

低温 SBR 系统活性污泥硝化效能的 pH 调控

刘淑丽^{1,2}, 李建政^{1,2}, 金 羽^{1,2}

(1. 哈尔滨工业大学 城市水资源与水环境国家重点实验室, 150090 哈尔滨;

2. 哈尔滨工业大学 市政环境工程学院, 150090 哈尔滨)

摘 要: 为进一步提高低温(15 ℃)SBR 系统的硝化效能,通过间歇培养实验探讨 pH 对系统活性污泥硝化效能的调控与影响.结果表明,将初始 pH 控制为 8.0~9.0,低温 SBR 系统的活性污泥(以 MLSS 计)具有最佳的氨氮氧化能力,在 NO_2^- -N 积累阶段对 NH_4^+ -N 的比去除速率可达 $25.49 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, NO_2^- -N 的比生成速率达 $22 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$;初始 pH 为 7.5~8.0 时, NO_2^- -N 氧化效果最佳, NO_3^- -N 的比生成速率可达 $35.6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$;将反应系统的 pH 维持在 8.0,可使亚硝酸菌和硝酸菌代谢活性均保持在较高水平,达到良好的硝化效果.

关键词: 序批式活性污泥法;活性污泥;低温;硝化作用; pH

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2014)06-0039-05

Regulation of pH for enhancing nitrification efficiency of activated sludge in a low temperature sequencing batch reactor

LIU Shuli^{1,2}, LI Jianzheng^{1,2}, JIN Yu^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, 150090 Harbin, China;

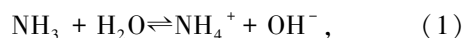
2. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, 150090 Harbin, China)

Abstract: To improve the nitrification efficiency of activated sludge in a low temperature (15 ℃) sequencing batch reactor (SBR), the performance and characteristics in nitrification of the activated sludge were investigated by batch culture with regulation of initial pH. The results indicated that the ammonia oxidation efficiency of the activated sludge was the best with initial pH ranged from 8.0 to 9.0. In the NO_2^- -N accumulating process, the specific ammonia nitrogen (NH_4^+ -N) removal rate and specific nitrite nitrogen (NO_2^- -N) producing rate were $25.49 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ and $22 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (as MLSS), respectively. For nitrite oxidation, the favorable initial pH ranged from 7.5 to 8.0, under which a specific nitrate nitrogen (NO_3^- -N) producing rate of $35.6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (as MLSS) was obtained. It showed that the satisfactory ammonia oxidation and nitrite oxidation efficiency would be obtained by the enhancement of metabolic activity both of the nitrite and nitrate bacteria when the pH of wastewater was kept at about 8.0 in the nitrification process.

Keywords: sequencing batch reactor (SBR); activated sludge; low temperature; nitrification; pH

序批式活性污泥法(SBR)因良好的硝化性能和一定的反硝化效果而广泛应用于生活污水和工业有机废水的脱氮处理^[1-2].硝化反应是废水生物

脱氮的关键环节之一,而 pH 可以显著影响硝化细菌(包括亚硝酸菌和硝酸菌)的活性,进而影响反应系统的脱氮效果及其运行稳定性.游离氨(FA)和游离亚硝酸(FNA)分别是亚硝酸菌和硝酸菌的直接作用底物,较高的质量浓度也会对它们产生抑制作用^[3].FA 和 FNA 在水中存在如下电离平衡:



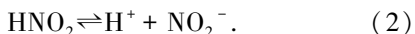
收稿日期: 2013-08-12.

基金项目: 国家技术重大专项课题(2013ZX07201007).

作者简介: 刘淑丽(1986—),女,博士研究生;

李建政(1965—),男,博士,教授,博士生导师.

通信作者: 李建政, ljz6677@163.com.



研究表明^[4-5], 20 ℃ 下, 当 pH < 6.5 时, 反应 (1) 的平衡向右移动, FA 质量浓度降低, 氨氧化反应减弱; pH > 8.0 时, FA 占总氨氮的比例急剧增加, 可有效促进氨氮氧化反应的进行. 但过高质量浓度的 FA 对微生物具有显著毒性, 严重抑制硝化细菌的生物活性^[3,6-7]. 当 pH < 6.0 时, 反应 (2) 的平衡会向左移动, 导致反应系统中的 FNA 迅速上升, 当总 NO_2^- -N 较低时可通过适当降低 pH 来提高硝酸菌的有效基质质量浓度; 而总 NO_2^- -N 较高时, 则须控制 pH > 6.5 以防止 FNA 质量浓度过高而产生的微生物毒害作用^[7]. 因此, 欲使 SBR 系统获得良好的硝化效果, 对亚硝酸菌和硝酸菌 pH 生态幅的调控至关重要.

为探索北方地区寒冷季节污水生物处理系统硝化功能不足的对策, 在 15 ℃ 下采用 SBR 驯化获得了氨氮氧化能力稳定的低温活性污泥, 并证明其具有处理高质量浓度氨氮废水的潜力^[8]. 为进一步提高 SBR 系统的硝化效能, 采用类似 SBR 工艺的间歇培养方式, 对驯化的低温活性污泥进行 pH 影响实验, 以确定硝化反应的适宜 pH, 为低温活性污泥污水处理系统的脱氮调控提供指导.

1 实 验

1.1 反应体系的构建及培养

采用 250 mL 锥形瓶为反应器, 反应体系由 100 mL 废水和 5 mL 接种污泥组成, 污泥接种量 MLSS 为 $0.651 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ (MLVSS 与 MLSS 比为 0.70), 用 $3 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的盐酸或 NaOH 调节 pH 后, 置于低温振荡培养箱中 15 ℃ 恒温培养.

pH 对低温活性污泥硝化效能的调控实验分两阶段进行. 第一阶段, 构建初始 pH 分别为 5.0, 6.0, 7.0, 8.0, 9.0 和 10.0 的反应体系, 测试污泥较适宜的 pH 生态幅; 第二阶段, 在第一阶段结果基础上, 构建初始 pH 分别为 7.0, 7.5, 8.0, 8.5 和 9.0 的反应体系, 在整个周期内定期添加 NaHCO_3 调节并保持各体系的 pH 范围不变, 以确定低温 SBR 系统的最佳 pH 范围. 每个 pH 下均设置 2 个反应体系平行培养, 摇床转速为 140 r/min. 所有反应体系的培养周期均为 9 d. 周期设置如下: 瞬时进水, 重复循环操作 (曝气 12 h, 静置 0.5 h), 瞬时出水. 以 1~2 d 的频次检测反应系统内的 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 和 pH 等指标, 取两个平行系统的平均值.

1.2 实验污泥

接种污泥取自 (15±1) ℃ 条件下采用 SBR 驯

化培育的具有良好氨氮氧化能力的好氧活性污泥, 其 NH_4^+ -N 比去除速率和 NO_2^- -N 比生成速率分别为 54.3 和 $29.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 对城镇污水 (NH_4^+ -N $47.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的 NH_4^+ -N 去除率可达 85% 以上; 在初始 NH_4^+ -N 质量浓度为 91.0 和 $163.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 其最高 NH_4^+ -N 比去除速率分别可达 52.5 和 $112.0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 具有处理高质量氨氮废水的潜力^[8].

1.3 实验水质

实验用水为人工配制污水, 其 NH_4^+ -N 质量浓度为 $135 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 配方为 ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$): (NH_4)₂SO₄ 0.9, K₂HPO₄ 0.337 5, MgSO₄ 0.013 5, Na₂CO₃ 1.035, CaCO₃ 0.225, NaCl 0.15, 葡萄糖 0.075, EDTA 0.03, 另加微量营养元素液 $2 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$. 其中, 微量营养元素液配方为 ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$): FeSO₄ · 7H₂O 3, MnSO₄ · H₂O 0.026, CoCl₂ · 6H₂O 0.05, CuSO₄ · H₂O 0.007, ZnSO₄ · 7H₂O 0.05, H₃BO₃ 0.02.

1.4 分析方法

pH、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N、MLSS 和 MLVSS 等项目的检测均依照标准方法进行^[9]. 氨氮的污泥比去除速率

$$R_{t_2} = \frac{\rho_{t_1} - \rho_{t_2}}{M} \cdot \frac{1}{t_2 - t_1}.$$

式中: R_{t_2} 为氨氮比去除速率, $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; ρ_{t_1} 和 ρ_{t_2} 分别为 t_1 和 t_2 时刻的氨氮质量浓度 (以 NH_4^+ -N 计, $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$); M 为系统的活性污泥质量浓度 (以 MLSS 计, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$), $t_2 - t_1$ 为测试时间间隔, d.

2 结果与讨论

2.1 初始 pH 对低温 SBR 活性污泥硝化效能的影响

氨氮的硝酸化是在亚硝酸菌和硝酸菌先后作用下, 将氨氮依次氧化为 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 得以实现的^[10-11]. 通过反应系统 pH 的调控, 适当增加 FA 或 FNA 的质量浓度, 可在一定程度上提高氨氮氧化和亚硝酸氧化反应的速率, 但这两种物质也是硝化细菌的抑制剂, 其中 FA 对硝酸菌的抑制效应更强, 亚硝酸菌对 FNA 更加敏感^[3,12]. 研究表明^[6], pH 过高或过低均会影响硝化反应相关酶的活性, 甚至破坏菌体细胞结构, 从而严重抑制硝化反应的进行.

图 1 的结果表明, 氨氮氧化反应速率与 pH

密切相关.初始 pH 对 SBR 低温活性污泥系统氨氮氧化速率的影响显著.初始 pH 为 5.0 的反应体系硝化能力极差,经过 9 d 的反应, NH_4^+-N 质量浓度与初始值相差无几, NO_2^--N 和 NO_3^--N 质量浓度分别仅为 9.4 和 2.2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.初始 pH 为 10.0 的反应体系硝化能力同样受到显著限制,培养结束时,系统中残留 NH_4^+-N 质量浓度高达 71.3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NH_4^+-N 去除率仅为 34.5%,培养过程中检测到的最高 NO_2^--N 和 NO_3^--N 质量浓度分别只有 54.7 和 5.4 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.分析认为,pH $\leq$ 6 的酸性环境使系统中 FA 的质量浓度较低,亚硝

酸菌因缺乏充足底物而限制了 NO_2^--N 的生成;而较强的碱性环境 (pH $\geq$ 10) 则会使系统积累过量的 FA,对硝酸菌乃至亚硝酸菌产生较强毒性,活性污泥的硝化功能也因此受到严重抑制^[3,6,12].

在中性及弱碱性条件下,低温活性污泥则表现出良好的硝化能力.初始 pH 分别为 7.0、8.0 和 9.0 的反应体系,经 9 d 的反应,其 NH_4^+-N 分别从初始的 105.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右降为 37.4、30.2 和 13.8 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (图 1(a)),去除率分别为 63.0%、70.7%和 86.5%.在这些反应体系中,氨氮氧化反应主要发生在第 1 天 (图 1(a)、(b)).

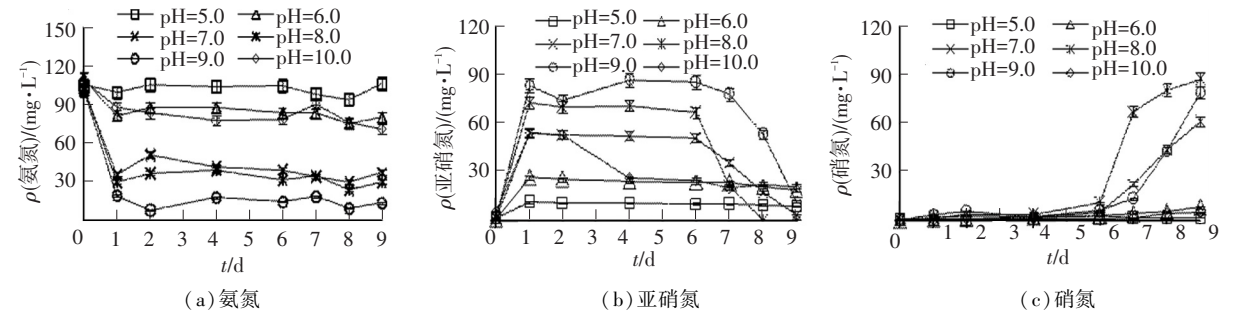


图 1 初始 pH 对低温 SBR 活性污泥硝化效能的影响

初始 pH 为 8.0 和 9.0 的反应系统氨氮氧化能力显著高于其他系统.经计算,其活性污泥在第 1 天的 NH_4^+-N 比去除速率分别达 112.0 和 126.2 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.伴随氨氮氧化反应的进行, NO_2^--N 大量生成,其质量浓度直至第 6 天才开始下降 (图 1(b)).在 NO_2^--N 质量浓度下降的同时, NO_3^--N 开始在系统中迅速积累,至第 9 天培养结束时,初始 pH 8.0 反应系统中的 NO_3^--N 质量浓度高达 87.4 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,而初始 pH 为 7.0 和 9.0 的反应体系也分别达 61.3 和 79.7 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (图 1(c)). NO_3^--N 的生成直接导致了 NO_2^--N 质量浓度的降低,同时促进了更多 NH_4^+-N 的氧化,使系统中的 NH_4^+-N 质量浓度在培养后期 (第 6~9 天) 出现再次快速下降的趋势 (图 1(a)).由于过酸或过碱的环境均会对硝化反应起到显著抑制作用,在初始 pH 为 5.0、6.0 和 10.0 的反应体系中, NO_3^--N 的积累很少,其质量浓度分别只有 2.2、8.4 和 5.4 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (图 1(c)).

经计算,在所有反应体系中,初始 pH 为 9.0 的反应体系在第 1 天的 NO_2^--N 生成速率最大,比生成速率为 126.7 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$;初始 pH 为 8.0 的反应体系在第 6~9 天表现出最大的 NO_3^--N 比生成速率 87.0 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.可见,在低温 (15 $^{\circ}\text{C}$) 条件下,初始 pH 为 9.0 时更利于污泥的

氨氮氧化反应,而初始 pH 8.0 则更利于污泥对 NO_2^--N 的氧化.

2.2 低温 SBR 活性污泥硝化功能的 pH 调控与优化

pH 5~10 范围内低温 SBR 系统硝化功能的测试结果 (图 1) 表明,低温活性污泥在初始 pH 为 7.0~9.0 时均表现出良好的硝化性能,但亚硝酸菌和硝酸菌呈现最佳活性的 pH 条件则存在显著差异.各反应体系反应终点 (第 9 天) pH 的检测结果表明,初始 pH 为 5.0、6.0、7.0、8.0、9.0 和 10.0 的体系,反应结束时分别降低到了 5.3、5.3、5.0、5.0、5.3 和 6.7. pH 的不断下降成为限制 SBR 系统硝化功能的另一重要要素.为协调亚硝酸菌和硝酸菌在 pH 生态位上的差异,并使之维持在较适宜的范围,以达到良好的氨氮氧化和硝化效果,在 pH 7.0~9.0 范围内,构建了初始 pH 分别为 7.0、7.5、8.0、8.5 和 9.0 的低温活性污泥系统,并在反应周期内通过添加 NaHCO_3 的方式保持各体系 pH 基本稳定的条件下,对其硝化功能进行了测试.

图 2(a) 表明,初始 pH 为 9.0 的反应体系具有最快的氨氮去除速率,在 6 d 内其 NH_4^+-N 质量浓度从初始的 127.3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降到 1.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NH_4^+-N 去除率高达 98.8%.随着 pH 的降低,低温活性污泥系统对氨氮的氧化能力逐渐减弱,尤其

是初始 pH 为 7.0 和 7.5 的反应系统,经过 9 d 的反应,其 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度分别从初始的 145.0 和 144.3 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降到 78.8 和 65.2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,去

除率分别只有 45.7%和 54.8%.伴随氨氮的氧化,各系统中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的质量浓度持续攀升,直到第 8 天达到峰值(图 2(b)).

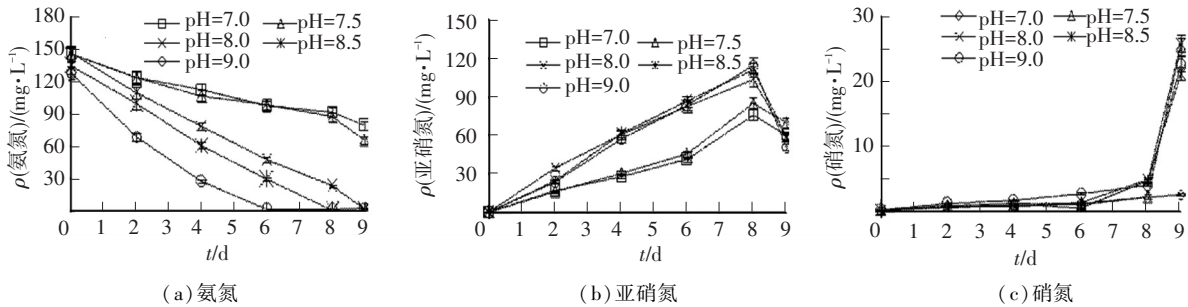


图 2 低温 SBR 活性污泥硝化效能的 pH 优化

所有培养系统的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 氧化反应均主要发生在培养的最后一天,即第 9 天(图 2(b)、(c)). 其中,初始 pH 为 8.5 和 9.0 的系统表现最佳,其 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 质量浓度分别从第 8 天的 111.1 和 115.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降到 59.2 和 51.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,系统中的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度随之迅速从第 8 天的 5.0 和 4.2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 上升到 21.2 和 22.7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的氧化及 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的生成进一步促进了系统中的氨氮氧化反应,这一现象在 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除速率较低的 pH 为 7.0、7.5 和 8.0 的反应系统中更加明显,其 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度在培养的最后一天均有大幅降低,表现出较前 8 d 更高的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除速率(图 2(a)).

由于对系统反应过程的 pH 进行了调控以维持其初始水平, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度的历时变化(图 2)表现出了与不调节过程 pH 时(第一阶段实验,图 1)完全不同的特征.对反应过程未进行 pH 调控的系统(图 1),其 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度的变化具有显著的阶段性,其中氨氮的氧化和亚硝酸的积累主

要发生在第 1 天,而 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的氧化和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的生成则发生在第 6 天之后.受过程 pH 调控系统的各种特征反应更加有序(图 2),系统中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度呈现持续下降的态势,而 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 质量浓度则表现为持续上升,直到第 8 天达到峰值后才迅速下降,伴随着 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度的迅速上升.从氨氮氧化角度分析,pH 的过程调控更加有效.初始 pH 同为 7.0、8.0 和 9.0 的反应系统,过程 pH 不受干预时,经 9 d 的反应其 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率分别为 63.0%、70.7% 和 86.5%.而通过投加碱以维持系统的初始 pH,系统对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率则可分别提高到 78.8%、98.8% 和 97.6%.

关于亚硝酸菌和硝酸菌最适 pH 范围的研究结果并不十分一致.有研究提出亚硝酸菌和硝酸菌的最适 pH 分别为 7.0~7.8 和 7.7~8.1^[12],也有报道 7.0~8.5 和 6.0~7.5 的^[13],还有认为是 7.0~8.6 和 7.0~8.3^[14].但硝酸菌的最适 pH 较亚硝酸菌低是明确的.表 1 归纳了初始 pH 分别为 7.0、7.5、8.0、8.5 和 9.0 的低温活性污泥系统在培养周期内(9 d)的硝化特征.

表 1 初始 pH 对低温 SBR 活性污泥硝化效能的影响

初始 pH	$\text{NH}_4^+\text{-N}$			$\text{NO}_2^-\text{-N}$		$\text{NO}_3^-\text{-N}$					
	$\rho_{\text{初始}}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho_{\text{第8天}}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	前 8 d 的比去除速率/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)	$\rho_{\text{初始}}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho_{\text{第8天}}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	前 8 d 的比生成速率/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)	$\rho_{\text{初始}}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho_{\text{第8天}}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho_{\text{第9天}}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	第 9 天的比生成速率/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)	9 d 的平均比生成速率/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)
7.0	145.03	91.36	10.31	0.61	76.42	14.56	0.27	2.22	2.65	0.66	0.41
7.5	144.26	86.74	11.04	0.71	85.48	16.28	0.35	2.22	25.40	35.61	4.28
8.0	145.29	23.31	23.42	0.76	103.41	19.71	0.31	4.76	25.83	32.37	4.36
8.5	133.47	0.71	25.49	0.44	111.06	21.24	0.29	4.99	21.23	24.95	3.58
9.0	127.31	1.74	24.11	0.41	114.99	22.00	0.27	4.18	22.72	28.48	3.83

对于低温 SBR 活性污泥系统,pH 为 8.0、8.5 和 9.0 时,其污泥的比氨氮去除率在前 8 d ($\text{NO}_3^-\text{-N}$ 尚未大量生成)达 23~25.5 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,比 pH 为 7.0 和 7.5 的反应系统高出 1 倍有余;相应的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 累积量达 103~115 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,也远大

于 pH 为 7.0 和 7.5 的反应系统.pH 为 7.5 和 8.0 的反应系统更有利于 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 氧化反应的进行,在 9 d 的培养历程中,其 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的污泥比生成速率分别为 4.3 和 4.4 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,显著高于其他初始 pH 条件下的反应系统.在 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 集中生

成的第 9 天, 初始 pH 为 7.5 和 8.0 的反应系统 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的污泥比生成速率分别高达 35.6 和 $32.4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 而其他 pH 条件下最大也只有 $28.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (pH 9.0)。

以上分析表明, 低温 SBR 活性污泥系统发生氨氮氧化即亚硝化反应的最适 pH 为 $8.0 \sim 9.0$, 而 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 氧化反应的最适 pH 为 $7.5 \sim 8.0$ 。这一结果说明, 对于低温 (15°C) SBR 活性污泥系统, 将运行周期的 pH 调节为 8.0 可使系统中的亚硝酸菌和硝酸菌代谢活性均保持在较高水平, 从而达到良好的氨氮氧化和硝化效果。

3 结 论

1) 在 15°C 条件下运行的 SBR, 其活性污泥在初始 pH $8.0 \sim 9.0$ 内具有最佳的氨氮氧化能力, 在 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累阶段对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的比去除速率可达 $25.49 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的比生成速率为 $22 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

2) 低温 SBR 系统的活性污泥发生 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 氧化反应的最佳 pH 范围为 $7.5 \sim 8.0$, 其 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的比生成速率为 $35.6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的大量生成可有效解除 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 对氨氮氧化反应的抑制, 促进 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的氧化。

3) 在低温 SBR 系统运行周期的好氧阶段, 将 pH 调节为 8.0, 可较好地平衡亚硝酸菌和硝酸菌对 pH 的需求, 从而使系统达到良好的氨氮氧化和硝化效果。

参考文献

[1] 王英, 陈泽军. 生物脱氮除磷工艺的研究进展[J]. 环境污染与防治, 2002, 24(3): 180-183.
[2] 孙衍增, 蒋彬, 殷琨. 生物脱氮除磷机理及新工艺[J]. 云南环境科学, 2006, 25(1): 54-56.
[3] 陈旭良, 郑平, 金仁村, 等. pH 和碱度对生物硝化影响的探讨[J]. 浙江大学学报: 农业与生命科学版, 2005, 31(6): 755-759.

[4] HULLE S W H V, VANDEWEYER H J P, MEESSCHAERT B D, et al. Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams [J]. Chemical Engineering Journal, 2010, 162(1): 18-20.
[5] WON S G, RA C S. Biological nitrogen removal with a real-time control strategy using moving slope changes of pH(mV)-and ORP-time profiles[J]. Water Res, 2011, 45(1): 171-178.
[6] 章非娟. 生物脱氮技术[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1992.
[7] HELLINGA C, SCHELLEN A A J C, MULDER J W, et al. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium rich wastewater[J]. Water Sci Technol, 1998, 37(9): 135-142.
[8] 李建政, 刘淑丽, 赫俊国, 等. 活性污泥低温氨氮氧化功能的驯化与潜力研究[J]. 环境科学学报, 2012, 32(9): 2077-2083.
[9] American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater[M]. 19th ed. Washington DC: [s.n.], 1998.
[10] MAURET M, PAUL E, PEUTCH-COSTES E, et al. Application of experimental research methodology to the study of nitrification in mixed culture[J]. Water Sci Technol, 1996, 34 (1/2): 245-252.
[11] 黄正, 范玮, 李谷, 等. 固定化硝化细菌去除养殖废水中氨氮的研究[J]. 华中科技大学学报: 医学版, 2002, 31(1): 18-20.
[12] HALLIN S, LYDMARK P, KOKALJ S, et al. Community survey of ammonia-oxidizing bacteria in full-scale activated sludge processes with different solids retention time [J]. Journal of Applied Microbiology, 2005, 99(3): 629-640.
[13] GERNAEY K, LAURENT V, LEEN L, et al. Fast and sensitive acute toxicity detection with an enrichment nitrifying culture [J]. Wat Environ Res, 1997, 69(6): 1163-1169.
[14] 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.

(编辑 刘 彤)