

常温 SBR 亚硝化快速启动及优化试验研究

李冬¹, 陶晓晓^{1*}, 李占¹, 王俊安², 张杰³

(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. 北京桑德环保集团研发中心, 北京 101102; 3. 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:采用 SBR 反应器, 在高、低氨氮浓度(245.28 mg/L 与 58.08 mg/L) 交替进水及低 DO 浓度(0.15 ~ 0.40 mg/L) 的条件下, 经过 33 周期(20 d) 的连续运行亚硝化率基本维持在 85% 左右, 成功抑制了亚硝酸盐氧化菌的生长, 从而实现了亚硝酸盐氮的大量积累, 并考察了低氨氮浓度进水条件下, 5 个不同 DO 浓度对亚硝酸盐氮积累的影响。结果表明, 在温度为 22.3 ~ 27.6℃ 时, 5 个不同 DO 平均浓度水平(0.27、0.48、0.72、0.99、1.47 mg/L) 下, 亚氮增长速率 $[\Delta c(\text{NO}_2^- - \text{N})/t]$ 与硝氮增长速率 $[\Delta c(\text{NO}_3^- - \text{N})/t]$ 的比值分别为 16.37、17.28、17.69、7.29、3.64, 相应地亚硝化率分别为 95.28%、94.49%、94.64%、87.84% 和 78.63%。综合试验结果, 将 DO 平均浓度为 0.72 mg/L、曝气时间为 4 h 确定为亚硝化运行的准佳工况。在该工况下连续运行 23 个周期(13 d), 亚硝化率基本可以维持在 94% 左右。

关键词: 常温; 亚硝化; SBR; 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)06-1653-07

Research on the Rapid Start-up and Optimization of Parameters for Nitrosation at Room Temperature

LI Dong¹, TAO Xiao-xiao¹, LI Zhan¹, WANG Jun-an², ZHANG Jie³

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

Abstract: The nitrosation rate was around 85% after 33 continuous cycles(20 d) with the alternative influent of high and low ammonium wastewater in a sequencing batch reactor(SBR) which low oxygen(0.15-0.40 mg/L). The growth of nitrobacteria was inhibited successfully which led to a steady and high accumulation of nitrite. The effects of five different DO concentrations were investigated with low ammonium influent on nitrite accumulation. The results clearly showed that ratios of the nitrite accumulation rate $[\Delta c(\text{NO}_2^- - \text{N})/t]$ to that of nitrate accumulation $[\Delta c(\text{NO}_3^- - \text{N})/t]$ were 16.37, 17.28, 17.69, 7.29, 3.64 at five different DO concentrations(0.27, 0.48, 0.72, 0.99, 1.47 mg/L), respectively. The corresponding nitrosation rates were 95.28%, 94.49%, 94.64%, 87.84% and 78.63% at the temperature of 22.3-27.6℃. Results showed that a maximum of 94% nitrosation efficiency was reached with average DO concentration of 0.72 mg/L and the aeration time of 4 hours at normal temperature after 23 continuous cycles(13 d).

Key words: room temperature; nitrosation; sequencing batch reactor(SBR); free ammonia; dissolved oxygen

近年来,国内外学者对污水生物脱氮技术进行了大量的研究,一些新型脱氮技术得到了迅速发展,如同时硝化反硝化技术、短程硝化反硝化技术、厌氧氨氧化技术等。其中,厌氧氨氧化技术是目前最经济的生物脱氮途径,它是微生物在厌氧或缺氧条件下以氨氮为电子供体,亚硝酸盐氮为电子受体,将其转化为氮气的过程^[1~4],具有低耗氧量、无需外加碳源、运行费用少等优点^[5]。笔者所在的课题组针对常温城市生活污水提出了一套经济简捷的生物除磷脱氮工艺流程:“A/O 除磷→部分亚硝化→厌氧氨氧化”。根据厌氧氨氧化反应的原理,实现该工艺流程的关键之一是实现稳定的亚硝化,即如何将硝化过程控制在生成 HNO_2 的阶段。

DO 是实现亚硝化的关键因素之一,一般认为

氨氧化菌(ammonia oxidizing bacteria, AOB)和亚硝酸盐氧化菌(nitrite oxidizing bacteria, NOB)的氧饱和常数分别为 0.2 ~ 0.4 mg/L 和 1.2 ~ 1.5 mg/L^[6];众多研究表明^[7~10],在低 DO(<1.0 mg/L)下相对于 NOB 而言, AOB 对 DO 的亲合力更强,容易出现亚硝酸盐氮大量积累的现象;也有报道^[11],当 DO 浓度上升至 0.7 mg/L 时,亚硝酸盐氮会进一步转化为硝酸盐氮。同时,游离氨(free ammonia, FA)浓度也

收稿日期:2010-06-08;修订日期:2010-08-23

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)

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

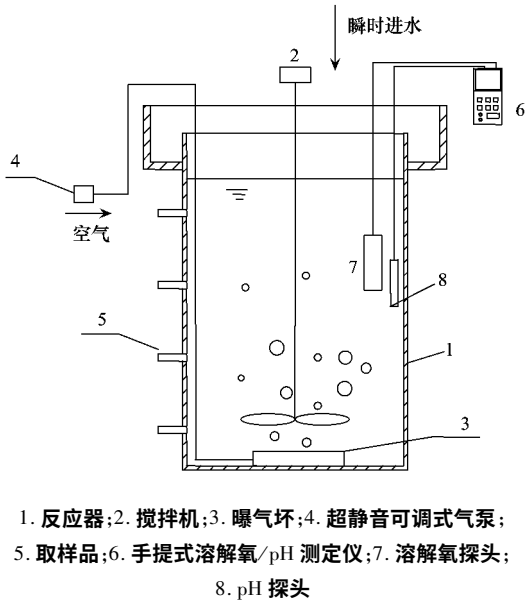
* 通讯联系人, E-mail: pixiao1987@163.com

是筛选 2 种硝化菌的重要因素之一,Vadivelu 等^[12]的研究表明,当 $FA > 6\text{ mg/L}$ 时,NOB 停止生长;Chung 等^[13]在研究游离氨对短程硝化脱氮的影响时指出,既能得到亚硝酸盐氮的稳定积累又能保证氨氮最大去除的最佳 FA 浓度为 $5 \sim 10\text{ mg/L}$;但是,也有研究表明^[14,15],NOB 对 FA 的抑制作用会产生适应性,且不可逆转,因此, FA 不能长期作为抑制 NOB 的因子;可以利用高低氨氮浓度进水交替的方式控制 FA 浓度,既能达到快速培养 AOB 的目的,又不至于 NOB 对高浓度 FA 产生适应性.另外,温度对亚硝化的影响也非常重要,袁林江等^[16]指出,将温度控制在 $12 \sim 14^{\circ}\text{C}$ 或者高于 30°C ,硝化产物主要为亚硝酸盐氮;作为亚硝化的典型工艺,SHARON 工艺^[17]已经投入了实践应用当中,但是它实现亚硝化的温度需要控制在 $30 \sim 35^{\circ}\text{C}$,要求对处理水进行升温,这对大多数处理厂来说不现实,因此常温亚硝化的实现意义重大.基于此,根据各因素对 AOB 和 NOB 的影响差异,采用 FA 和 DO 对 NOB 的双重抑制作用,以及限时曝气的方式,研究常温条件下亚硝化的快速启动及条件优化,以期为城市污水再生全流程工艺的实现提供基础数据和技术支持.

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验采用有效容积为 25 L 的有机玻璃反应器,试验装置示意如图 1.反应器底部设置内径为 11 cm 的曝气环,通过可调式气泵为反应过程提供溶解氧;反应器内设置搅拌器,提供泥水混合动力.



1. 反应器;2. 搅拌机;3. 曝气环;4. 超静音可调式气泵;
5. 取样品;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 接种污泥与试验用水

本试验接种污泥取自北京高碑店污水处理厂 A^2/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 $4\,238\text{ mg/L}$.

试验原水取自北京工业大学教工家属西区生活污水.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;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.具体用水水质见表 1.

表 1 试验用水水质

Table 1 Raw wastewater quality

项目	高 $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	低 $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NO}_2^--\text{N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NO}_3^--\text{N}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{COD}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	pH 值
范围	200 ~ 358	35 ~ 81	< 1	< 1	< 50	7.5 ~ 8.3
平均值	245.28	58.08	—	—	—	—

1.3 运行条件与试验方案

采用 SBR 的运行方式,包括瞬时进水(5 min)、连续搅拌并曝气(曝气时间由各阶段试验定时取样

的化验结果而定)、静置沉淀($2 \sim 3\text{ h}$)、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,具体运行工况详见表 2.

表 2 反应器运行条件

Table 2 Operational conditions of the reactor

试验阶段	$\text{DO}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$		温度 $/^{\circ}\text{C}$	曝气时间 $/\text{h}$	周期数 $/\text{个}$
	范围	平均值			
1	0.15 ~ 0.40	0.28	22.3 ~ 24.4	8	33
2	0.19 ~ 0.34	0.27	23.0 ~ 27.1	8	57
3	0.44 ~ 0.51; 0.63 ~ 0.77; 0.95 ~ 1.04; 1.42 ~ 1.51	0.48; 0.72; 0.99; 1.47	24.4 ~ 27.6	—	49

接种具有硝化功能的污泥, 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. 试验分 3 个阶段进行: 第一阶段 (AOB 的培养): 控制条件为高氨氮、低 DO, 进水氨氮平均浓度为 245.28 mg/L, 平均 DO 为 0.28 mg/L, 结合限时曝气 (初步设定为 8 h) 达到抑制 NOB 的目的; 第二阶段 (AOB 的驯化): 控制条件为低氨、低 DO, 进水氨氮平均浓度为 58.08 mg/L, 保持 DO 浓度不变, 在确保高亚硝化率的情况下使 AOB 适应低浓度氨氮进水; 第三阶段 (运行工况优化): 保持进水氨氮浓度与第二阶段相同, 逐步提高 DO 浓度 (本试验设定为 0.48、0.72、0.99、1.47 mg/L 共 4 个水平), 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 DO 对亚硝化系统的影响.

1.4 分析方法

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. DO、pH 及水温的测定采用 WTW pH/Oxi 340i 手提式 pH、溶解氧测定仪; 水样分析中 NH_4^+-N 测定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; 其余各项水质指标的测定方法均根据国家环境保护总局规定的标准方法^[18].

FA 浓度可根据溶液的氨氮浓度与 pH 值, 经下

列公式^[19] 计算得到:

$$FA(\text{以 } NH_4^+-N \text{ 计, mg/L}) =$$
$$\frac{17 \times [\text{总 } NH_4^+ (\text{以 N 计, mg/L})] \times 10^{pH}}{14 \times \left(\frac{K_b}{K_w} + 10^{pH} \right)}$$

式中, K_b 为 NH_4^+-N 在水中的平衡常数, 25℃ 时, $K_b = 10^{-4.8}$; K_w 为水的离解常数, 25℃ 时, K_w 为 10^{-14} .

2 结果与讨论

2.1 常温低溶解氧条件下氨氧化菌的优选

测得阶段 1 试验反应器内混合液 DO 浓度为 0.15 ~ 0.40 mg/L, 经计算得到进水的 FA (以 NH_4^+-N 计) 平均浓度为 14.39 mg/L, 最高可达 25.22 mg/L. 图 2 与图 3 为采用上述方法 (高氨、低 DO、限时曝气 8 h) 控制后, 亚硝化启动过程中三氮浓度和亚硝化率随周期的变化曲线. 本试验中亚硝化率按下式计算^[20]:

$$\text{亚硝化率}(\%) = \frac{\Delta c_{NO_2^- -N} \times 100\%}{\Delta c_{NO_2^- -N} + \Delta c_{NO_3^- -N}}$$

式中, $\Delta c_{NO_2^- -N}$ 为进出水亚硝酸盐氮的浓度差, mg/L; $\Delta c_{NO_3^- -N}$ 为进出水硝酸盐氮的浓度差, mg/L.

由图 2 可知, 在高浓度氨氮进水条件下, 限时曝气可以使硝化反应只进行到亚硝酸盐氮生成阶段, 控制硝酸盐氮浓度的增加, 但是氨氮转化率较低, 最高为 37.62%. 从图 3 可以看出, 进水亚硝酸盐氮与

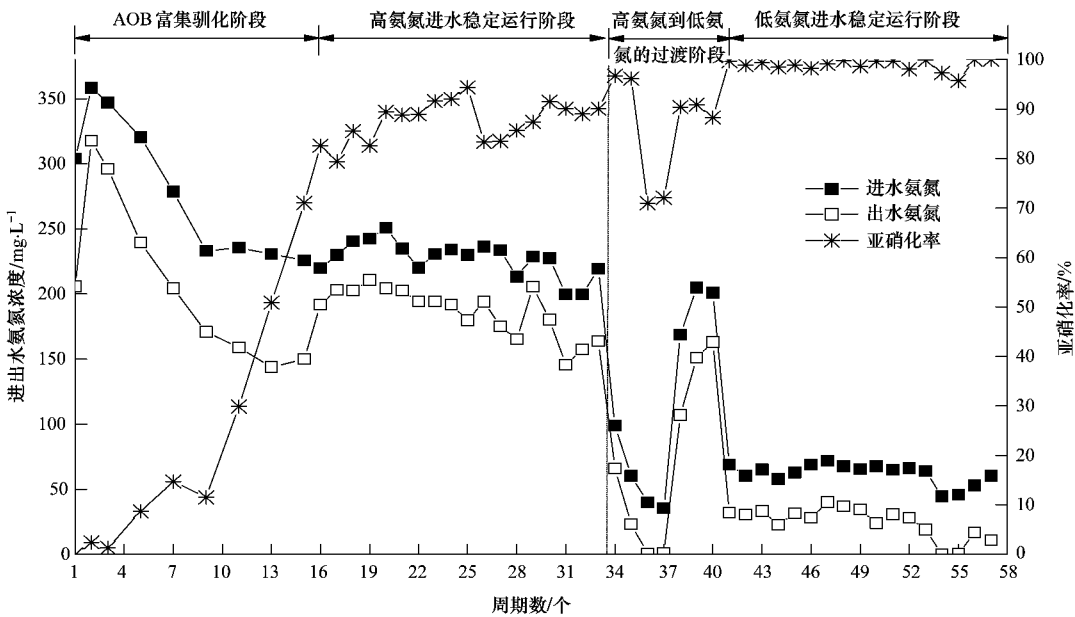


图 2 常温 SBR 进出水 NH_4^+-N 浓度及亚硝化率变化曲线

Fig. 2 Profiles of NH_4^+-N concentration in influent and effluent and the nitrosation rate in SBR at room temperature

硝酸盐氮浓度较试验用水水质相对要高,这是由于反应器上一周期剩余的泥水混合物中含有较高浓度亚硝酸盐氮和硝酸盐氮,并不断得到积累的结果.每隔 3~5 个周期停止运行反应器,并向其中加入自来水以稀释泥水混合物,经沉淀后及时排出上清液,此时积累的亚硝氮浓度降低,最终使得进出水亚硝氮浓度波动较大,如图 3 所示.在高氨氮、低 DO 条件下,到第 13 周期时,出水硝酸盐氮浓度开始降低,亚硝酸盐氮的浓度开始快速增加,此时的亚硝化率为 50.88%,此后上升趋势比较明显,16 周期时已上升至 80% 以上,由于高 FA 与低 DO 的双重抑制作用,使得 AOB 在硝化菌中的比例大大增加,从而造成亚

硝酸盐氮的累积现象.经过之后的几个周期试验,发现 33 周期 (20 d) 后亚硝化率基本维持在 85% 左右,这说明 AOB 相对于 NOB 已在系统中成为优势菌群.这与吴昌永等^[21]在温度为 $(28 \pm 0.5)^\circ\text{C}$ 、曝气量为 $0.3 \text{ m}^3/\text{h}$ 条件下,通过实时控制运行 67 d,亚硝酸盐氮积累率达到了 80% 以上和解庆林等^[22]利用 SBR 反应器处理高浓度氨氮 ($150 \sim 320 \text{ mg/L}$) 废水,在温度为 $(35 \pm 1)^\circ\text{C}$,DO 浓度为 $1.0 \sim 1.6 \text{ mg/L}$ 的条件下,经过 44 个周期 (22 d) 的运行,亚硝酸盐氮积累率达到了 95% 相比,本试验仅经过 33 个周期 (20 d) 的连续运行,成功实现了常温下亚硝化的启动,大大缩短了启动时间,实现了快速启动.

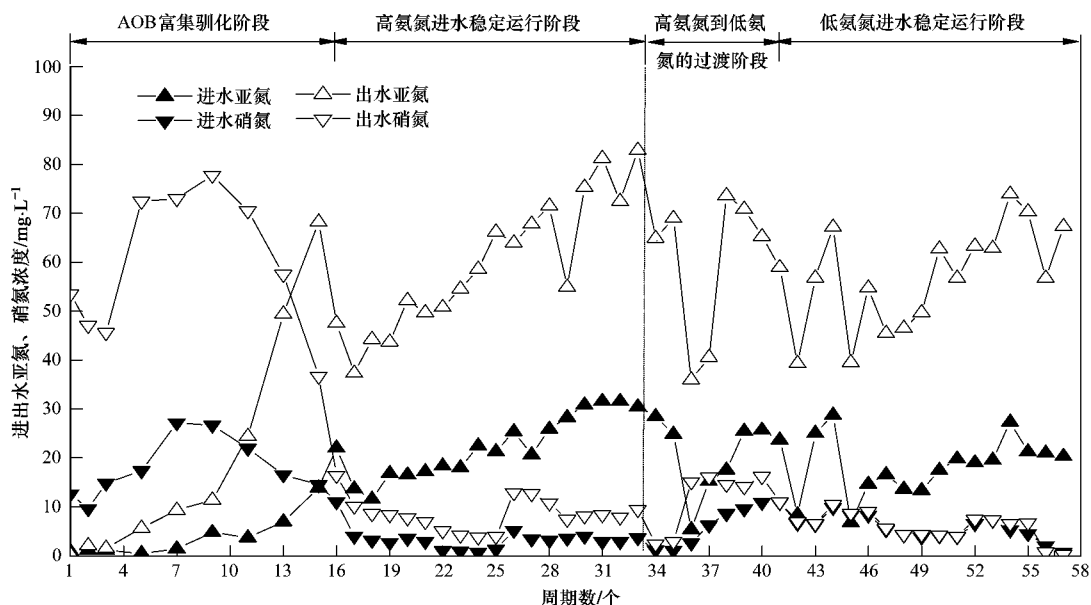


图 3 常温 SBR 进出水 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度变化曲线

Fig. 3 Profiles of influent and effluent NO_2^- -N, NO_3^- -N concentration in SBR

由于整个流程以城镇生活污水 (含低浓度氨氮) 为研究对象,为保证流程的连续性,亚硝化反应器成功启动之后,停止投加硫酸铵和碳酸氢钠,而使用 A/O 除磷工艺的出水作为 SBR 反应器的进水,阶段 2 仍采用高氨氮培养下的 DO 浓度 ($0.19 \sim 0.34 \text{ mg/L}$),每周期限时曝气 8 h,进水 FA 浓度为 $0.68 \sim 3.66 \text{ mg/L}$. 结果如图 2、3 中第 34~57 周期的曲线所示,第 36、37 周期时,亚硝化率从 34、35 周期的 95% 以上下降至约 70%,这是由于这 2 个周期的进水氨氮浓度相对较低 (39.816 与 35.532 mg/L),在限定的曝气时间内,反应器中氨氮得到了完全转化,出水基本为 0,在过量曝气的作用下有一部分亚硝酸盐氮被进一步转化为硝酸盐氮.第 38、39、40 周期在高氨氮条件下培养,发现亚硝化率立

刻上升到 88% 以上,说明 NOB 仍不能适应高浓度 FA,且进一步说明限时曝气 (避免过量曝气) 对亚硝化的稳定是十分必要的.将进水氨氮浓度降至 $45 \sim 72 \text{ mg/L}$ 后,氨氮平均转化率为 61.94% 时,亚硝化率均保持在 95% 以上,各周期的进出水硝酸盐氮浓度基本恒定.由此可见,降低 FA 浓度并未对亚硝化系统产生影响,AOB 相对于 NOB 仍占有绝对的优势,这为低氨条件下反应器的连续运行提供了可靠的数据支持.

2.2 常温亚硝化系统准佳运行工况的确定

经低 DO、高低氨氮交替进水成功实现 AOB 为优势菌群后,通过提高 DO 浓度,探讨常温低氨条件下 DO 浓度对亚硝酸盐氮积累的影响.图 4 为不同 DO 浓度下 SBR 进出水三氮浓度、氨氮转化率及 DO

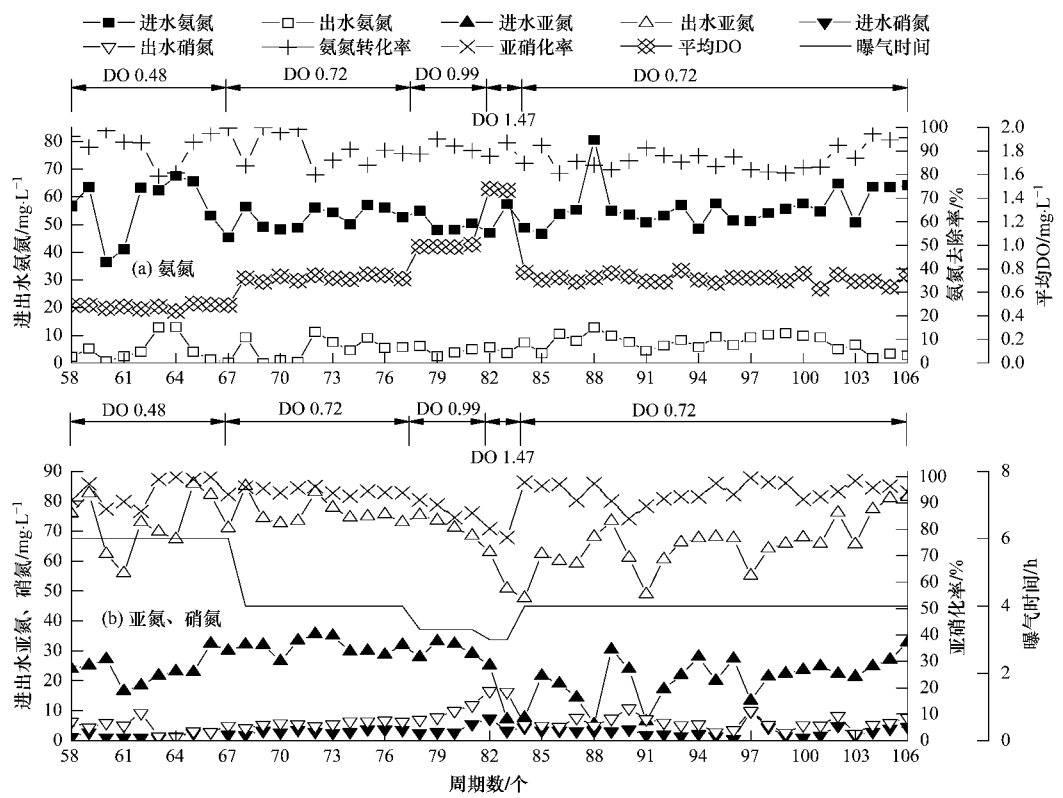


图4 DO对进出水三氮含量、氨氮转化率及亚硝化率的影响

Fig.4 Effects of DO on $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal efficiencies and nitrosation rate

对亚硝化率和曝气时间影响的曲线。

由图4可知,在氨氮基本转化完全的基础上,曝气时间随着DO浓度的增加而降低,由最初的6h降至DO平均浓度为1.47 mg/L左右时的3h。在DO平均浓度分别升高至0.48 mg/L与0.72 mg/L时,氨氮基本得以去除,出水硝酸盐氮浓度很低,平均亚硝化率仍维持在90%以上,最高可达100%。第78~81周期,DO平均浓度升高至0.99 mg/L时,出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度逐渐升高,亚硝化率呈下降趋势,但仍维持在80%以上。继续提高DO平均浓度至1.47 mg/L,发现出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度迅速升高,运行2个周期发现亚硝化率降至80%以下,NOB的活性得到了一定的恢复,更多的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 开始转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 。从不同DO浓度下三氮平均转化速度与亚硝化率的关系曲线(图5)也可看出,DO浓度由0.19~0.34 mg/L(平均浓度0.27 mg/L)增至0.63~0.77 mg/L(平均浓度0.72 mg/L)时,氨氮的平均转化速率[反应时间内氨氮浓度变化平均值,以 a 表示, $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$]和亚氮的平均增长速率[反应时间内亚硝酸盐氮浓度变化平均值,以 b 表示, $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$]迅速升高, b 与 a 的比值接近于1,相

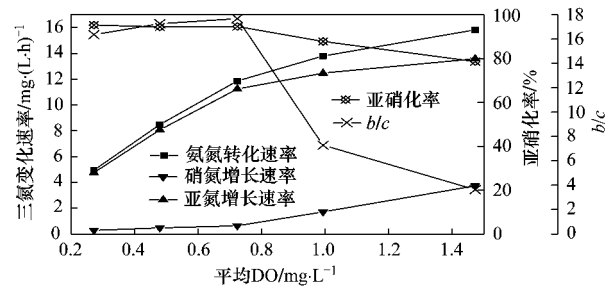


图5 常温低氨氮条件下不同DO对AOB和NOB的影响

Fig.5 Effects of DO on AOB and NOB at room temperature and low ammonium concentration

当于氨氮与亚硝酸盐氮等量同步变化,而硝酸盐氮增长速率[反应时间内硝酸盐氮浓度变化平均值,以 c 表示, $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$]很低,分别为0.29、0.47、0.64 $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$,均在1以下,远小于 a 与 b 的值,且亚硝化率保持在94%以上。当DO平均浓度为0.99 mg/L左右时,亚硝化率下降, a 和 b 的值仍在升高但较之前平缓,同时硝酸盐氮生成量增加[见图4(b)]。继续提高DO平均浓度为1.47 mg/L时,亚硝酸盐氮平均增长速率与硝酸盐氮的平均增长速率比值 b/c 由DO平均浓度为0.72 mg/L时

的 17.69 变为 3.64,NOB 活性增强,在菌群中的比例迅速增加.

由此可见,当 DO 平均浓度高于 0.72 mg/L 时,NOB 氧化亚硝酸盐氮的速率提高,同时 NOB 增殖速率加快,生成的亚硝酸盐氮进一步转化为硝酸盐氮.因此,当温度为 24.4~27.2℃,进水氨氮浓度为 45~80 mg/L,pH 为 7.54~8.11 时,DO 平均浓度为 0.72 mg/L 可作为本试验的准佳控制参数.由图 4 可

以看出,从第 84 周期开始不再继续提高溶解氧浓度,而是将 DO 浓度调至到 0.72 mg/L 左右,发现亚硝化率很快恢复到 95% 以上,与此同时,硝酸盐氮的含量几乎无变化,且出水含量较低,这说明在此 DO 控制条件下系统的亚硝化是稳定的.

2.3 准佳工况下亚硝化的稳定性

图 6 反映了 SBR 在准佳工况下运行时三氮转化速率的变化规律.

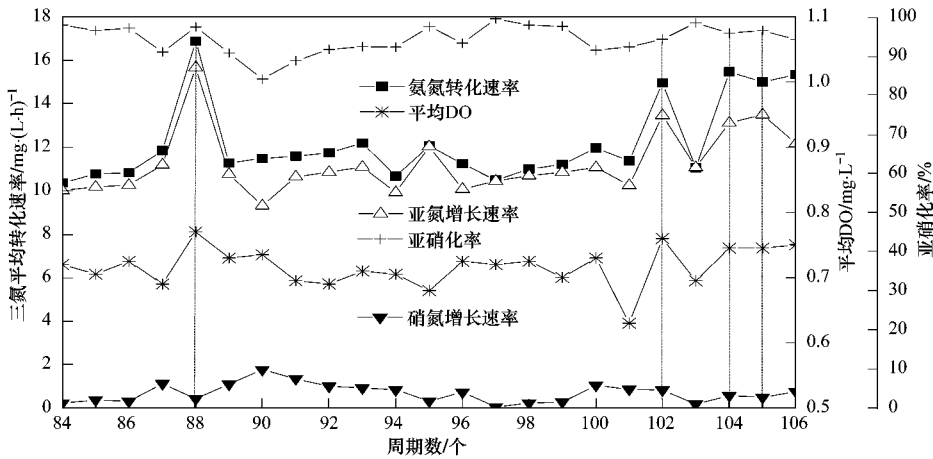


图 6 准佳工况下 SBR 运行效能

Fig. 6 Operation situation in SBR under the optimum condition

结果表明,当进水氨氮浓度为 45~80 mg/L 时,在温度为 24.4~27.2℃,DO 为 0.63~0.77 mg/L,曝气 4 h 的准佳工况下,亚硝化率为 94% 左右,最高可达 100%.除第 88、102、104、105 和 106 周期外,其余周期的氨氮平均转化速率与亚氮平均增长速率分别维持在 $(11.27 \pm 1) \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ 与 $(10.67 \pm 1.5) \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$.以上 5 个周期的氨氮平均转化速率均超过了 $14.50 \text{ mg} / (\text{L} \cdot \text{h})$,相应的亚硝酸盐氮平均增长速率也比其他周期的高,但是硝氮平均增长速率变化不大,远小于亚氮平均增长速率.经分析认为是由于这 5 个周期的进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度相对其他周期的稍高(见图 4),相应的 DO 浓度也较高,在相同曝气时间内,氨氮转化量与亚氮增加量同时增加.可见,经过高 FA 和低 DO 双重抑制作用达到亚硝化后,在准佳工况下连续运行 23 个周期仍可取得高亚硝化率($>85\%$),且运行稳定,这对城市污水厌氧氨氧化的工程化应用具有重要的参考价值.

2.4 污泥性状

图 7 是整个试验阶段污泥的沉降性与亚硝化率的变化曲线.由图 7 可知,第 1~11 周期,SV₃₀ 的值为 39%~54%,污泥浓度在 3 461~4 238 mg/L,SVI

值维持在 150 mL/g 以下,污泥沉降性能良好.第 13 周期时,发现 SV₃₀ 值升至 66%,SVI 为 186.18 mL/g,污泥发生了膨胀现象,之后污泥沉降性未能得到改善.在此期间,经观察发现污泥呈棕褐色,静沉后反应器内上清液较浑浊,污泥浓度下降至 2 702 mg/L,这是由于污泥沉淀压缩性能差,一部分污泥絮体随排水而流失,污泥增长量小于污泥流失量所导致的结果.

经分析认为,由于有机物浓度较低(COD<50 mg/L),加之 DO 浓度也很低(<1 mg/L),在此条件下有利于丝状菌的生长繁殖,从而导致了污泥膨胀现象的发生.但是由图 7 可以看出,污泥膨胀并没有

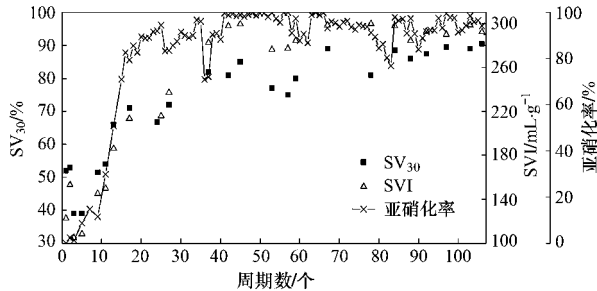


图 7 反应器 SV₃₀、SVI 与亚硝化率变化曲线

Fig. 7 Variations of SV₃₀,SVI and nitrosation rate in the reactor

影响试验效果,硝化活性没有因此降低,亚硝化率仍维持在较高水平。

3 结论

(1) 在常温 (22.3 ~ 27.1℃) 条件下,利用高 FA、低 DO 与限时曝气的方式,能够快速抑制 NOB,亚硝化率最高可达 92%。且降低 FA 浓度至 0.68 ~ 3.66 mg/L 时,并未对亚硝化系统造成影响,在氨氮平均转化率为 61.94% 时,亚硝化率可以保持在 95% 以上,这说明通过阶段性的 FA 抑制手段来抑制 NOB 是有效的。

(2) 当温度为 24.4 ~ 27.2℃,进水氨氮浓度为 45 ~ 80 mg/L, pH 为 7.54 ~ 8.11, DO 平均浓度为 0.72 mg/L 时,亚硝化率可以维持在 93% 左右,此为本次试验确定的准佳控制参数。该工况条件下连续运行 23 个周期 (13 d),在保证较高氨氮去除率的前提下,系统的亚硝化率可以稳定在 94% 左右,说明常温条件下,通过低 DO 控制的低氨城市污水的亚硝化是稳定的。

(3) 当 DO 质量浓度提高至 1.42 ~ 1.51 mg/L 时,亚硝化率将随之下降至约 76%,出水硝酸盐氮的浓度也明显增加。降低 DO 至上述准佳溶解氧控制水平 0.72 mg/L 左右后,亚硝化率能够很快恢复至 95% 以上,这说明试验启动的亚硝化反应器对 DO 波动具有一定的耐受性。

(4) 试验阶段虽然出现了污泥膨胀现象,但是亚硝化率并未因此而下降,说明污泥膨胀在短期内不会对亚硝化系统造成影响。关于污泥膨胀的机制还有待于进一步的试验研究。

参考文献:

[1] Mulder A, Van de Graaf A A, Robertson L A, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized-bed reactor[J]. FEMS Microbiology Ecology, 1995, **16** (3): 177-183.

[2] Van de Graaf A A, Mulder A, De Bruijn P, *et al.* Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1995, **61** (4): 1246-1251.

[3] 郑平, 胡宝兰. 生物脱氮技术的研究进展[J]. 环境污染与防治, 1997, **19** (4): 25-28.

[4] 王建龙. 生物脱氮新工艺及其技术原理[J]. 中国给水排水, 2000, **16** (2): 25-28.

[5] 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.

- [6] 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. 47.
- [7] Hanaki K, Wantawin C, Ohgaki S. Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor[J]. Water Research, 1990, **24** (3): 297-302.
- [8] 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.
- [9] 王少坡, 彭永臻, 李军, 等. CAST 工艺处理低 C/N 废水中 DO 对 NO₂⁻ 积累的影响[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2005, **37** (3): 344-347.
- [10] 郭海娟, 马放, 沈耀良. DO 和 pH 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.
- [11] 陈滢, 王洪臣, 彭永臻. 控制低溶解氧浓度实现生活污水短程硝化研究[J]. 哈尔滨商业大学学报, 2004, **20** (3): 339-341.
- [12] 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.
- [13] Chung J, Shim H, Park S J, *et al.* Optimization of free ammonia concentration for nitrite accumulation in shortcut biological nitrogen removal process [J]. Bioprocess and Biosystems Engineering, 2006, **28** (4): 275-282.
- [14] 王志盈, 刘超翔, 彭党聪, 等. 高氨浓度下生物流化床内亚硝化过程的选择特性研究[J]. 西安建筑科技大学学报, 2000, **32** (1): 1-7.
- [15] Groeneweg J, Sellner B, Tappe W. Ammonia oxidation in nitrosomonas at NH₃ concentrations near K_m: Effects of pH and temperature[J]. Water Research, 1994, **28** (12): 2561-2566.
- [16] 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.
- [17] 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 Technology, 1998, **37** (9): 135-142.
- [18] 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.
- [19] 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.
- [20] 张立成, 傅金祥, 张杰, 等. 常温 SBR 厌氧-好氧反应器的短程硝化[J]. 城市环境与城市生态, 2007, **20** (3): 1-3.
- [21] 吴昌永, 陈志强, 彭永臻, 等. 实时控制下短程生物脱氮的实现及其稳定性研究[J]. 中国给水排水, 2006, **22** (19): 39-43.
- [22] 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.