003); 北京市自然科学基金项目 (8092006); 城市水资源与水环境国家重点实验室开放基金项目 (08UWQA08, QAK201005); 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2008ZX07208-003-003, 2008ZX07420-004-BJUT001, 2008ZX07208-005-003); 北京工业大学第八届研究生科技基金项目 (ykj-2010-3405, ykj-2010-3480, ykj-2010-3479)

作者简介: 李冬 (1976 ~), 女, 博士, 教授, 主要研究方向为水质科学与水环境恢复关键技术, E-mail: lidong2006@bjut.edu.cn
* 通讯联系人, E-mail: pixiao1987@163.com

1 材料与方法

1.1 试验装置

采用有机玻璃加工而成的反应器,如图 1 所示. 反应器总容积为 33 L, 试验有效容积为 25 L; 底部设置内径为 11 cm 的曝气环, 通过可调式气泵为反应过程提供溶解氧; 反应器内设置搅拌机, 提供泥水混合动力; 反应器壁上每隔 100 mm 设置取样口一个.



1. 反应器; 2. 搅拌机; 3. 曝气环; 4. 超静音可调式气泵; 5. 取样口;
6. 手提式溶解氧/pH 测定仪; 7. 溶解氧探头; 8. pH 探头

图 1 试验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the experimental equipment

1.2 试验用水与接种污泥

以北京工业大学教工家属西区生活污水作为原水, 原水水质: NH_4^+-N 70 ~ 90 mg/L, NO_2^--N < 1 mg/L, NO_3^--N < 1 mg/L, COD 240 ~ 460 mg/L, TP 5.0 ~ 8.5 mg/L, pH 值 7.0 ~ 8.0. 试验用水主要分两部分: 高氨氮试验用水为人工配水, 即使用经过 A/O 生物除磷工艺 (以原水为进水) 的二级处理出水, 在其中投加适量硫酸铵以提供试验所需的 NH_4^+-N 反应基质, 并相应投加碳酸氢钠来维持硝化过程中所需的碱度, 不控制 pH 值; 低氨氮试验直接使用 A/O 生物除磷的二级处理出水作为反应器的进水. 具体水质指标为: COD < 50 mg/L, 高浓度 NH_4^+-N 200 ~ 358 mg/L, 低浓度 NH_4^+-N 35 ~ 81 mg/L, NO_2^--N < 1 mg/L, NO_3^--N < 1 mg/L, pH 为 7.50 ~ 8.30.

试验接种污泥取自北京高碑店污水处理厂 A²/O 工艺的回流污泥, MLSS 为 9.85 g/L, 接种量为 6 L, 接种后反应器内污泥浓度为 4 238 mg/L. 该污泥具有一定硝化功能, 采用 SBR 运行方式, 原水作

为反应器进水, 每天曝气 10 h (DO 保持在 2 ~ 4 mg/L 之间), 8 ~ 10 d 后硝酸盐氮积累率高达 100%, 可以认为硝化菌基本驯化成熟.

1.3 试验运行条件

试验采用 SBR 运行方式, 接种污泥为硝化菌驯化成熟后的污泥, 运行周期包括瞬时进水 (5 min)、连续搅拌并曝气 (曝气时间由不同 DO 浓度下试验定时取样的化验结果而定)、静置沉淀 (2 ~ 3 h)、间歇排水 (5 min). 每周期的进水量与排水量均占总有效容积的 4/5, 整个试验阶段不排泥. 在 DO 为 0.15 ~ 0.40 mg/L, 水温为 22.3 ~ 27.1℃ 的条件下, 经过高氨氮 (平均浓度为 245.28 mg/L) 与低氨氮 (平均浓度为 58.08 mg/L) 交替进水培养, 结合限时曝气抑制 NOB 的增长, 并通过改变曝气量为反应器提供不同 DO 浓度. 试验采用实时控制模式监测 pH、DO 值变化, 并定时取样, 根据周期试验结果确定曝气时间, 考察亚硝化快速启动过程中典型周期的影响因素变化情况.

1.4 分析项目与测试方法

定时检测反应器内混合液的 SV_{30} 、MLSS、SVI、 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 等参数, 实时监测 DO、pH 和水温等. 其中, NH_4^+-N 采用纳氏试剂光度法; NO_2^--N 采用 N-(1-萘基) 乙二胺光度法; NO_3^--N 采用麝香草酚分光光度法; DO、pH 及水温的测定采用 WTW pH/Oxi 340i 手提式 pH、溶解氧测定仪; 其余各项水质指标的测定方法均根据国家规定的标准方法^[14]. FA 浓度可根据溶液的氨氮浓度与 pH 值, 经以下公式^[13,15] 计算得到:

$$\text{FA (以 } \text{NH}_4^+-\text{N 计, mg/L)} = \frac{17 \times [\text{总的 } \text{NH}_4^+-\text{N (以 N 计, mg/L)}] \times 10^{\text{pH}}}{14 \times \left\{ \exp \left[\frac{6334}{(273 + T)} \right] + 10^{\text{pH}} \right\}}$$

2 结果与讨论

2.1 AOB 的快速富集驯化

在温度为 22.3 ~ 27.1℃、DO 为 0.15 ~ 0.40 mg/L、进水 pH 为 7.52 ~ 8.30 的条件下, 将亚硝化启动阶段的曝气时间设定为 8 h, 通过高低氨氮交替进水的方式对 AOB 进行优选, 抑制 NOB 的生长. 图 2 为启动过程中进水氨氮浓度、氨氮转化率与亚硝化率随周期的变化曲线.

试验启动初期进水氨氮浓度为 200 ~ 358 mg/L, 经计算, 进水 FA 的平均浓度为 19.59 mg/L. 由图 2 可以看出, 第 11 周期开始系统的亚硝化率上

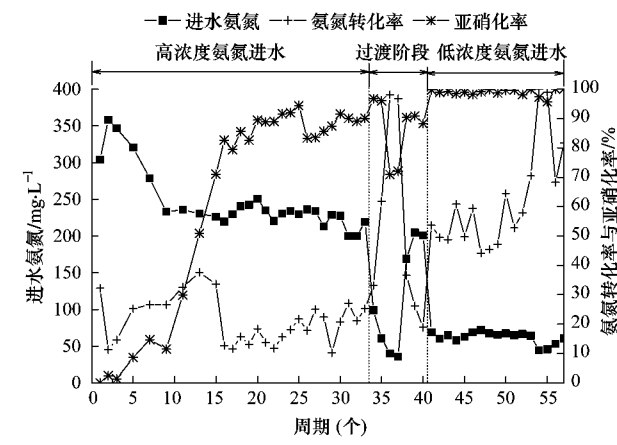


图2 进水氨氮浓度、氨氮转化率及亚硝化率的变化曲线

Fig. 2 Profiles of ammonia nitrogen in influent ammonia nitrogen removal rate and nitrosation rate

升趋势明显,16 周期后稳定在 85% 左右,可见,此时亚硝酸盐氮积累量远大于硝酸盐氮积累量. 分析限时曝气条件下反应器内亚硝酸盐氮迅速大量积累的原因:①系统在进水高氨氮、高 FA 条件下运行, AOB 氧化氨氮的速率较 NOB 氧化亚硝酸盐氮的速率要高,说明 NOB 的活性受到了高浓度 FA 的抑制,而 AOB 的活性并未受到明显影响;② AOB 对 DO 的亲和力较 NOB 强^[16],且 AOB 在低 DO 条件下的增殖速率加快,而 NOB 的增殖速率与氧化亚硝酸盐氮的能力并未因 DO 的降低而提高,从而导致了系统中亚硝酸盐氮的积累;③限时曝气的方式可以将硝化过程控制在亚硝酸盐氮生成阶段. 但是,低 DO 对 AOB 与 NOB 均有一定抑制作用,两者的代谢能力下降,致使在限定的曝气时间(8 h)内氨氮转化率不高. 第 34 周期开始进水为 A/O 深度除磷工艺的二级出水,由于 36、37 周期进水氨氮浓度(分别为 39.816 和 35.532 mg/L)相对其它周期(45 ~ 72 mg/L)较低,在相同的 DO 浓度与曝气时间条件下,氨氮在曝气停止前得以完全降解,过量曝气使部分亚硝酸盐被氧化为硝酸盐,从而导致亚硝化率下降. 再次提高进水氨氮浓度,发现亚硝化率迅速上升至 88% 以上,说明此时 NOB 并未对高浓度的 FA 产生适应性,进一步说明 FA 对 NOB 的抑制作用能够使亚硝酸盐氮得以迅速积累. 41 周期后恢复进水为 A/O 工艺二级出水(氨氮浓度 45 ~ 72 mg/L),发现亚硝化率始终保持在 90% 以上.

2.2 亚硝化系统的影响因子研究

2.2.1 DO 对亚硝化系统的影响

影响亚硝化反应进行的因素很多,其中 DO 浓

度是人们最为关注的因素之一,合理地增加 DO 浓度可以促进氨氮的转化,从而缩短硝化反应时间,有利于提高氨氮的去除效率. 多数研究者^[17~20]认为低 DO 可以将硝化反应控制在亚硝化阶段. 但是,人们对于抑制 NOB 活性的 DO 范围的认识并不完全一致. 有研究认为^[21],维持 DO 浓度为 0.5 ~ 1.2 mg/L 时,亚硝酸盐氮的积累率能够达到最大值,DO 浓度 > 1.2 mg/L 时,DO 对 NOB 的抑制作用减弱, AOB 难以占绝对优势. 也有研究^[4]在 DO 浓度为 1.5 ~ 2.0 mg/L 条件下,利用中温与 pH 值作为控制因子完成了移动床完全亚硝化生物膜反应器的启动.

为了进一步强化短程硝化作用,本阶段试验在平均 DO 为 0.28 mg/L 条件下成功实现 AOB 为优势菌群后,逐步提高 DO 浓度,考察不同 DO 浓度对亚硝化系统运行效能的影响. 该阶段的进水氨氮浓度为 36.359 ~ 67.555 mg/L, pH 值为 7.54 ~ 7.85,反应器中水温为 25.6 ~ 27.6℃. 图 3 为试验过程中改变 DO 后亚硝化率的变化曲线,从中可以看出,在氨氮基本被降解完全的前提下,DO 为 0.44 ~ 0.51 mg/L(平均浓度为 0.48 mg/L)时的曝气时间最长为 6 h,亚硝化率始终在 86% 以上,最高可达 100%;继续提高 DO 浓度至 0.63 ~ 0.77 mg/L(平均浓度为 0.72 mg/L),曝气时间缩短为 4 h,亚硝化率保持在 92% 以上;DO 浓度升高至 0.95 ~ 1.04 mg/L(平均浓度为 0.99 mg/L),亚硝化率有所下降,但是仍维持在 85% 左右,说明系统中存在少部分 NOB;当 DO 浓度为 1.42 ~ 1.51 mg/L(平均浓度为 1.47 mg/L)时,亚硝化率已降至 80% 以下,DO 浓度的继续提高使系统中的 NOB 活性得以恢复.

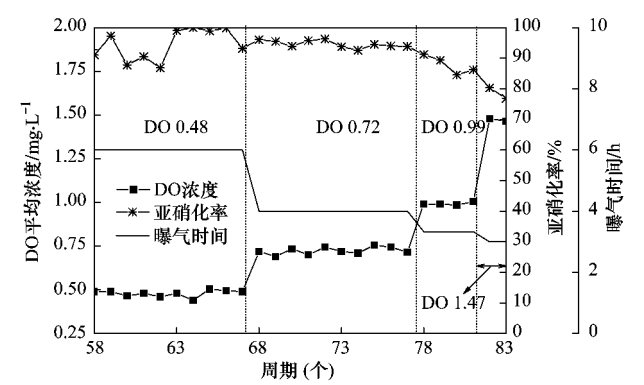


图3 DO 对亚硝化系统运行效能的影响

Fig. 3 Effects of DO on nitrosation operation efficiency

可见,DO 浓度太低会延长曝气时间,在氨氮转化量相同时硝化速率相应降低;提高 DO 浓度有破坏亚硝化系统稳定性的风险,DO 浓度已不再是

NOB 生长的抑制因子,亚硝酸盐在 NOB 的作用下进一步转化为硝酸盐。

使用高 FA 浓度对 NOB 的抑制作用是使亚硝化系统得以快速恢复的有效手段,但 NOB 会逐渐适应高浓度 FA 环境.有报道指出^[15],长时间的高 FA 浓度条件对 AOB 也有毒害作用.因此,试验采取降低 DO 浓度来考察亚硝化系统的恢复能力.图 3 显示,平均 DO 为 0.48 与 0.72 mg/L 时,在相应的曝气时间内均可取得较高的氨氮去除率与良好的亚硝化效果,且 DO 为 0.72 mg/L 时,硝化时间可缩短至 4 h 左右.试验恢复 DO 至 0.63 ~ 0.77 mg/L,曝气 4 h,得到结果如图 4 所示.发现通过降低 DO 浓度可使亚硝化率由 75% 左右迅速上升至 90% 以上,亚硝化系统在此条件下稳定运行了数周期。

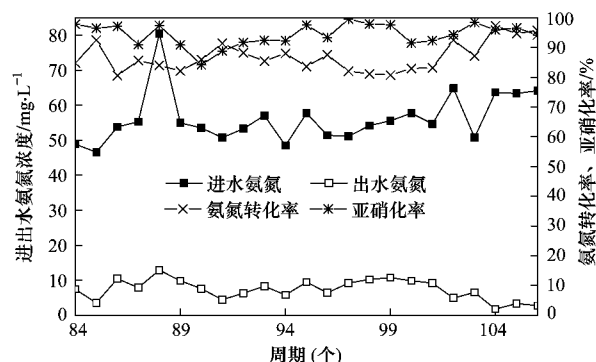


图 4 DO = 0.72 条件下亚硝化系统恢复性能

Fig. 4 Restorability of the nitrification system at DO = 0.72

2.2.2 稳定期典型周期的亚硝化效果及参数变化规律

众多学者在 FA 浓度对 AOB 和 NOB 的抑制浓度上得出的结论不一致,有研究认为^[22],当 FA 浓度达到 6 mg/L 时,NOB 生长被完全抑制.最新研究结果表明^[6],当进水 FA 平均浓度提高至 3.75 mg/L 左右时,亚硝酸盐氮迅速积累,NOB 受到抑制.本试验高氨氮进水条件下 FA 平均浓度为 19.59 mg/L,低氨氮进水时 FA 浓度为 0.56 ~ 5.27 mg/L.试验首先利用高浓度 FA 培养驯化 AOB,采用 SBR 限氧曝气方式使 AOB 在硝化菌群中占据了主导地位,并抑制了系统中 NOB 的生长.当系统进水氨氮由高浓度过渡至低浓度时,FA 浓度相应降低,亚硝化系统并未因此被破坏。

图 5 为低氨氮进水条件下一个典型周期(第 68 周期)内 FA 浓度与三氮浓度随时间变化曲线.可以看出,进水 FA 浓度为 2.01 mg/L,随着反应的进行,硝酸盐氮浓度并未因为 FA 浓度的降低而出现大幅

升高.这是因为硝化菌经驯化后,AOB 已在系统中占绝对优势,不会因进水 FA 浓度的降低或者反应过程中 FA 浓度的降低而受到抑制,说明 FA 浓度是 AOB 富集的关键因子,但不是亚硝化系统正常运行的决定性因子。

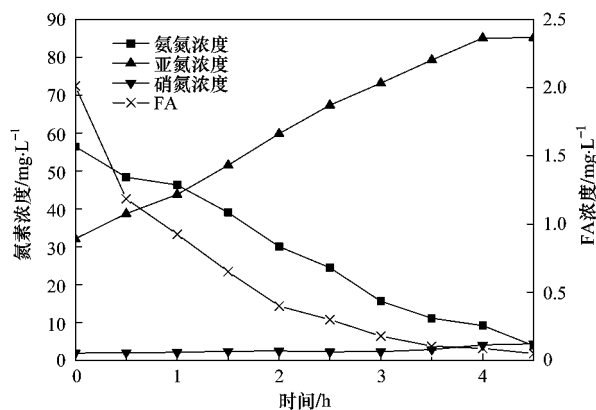


图 5 典型周期内 FA 浓度与氮素浓度变化曲线

Fig. 5 Profiles of FA and nitrogen concentration in a typical cycle

2.2.3 pH 值对亚硝化系统的影响

pH 值是影响亚硝化反应的一个重要因素,有研究认为^[23],当 pH > 6.8 时,不会影响亚硝化系统的稳定性. Gernaey 等^[24]认为 AOB 的最适 pH 值为 7.00 ~ 8.50,NOB 的最佳 pH 值为 6.00 ~ 7.50.解庆林等^[21]采用 SBR 方式启动短程硝化试验时,将 pH 值控制在 7.50 ~ 8.50,反应器中氨氮去除率与亚硝酸盐氮积累率均达到了 90% 以上。

若 pH 值过低,系统中的碱度将不足以维持硝化反应的进行,从而影响到亚硝化系统的稳定性,甚至会导致硝化反应停止.同时,pH 值与 FA 浓度大小相关,当 pH 值较低时,FA 浓度减少,其对 NOB 的抑制作用减弱,使系统中硝酸盐氮含量增加.若 pH 值过高,硝化菌的活性会受到抑制,同样对亚硝酸盐氮积累产生影响.试验整个阶段未对 pH 值进行控制,进水 pH 值为 7.40 ~ 8.36,因此不能判断 pH 值是影响亚硝化反应的关键因子。

2.2.4 温度对亚硝化系统的影响

有关温度对 AOB 和 NOB 的影响说法不一.有研究表明^[25],当温度在 12 ~ 14℃ 或超过 30℃ 后亚硝酸盐出现积累,而在 15 ~ 30℃ 范围内积累的亚硝酸盐可完全被转化为硝酸盐.尚会来等^[2]在 (28 ± 1)℃ 条件下成功启动亚硝化后,逐渐降低温度仍能维持稳定的短程硝化,并经历了 10℃ 的低温.多数研究者认为在高温 (30 ~ 35℃) 条件下维持短程硝化效果较好.SHARON 工艺^[26-27]的成功运行,关键

之处正是利用了增加温度的方法,提高了 AOB 的竞争能力. 目前,有关温度对亚硝化的影响比较统一的观点是, AOB 对温度的变化影响比 NOB 更加敏感. 本试验未对温度采取任何控制措施,温度始终保持在室温条件 (22.3 ~ 27.6℃) 下,且温差较小,不能断定温度是本试验系统中影响亚硝酸盐积累的关键因素.

2.2.5 稳定期典型周期的亚硝化效果及参数变化规律

图 6 与图 7 描述了不同 DO 浓度下 SBR 反应器单个周期 (分别为第 67、68、72、76 周期) 内三氮浓度的变化规律. 试验中 DO 值可通过可调式曝气装置调节曝气量加以控制, DO 浓度分别控制在 0.44 ~ 0.51、0.63 ~ 0.77、0.95 ~ 1.04 和 1.42 ~ 1.51 mg/L 这 4 个水平. 由图 6 可以看出,在单个周期试

验中,氨氮被快速降解. 经计算,不同 DO 浓度水平下,氨氮的平均降解速率分别为 0.204、0.285、0.331、0.380 kg/(m³·d),相应的亚硝酸盐氮与硝酸盐氮的平均生成速率分别为 0.194、0.270、0.299、0.326 kg/(m³·d) 和 0.011、0.015、0.041、0.089 kg/(m³·d). 可见,当 DO 值提高至 0.99 mg/L 时,硝化反应速率开始增加,NOB 活性增强,从而提高了硝酸盐氮的产生速率.

图 7 中, DO 平均浓度为 1.47 mg/L 时,进水硝氮浓度较其它周期高,是由反应器在 DO 平均浓度为 0.99 mg/L 条件下运行了 4 个周期 (见图 3),每周剩余污泥水混合物中含有少量硝氮并积累下来造成的. 不同 DO 浓度下周期内亚硝酸盐氮浓度均随时间而增加,但每周期反应后期亚硝酸盐氮浓度变化趋势平缓,甚至有下降趋势,而硝酸盐氮浓度随时间不断升高,说明系统中氨氮基质不足以被 AOB 利用,生成的亚硝酸盐氮部分被 NOB 氧化成硝酸盐氮. DO 平均浓度为 1.47 mg/L 时,进出水硝氮浓度差值达到将近 10 mg/L. 可见,限时曝气是维持亚硝化反应的关键手段之一,过量曝气会使亚硝化系统向完全硝化系统转变.

图 8 是不同 DO 浓度水平下,单个周期试验中 DO 与 pH 值随时间的变化规律. 当系统中氨氮浓度较少时 (本试验为 12 ~ 25 mg/L),由于系统中缺乏亚硝化反应所需基质,反应器内的供氧速率大于耗氧速率, DO 浓度迅速上升,出现了如图 8 所示的 DO 跳跃点. 氨氮经 AOB 的作用逐渐转化为硝酸盐氮是一个产酸耗碱的过程,随着反应的进行 pH 值呈下降趋势. 试验开始阶段 pH 值下降速率均较快,随后趋于平缓,说明开始时的硝化反应速率较快,随着反应的进行, pH 值不断降低,使得硝化反应受到

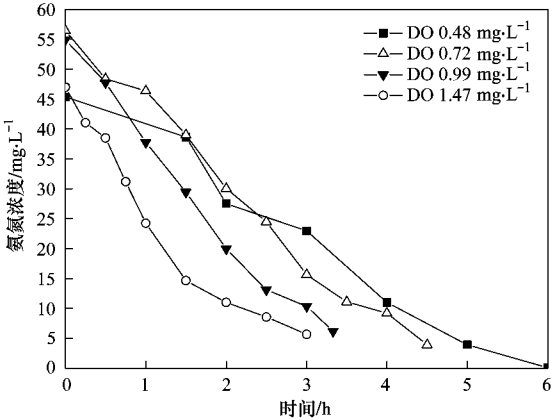


图 6 不同 DO 浓度下氨氮的降解对比曲线

Fig. 6 Comparison of ammonia nitrogen degradation in typical cycles at different DO concentration

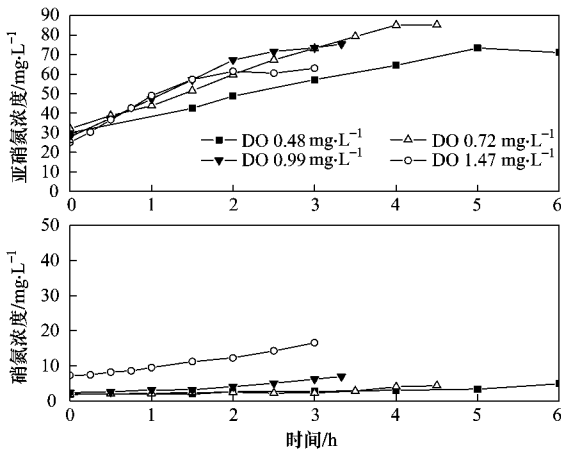


图 7 不同 DO 浓度下周期内亚硝氮与硝氮的浓度变化对比曲线

Fig. 7 Comparison of nitrite and nitrate degradation in typical cycles at different DO concentration

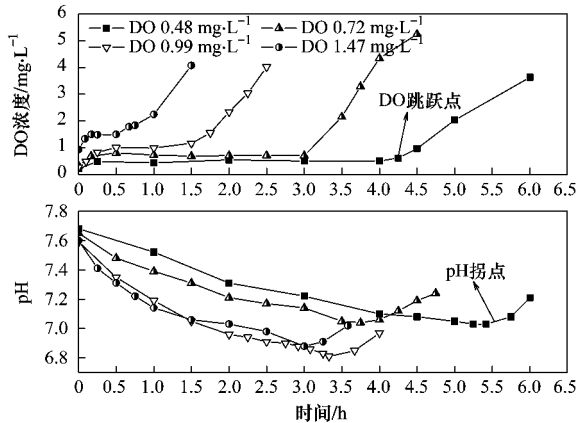


图 8 典型周期内 DO 浓度与 pH 值随时间的变化

Fig. 8 Variations of DO concentration and pH in typical cycles

抑制,曲线逐渐趋于平稳.当氨氮基本消耗完毕时,过量的曝气吹脱 CO₂,破坏了系统中碳酸解离平衡,pH 值开始升高,出现了图 8 中的拐点.

DO 平均浓度为 0.48、0.72、0.99、1.47 mg/L 时,4 个不同周期内 DO 值出现跳跃点的时间分别为 4.25、3、1.75、0.85 h,而 pH 值出现拐点的时间分别为 5.6、3.8、3.3、3 h.由图 6 可知,氨氮基本被降解完全的时间分别为 6、4.5、3.3、3 h.可见,pH 值的拐点可以很好地指示硝化反应的终点,而周期内 DO 值的跳跃点出现时间与氨氮被降解完全的时间相差较大,不能准确判断硝化反应的终点.

3 结论

(1) 采用 SBR 工艺,以高氨氮人工配水为研究对象,在常温下利用 FA 与 DO 浓度对 NOB 的双重抑制作用,历经 33 个周期(20 d)的运行可以成功富集 AOB;降低 FA 浓度后,发现亚硝化率稳定维持在 90% 以上.

(2) 当温度为 22.3 ~ 27.6℃,pH 值 7.50 ~ 8.30,DO 为 0.15 ~ 0.77 mg/L 时,在相应的曝气时间内可获得稳定的亚硝酸盐氮积累.高浓度 FA 进水和限时曝气是 AOB 富集的关键,降低 FA 浓度不会破坏亚硝化系统稳定性,过量曝气会使亚硝化向全程硝化转变.低 DO 是实现亚硝化的决定性因素,提高 DO 浓度会破坏亚硝化系统的稳定性,但是及时降低 DO 浓度(平均 DO <0.72 mg/L)可以使亚硝化系统得以恢复.

(3) 在单一反应周期中,随着反应的进行,pH 值呈下降趋势,当氨氮被降解完全时 pH 值变化出现拐点;而 DO 值在系统中仍有部分氨氮的情况下大幅升高.因此,DO 值在硝化反应结束前出现跳跃,不能很好地指示硝化反应是否结束,pH 值则可以作为硝化反应时间的控制参数.

参考文献:

[1] 汪慧贞,李颖.生物脱氮工艺的新发展——半硝化和厌氧氨氧化[J].水处理技术,2002,28(5):308-310.

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

[3] 傅金祥,王颖,孙铁珩,等.低温条件下 SBR 系统中短程硝化研究[J].水处理技术,2008,34(7):29-32.

[4] 邓嫔,李小明,杨麒,等.pH 控制生物膜移动床反应器完全亚硝化的研究[J].环境科学,2007,28(8):1720-1725.

[5] Ciudad G, Gonzalez R, Bornhardt C, et al. Modes of operation and pH control as enhancement factors for partial nitrification with oxygen transport limitation[J]. Water Research, 2007, 41(20): 4621-4629.

[6] 韩晓宇,张树军,甘一萍,等.以 FA 与 FNA 为控制因子的短

程硝化启动与维持[J].环境科学,2009,30(3):809-814.

[7] 郭海娟,马放,沈耀良.DO 和 pH 值在短程硝化中的作用[J].环境污染治理技术与设备,2006,7(1):37-40.

[8] 李凌云,彭永臻,杨庆,等.SBR 工艺短程硝化快速启动条件的优化[J].中国环境科学,2009,29(3):312-317.

[9] Blackburne R, Yuan Z G, Keller J. Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main selection factor[J]. Biodegradation, 2008, 19(2):303-312.

[10] 范建华,张朝升,方茜,等.通过控制泥龄实现亚硝酸盐型同步硝化反硝化[J].中国给水排水,2007,23(3):102-105.

[11] 魏琛,罗国源.长泥龄 SBR 亚硝化系统的污泥适应性[J].重庆大学学报,2004,27(4):111-113.

[12] 李红岩,张昱,高峰,等.水力停留时间对活性污泥系统的硝化性能及其生物结构的影响[J].环境科学,2006,27(9):1862-1865.

[13] 叶建锋.废水生物脱氮处理新技术[M].北京:化学工业出版社,2006. 51-54.

[14] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法[M].北京:中国环境科学出版社,2002.

[15] Anthonisen A C, Loehr R C, Prakasam T B S, et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous-acid[J]. Journal Water Pollution Control Federation, 1976, 48(5):835-852.

[16] Laanbroek H J, Bodelier P L E, Gerards S. Oxygen consumption kinetics of *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter hamburgensis* grown in mixed continuous cultures at different oxygen concentrations[J]. Archives of Microbiology, 1994, 161(2):156-162.

[17] Tokutomi T. Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration[J]. Water Science and Technology, 2004, 49(5-6):81-88.

[18] Bernat N, Dangkong N, Delgenes J P, et al. Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor[J]. Journal of Environmental Engineering-ASCE, 2001, 127(3):266-271.

[19] Chuang H P, Akiyoshi O, Hiroyuki I. Effective partial nitrification to nitrite by down-flow hanging sponge reactor under limited oxygen condition[J]. Water Research, 2007, 41(2):295-302.

[20] 孙英杰,张隽超,胡跃城.亚硝酸盐型硝化的控制途径[J].中国给水排水,2002,18(6):29-31.

[21] 解庆林,李小霞,李艳红,等.SBR 反应器内短程硝化系统快速启动及影响因素研究[J].环境科学与技术,2009,32(2):134-137.

[22] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z G. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture[J]. Water Research, 2007, 41(4):826-834.

[23] 马放,郭海娟.SBR 中亚硝酸盐型硝化的影响因素研究[J].中国给水排水,2005,21(1):9-13.

[24] Gernaey K, Verschuere L, Luyten L, et al. Fast and sensitive acute toxicity detection with an enrichment nitrifying culture[J]. Water Environmental Research, 1997, 69(6):1163-1169.

[25] 袁林江,彭党聪,王志盈.短程硝化-反硝化生物脱氮[J].中国给水排水,2000,16(2):29-31.

[26] Hellinga C, Schellen A A J C, 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.

[27] Gali A, Dosta J, Van Loosdrecht M C M, et al. Two ways to achieve an anammox influent from real reject water treatment at lab-scale: Partial SBR nitrification and SHARON process[J]. Process Biochemistry, 2007, 42(4):715-720.