

氯酸钠抑制剂控制条件下溶解氧等对亚硝化的影响

李亚峰¹, 李佳承¹, 张文文², 邢镇岚¹

(1. 沈阳建筑大学市政与环境工程学院, 辽宁 沈阳 110168; 2. 中建科技有限公司深圳分公司, 广东 深圳 518000)

摘要 目的 研究在氯酸钠抑制剂控制的条件下温度、pH值、溶解氧(DO)和有机碳源对亚硝化反应的影响。方法 采用自制的SBR反应器,以C/N比为1的低C/N比废水为试验水样,控制温度、pH值、DO和有机碳源,定期检测进、出水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 以及出水中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的质量浓度,分析其变化规律。结果 温度、pH值、DO和有机碳源对亚硝化反应均有影响,当温度为 $28\text{ }^\circ\text{C}$, $\text{pH} = 8.0$, $\rho(\text{DO}) = 1.0\text{ mg/L}$, $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}}) = 150\text{ mg/L}$, 氯酸钠抑制剂投加量为 1.2 mmol/L 时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均去除率, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积率最高。结论 温度、pH值、DO和有机碳源对投加氯酸钠抑制剂的亚硝化反应有影响,在实际运行中应控制在最佳范围内,确保亚硝化工艺的高效稳定运行。

关键词 亚硝化;氯酸钠抑制剂;SBR反应器;溶解氧

中图分类号 TU991.21;X703 文献标志码 A

Effect of Dissolved Oxygen on Nitrosation Reaction under the Control of Sodium Chlorate Inhibitor

LI Yafeng¹, LI Jiacheng¹, ZHANG Wenwen², XING Zhenlan¹

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Shenyang Jianzhu University, Shenyang, China, 110168; 2. China Construction Science and Technology Co. Ltd., Shenzhen Branch, Shenzhen, China, 518000)

Abstract: Effects of temperature, pH value, dissolved oxygen (DO) and organic carbon source on nitrosation reaction was studied in self-made SBR reactor under the control of sodium chlorate inhibitor. Low C/N ratio wastewater as water sample was added in the reactor. The mass concentration of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ in the inflow and effluent and $\text{NO}_2^- - \text{N}$ and $\text{NO}_3^- - \text{N}$ in the effluent were regularly detected to be analyzed their change rule under the control of temperature, pH value, DO and organic carbon source. Results show that the nitrosation reaction is affected by

收稿日期:2019-10-13

基金项目:水体污染控制与治理科技重大专项(2018ZX07601-004)

作者简介:李亚峰(1960—),男,教授,博士,主要从事水污染控制理论与技术方面研究。

temperature, pH value, DO and organic carbon source. When the temperature is 28 °C and the dosage of sodium chlorate inhibitor is 1.2 mmol/L, pH = 8.0, $\rho(\text{DO}) = 1.0 \text{ mg/L}$, $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}}) = 150 \text{ mg/L}$, average removal rate of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and cumulative rate of $\text{NO}_2^- - \text{N}$ are the highest. So in actual operation when temperature, pH value, DO and organic carbon source are controlled within the optimal range, the efficient and stable operation of the nitrosation process can be ensured.

Key words: nitrification; sodium chlorate inhibitor; SBR reactor; dissolved oxygen

亚硝化反应作为硝化反应的第一步,又称作短程硝化反应,其通过控制将反应器中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 仅氧化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ [1]。J. P. Voets 等 [2] 首次提出了亚硝化的理论。S. Suthersan 等 [3] 证实了亚硝化工艺的生物脱氮可行性。将亚硝化与传统反硝化相结合后能节省 25% 的曝气能耗、减少 40% 的碳源投加量以及减少污泥产量 [4-6], 因此被广泛地应用于实际生活污水处理研究 [7-8]。亚硝化反应的关键是亚硝酸盐的积累,投加生物抑制剂是实现亚硝酸盐积累的一种方法。投加氯酸钠能有效控制硝化反应,实现亚硝酸盐的积累。氯酸钠抑制硝化反应的机理就是利用氯酸钠的选择抑制性的特性,有选择性的杀死 NOB(亚硝酸盐氧化菌)菌群分子中地酶,进而使 AOB(氨氧化菌)菌群得到富集,实现亚硝态氮的大量积累 [9-10]。目前关于抑制剂抑制硝化反应的研究比较多,但对抑制剂存在条件下的影响因素研究相对较少。

表 1 SBR 反应器微量元素营养液组成

Table 1 Composition of micronutrient nutrient solution in SBR reactor								mg/L
$\rho(\text{EDTA})$	$\rho(\text{KI})$	$\rho(\text{H}_3\text{BO}_3)$	$\rho(\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O})$	$\rho(\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O})$	$\rho(\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O})$	$\rho(\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O})$	$\rho(\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O})$	$\rho(\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O})$
10	0.18	0.15	0.12	0.03	1.5	0.15	0.12	0.06

1.2 试验装置

试验装置是由双层圆柱形有机玻璃制成,设备外部通有水浴套管连接水浴加热系统,确保菌种生存温度。反应器内部拥有搅拌设施及曝气头,反应器底部为沉淀区,沿反应器外壁垂直且平均设置 5 个取样口。进水水箱采用高位水箱,重力流的方式向反应器内供水,进水流量为 18 L/h,进水时间 20 min,利用反

基于此,笔者利用 SBR 反应器,研究在投加氯酸钠抑制剂的条件下,温度、pH 值、DO、 COD_{Cr} 对亚硝化反应影响,为亚硝化工艺的稳定运行提供技术依据。

1 试验

1.1 试验用水与污泥

试验以 CH_3COONa 为有机碳源, NaHCO_3 为无机碳源, NH_4Cl 为氮源, KH_2PO_4 为磷源,配制低 C/N 废水试验水样。试验水样 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度为 60 ~ 100 mg/L, NH_4Cl 质量浓度为 60 ~ 100 mg/L, KH_2PO_4 质量浓度为 60 ~ 100 mg/L。同时投加 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 和 0.3 mL/L 的微量元素。另外,为了保证菌种生存的必需营养物质,每升水样中需添加营养液 1 mL,营养液组成如表 1 所示,接种污泥取自抚顺三宝屯污水处理厂的厌氧消化污泥。

反应器外部的空气压缩机以及反应器内部设置的曝气头向反应器内部系统提供氧气。

1.3 分析方法

试验的各项指标均按照国家环境保护局的《水和废水监测分析方法》(第四版)进行检测分析。主要检测 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$, DO, 温度, pH 值, COD_{Cr} 。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 检测采取纳氏试剂分光光度法; $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 采

用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法; NO_3^- -N 采用紫外分光光度法;DO 采取便携式溶解氧测定仪测量;温度采用水银温度计测量;pH 值采取便携式 PH 仪测定; COD_{Cr} 采用快速密闭催化消解法。

2 结果与分析

2.1 DO 对亚硝化反应的影响

控制进水 NH_4^+ -N 质量浓度为

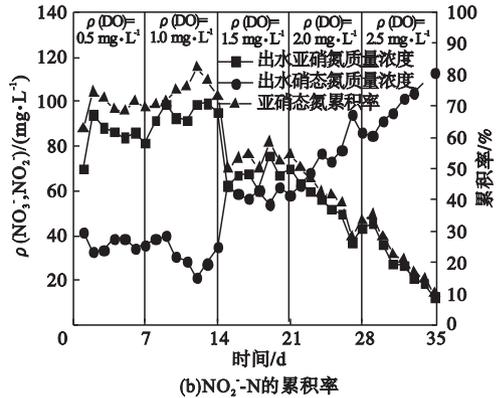
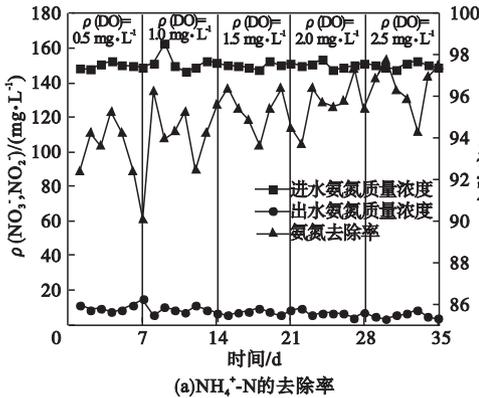


图1 DO 对亚硝化反应的影响

Fig. 1 Effect of DO on nitrosation reaction

从图1(a)可以看出,随着 DO 质量浓度的增长,出水 NH_4^+ -N 质量浓度大致维持在 10 mg/L, 视为稳定状态。当 DO 质量浓度为 0.5 mg/L 时,出水 NH_4^+ -N 质量浓度为 8.73 mg/L; 当 DO 质量浓度为 1.0 mg/L 时,出水 NH_4^+ -N 质量浓度为 8.69 mg/L; 当 DO 质量浓度为 1.5 mg/L 时,出水平均质量浓度仅为 7.22 mg/L; 而当 DO 质量浓度提升至 2.0 mg/L 时, NH_4^+ -N 去除率基本稳定在 95% 以上,而出水平均质量浓度仅剩 6.54 mg/L; 持续增加进水 DO 质量浓度至 2.5 mg/L; NH_4^+ -N 去除率高于 96%, 此阶段对应的出水达到最小值,表明反应器内 AOB 菌的活性非常强。从图1(b)可以看出,随着 DO 质量浓度的增长,出水中 NO_3^- -N 平均质量浓度不断增长, NO_2^- -N 累积率先增长,后出现断崖式下降。随着 DO 质量浓度由 0.5 mg/L 增加到 2.5 mg/L 时,出水

150 mg/L 左右,温度为 28 °C, pH 值为 8.0, 搅拌速度 1 000 rad/min。调节 DO 质量浓度分别为 0.5、1.0、1.5、2.0、2.5 mg/L, 每个 DO 条件下稳定运行 7 d。每天定时检测一次进、出水 NH_4^+ -N 及出水 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 质量浓度, DO 对亚硝化反应的影响试验结果如图 1 所示。

中 NO_3^- -N 平均质量浓度已经从 36.37 mg/L 递增到了 99.55 mg/L, 提升效果十分显著。首先,当 DO 质量浓度由 0.5 mg/L 提升至 1.0 mg/L 时,出水 NO_2^- -N 质量浓度由 84.36 mg/L 提升到 95.45 mg/L, 对应的累积率由 69.63% 增加到 75.28%; 其次,当 DO 质量浓度提升到 1.5 mg/L 时,出水 NO_2^- -N 平均质量浓度和累积率分别降至 67.28 mg/L 和 53.32%, 持续增长 DO 质量浓度到 2.0 mg/L, NO_2^- -N 累积率由 50.51% 迅速下降至 33.46%; 最后,当 DO 质量浓度为 2.5 mg/L 时,无 NO_2^- -N 累积, NOB 菌占据主要地位,对应的 NO_2^- -N 质量浓度和累积率分别为 26.94 mg/L 和 21.21%。

当环境中 DO 质量浓度较低 ($\rho(\text{DO}) \leq 0.5$ mg/L) 时,细菌的活性受到抑制作用,可是对于 NOB 菌的抑制更为严重^[11], 可以实现 NO_2^- -N 的累积。当环境中的 DO 质量

浓度增加($\rho(\text{DO}) = 1.0 \text{ mg/L}$)时, AOB 菌的繁殖速率增快, 维持出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 质量浓度的增长, 而 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的氧化并未受影响, 对硝化过程的影响较大。当环境中的 DO 质量浓度增加($\rho(\text{DO}) \geq 1.0 \text{ mg/L}$)时, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的骤然下滑; 继续升高 DO 质量浓度, 发现 NOB 菌逐渐占据主导地位, 对于细胞内物质及自身物质会过度消耗, 絮状污泥状态彻底被摧毁, 系统内的紊流程度加强, 污泥的更新速度的增快, 最终致使系统内的微生物环境破坏, 运行效果较差, 与之对应的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累量急剧下降。

在氯酸钠抑制剂且低溶解氧环境下更有利于 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积, 且在 DO 质量浓度为 1.0 mg/L 的条件下可获得较高的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$

积累量, 但不可避免会造成菌种的活性较低, 因此在实际操作中, 需要保持菌种活性的前提之下, 减少 DO 质量浓度以更多的累积 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 。此结论与部分学者的试验结论相近^[12-13]。

2.2 温度对亚硝化反应的影响

控制进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度为 150 mg/L 左右, pH 值为 $7.0 \sim 8.0$ 内, DO 质量浓度维持在 0.5 mg/L , 搅拌速度 1000 rad/min 。利用温度控制仪控制温度分别为 $15 \text{ }^\circ\text{C}$ 、 $20 \text{ }^\circ\text{C}$ 、 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 、 $28 \text{ }^\circ\text{C}$ 、 $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 、 $34 \text{ }^\circ\text{C}$, 每个温度条件下稳定运行 7 d。每天定时检测一次进、出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 及出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度, 温度对亚硝化反应的影响如图 2 所示。

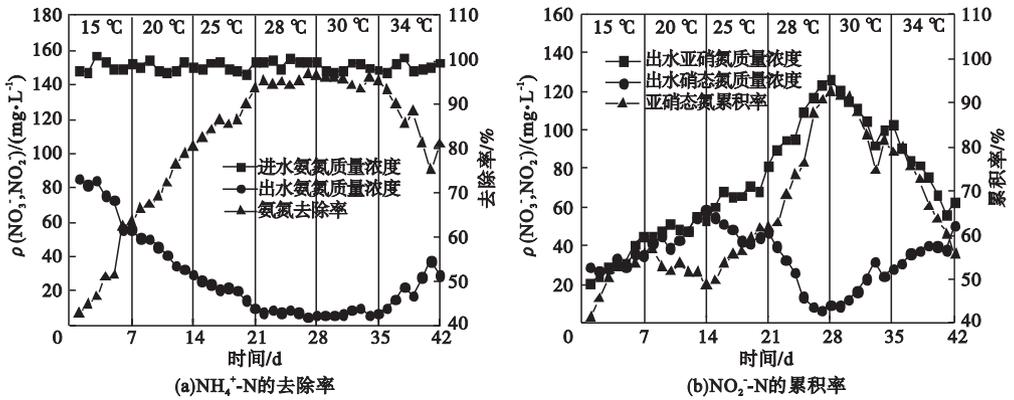


图2 温度对亚硝化反应的影响

Fig. 2 Effect of temperature on nitrosation reaction

从图 2(a) 可以看出, 随着温度的改变, 出水中氨氮质量浓度大幅度下降, 其去除率增加。当温度为 $15 \sim 25 \text{ }^\circ\text{C}$ 时出水处理效果不断提升, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度大幅度下降, 去除率直线上升; 当温度为 $28 \text{ }^\circ\text{C}$ 时, 此阶段所对应的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率维持在 95%, 认为该反应达到峰值, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率曲线趋近于直线, 无较大浮动, 7 d 内的平均去除率高达 95.37%, 认为此温度适宜菌种生存; 当温度继续增加至 $34 \text{ }^\circ\text{C}$, 出水水质变差, 而此阶段的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率下降至 75%, 表明菌种在高温环境中产生不适应性。从图 2(b) 可以看出, 累积效果波动较大, 在温度为 $26 \sim$

$30 \text{ }^\circ\text{C}$ 内具有峰值, 此阶段对应的出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的质量浓度较低, 初步估计该反应阶段即为 AOB 菌的适宜生存温度。当温度由 $15 \text{ }^\circ\text{C}$ 上升至 $20 \text{ }^\circ\text{C}$ 的条件下, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的平均累积率大约维持在 50%, 提升并不是十分显著; 当温度升至 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 的条件下, 出水水质得到改善, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的累积率从 52.45% 上升至 63.23%; 当温度控制在 $28 \text{ }^\circ\text{C}$, 从图中看出有较大的增长, 斜率较高, 与之对应的出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 质量浓度也迅速增长至 126.47 mg/L , 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度断崖式下滑, 平均 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度仅为 19.49 mg/L , 而 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积率高达 84.64%; 随后, 当温度继续增长, $\text{NO}_2^- - \text{N}$

的积累效果开始下滑,当温度最终升至 34 ℃ 的条件下,出水水质极度恶化,NO₂⁻-N 积累率下降至 65.14%,最低时仅为 55.34%,出水水质明显变差。

当温度较低时,微生物的蛋白酶基本处于受抑制状态,出水 NH₄⁺-N 质量浓度较高,且 NO₂⁻-N 累积效果较差;当温度不断升高时,不难发现氮素转换效果好转,AOB 菌的活性不断被激发,反应器内的 AOB 菌活性优于 NOB 菌,逐渐成为优势菌种;继续升高温度,发现曲线出现降低的趋势,高温环境导致微生物菌种体内的蛋白活性变性,使其活性得到很明显的抑制作用,造成出水水质的恶化。

添加氯酸钠抑制剂且在 5 种不同温度环境中培养 AOB 菌种,亚硝化的最合适反应温度为 25 ~ 30 ℃,且 28 ℃ 为其最佳反应温

度。此与李亚峰等^[14] 试验结论相一致。此外,曾涛涛^[15]等在常温(18 ~ 21.5 ℃)环境中,满足了低基质推流式亚硝化反应器的平稳进行的条件,并对功能菌群(AOB 菌、NOB 菌)的特征进行检测;在低温(10 ℃)条件下成功诱变筛选出耐低温亚硝化细菌^[16],为推广中低温环境中该工艺的的稳定运行提供数据基础与理论依据。

2.3 pH 对亚硝化反应的影响

控制进水 NH₄⁺-N 质量浓度为 150 mg/L 左右,温度为 28 ℃,DO 质量浓度维持在 0.5 mg/L,搅拌速度 1 000 rad/min。调节进水 pH 值分别为 5.5、6.0、6.5、7.0、7.5、8.0、8.5 及 9.0,每个 pH 值条件下稳定运行 7 d。每天定时检测一次进、出水 NH₄⁺-N 及出水 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 质量浓度,pH 值对亚硝化反应的影响 3 所示。

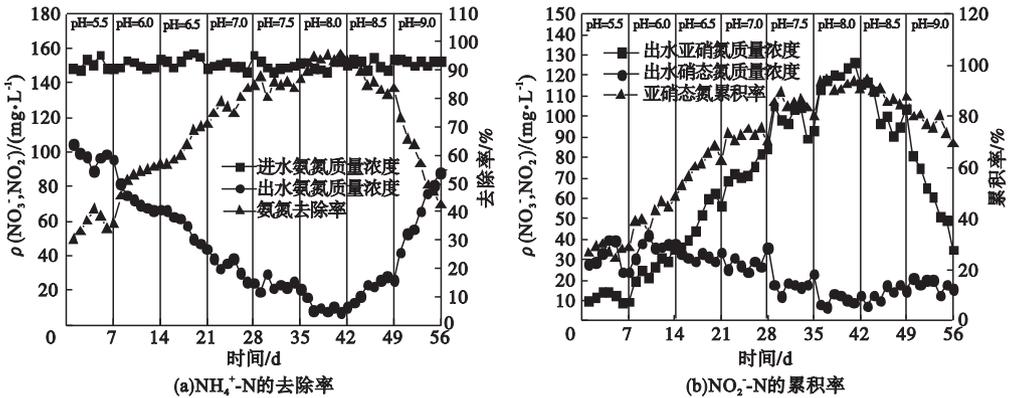


图 3 pH 值对亚硝化反应的影响

Fig. 3 Effect of pH on nitrosation reaction

由图 3(a)可以看出,NH₄⁺-N 去除率先增长后减少。当 pH 值为 5.5 ~ 7.0 时,出水 NH₄⁺-N 质量浓度断崖式下降,其去除率升高,出水效果明显改善;当 pH 值继续升高至 7.5,整体环境偏碱性,曲线呈现轻微波动状态,但整体呈现出继续优化的趋势,NH₄⁺-N 平均去除率继续增长至 84.55%;继续增大碱度,当环境 pH 值设置为 8.0 时,来到曲线的最高峰,NH₄⁺-N 去除率为 93.29%,认为此环境中菌种活性维持在较高水平;随后继续提高 pH 值,水质开始发生恶化,pH 值为

8.5 时,NH₄⁺-N 去除率减小至 85.28%,当 pH 值为 9.0 时,处理效果迅速恶化,去除率也降低至 34.99%,猜测该阶段菌种活性受到严重的破坏,菌种出现大量死亡的现象。由图 3(b)中可以看出,环境中 pH 值的设置不同导致 NO₂⁻-N 的累积效果差异较大。当环境中 pH 值由 5.5 增加至 7.0 时,积累率由 27.48% 升至 72.54%;当 pH 值提高到 7.5,NO₂⁻-N 累积率高达 84.66%,可见 AOB 菌的活性要远远高于 NOB 菌的活性,部分亚硝化效果良好;环境 pH 值设置为 8.0 时,出水 NO₂⁻-N 平均质量浓度与积累率较

前一阶段分别增长 20.96 mg/L 和 7.29%, 进一步优化处理效果; 随后, 当 pH 值继续升高, 出水水质开始恶化, 当 pH = 8.5 时, 还不是十分明显, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 平均质量浓度与累积率较前一阶段分别减少 17.34 mg/L 和 3.69%, 但是当 pH = 9.0 时, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的累积率大打折扣, 降低至 76.28%, 在该环境中 AOB 菌和 NOB 菌的活性均受到威胁, 甚至失活。

在添加氯酸钠抑制剂条件下, AOB 菌在 pH 值为 7.5 ~ 8.5 内适宜生存繁殖, 在 pH = 8.0 的环境中拥有最佳的效果^[17]。

2.4 有机碳源对亚硝化反应的影响

控制进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度为 150 mg/L 左右, 温度为 28 °C, pH 值设置为 8.0, DO 质量浓度维持在 0.5 mg/L, 搅拌速度 1 000 rad/min。进水 COD_{Cr} 质量浓度分别为 50 mg/L、100 mg/L、150 mg/L、200 mg/L 和 250 mg/L, 每个 COD_{Cr} 条件下稳定运行 7 d。每天定时检测进、出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 COD_{Cr} 及出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度, 有机物质量浓度对亚硝化反应的影响如图 4、图 5 所示。

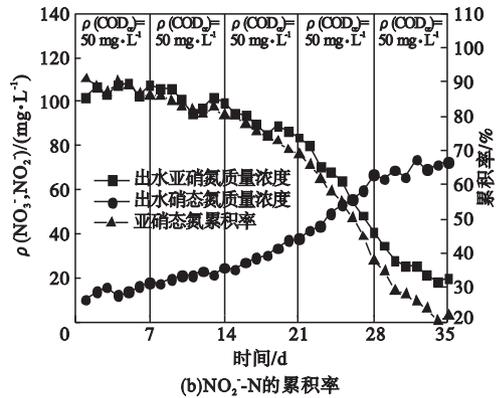
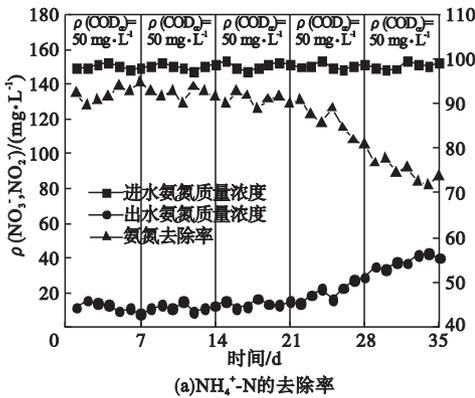


图 4 有机物质量浓度对亚硝化反应的影响

Fig. 4 Effect of organic matter concentration on nitrosation reaction

从图 4(a) 可以看出, 在进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 不发生改变的条件下, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率随着 COD_{Cr} 质量浓度的增长而减少, 但当进水 COD_{Cr} 质量浓度不高于 150 mg/L 时, 对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除基本无影响, 始终维持在较高水平; 而当进水中 COD_{Cr} 质量浓度过高时, 出水水质变差, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率下降至 70%。经过数据计算, 在前 3 阶段(1 ~ 21 d) 试验中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均去除率分别为 92.18%、92.14% 和 90.79%, 数值差异较小, 可认为少量的有机物质的存在不会影响系统的氨转化效果; 当进水 COD_{Cr} 质量浓度升至 200 mg/L, 可以看出处理效果受到明显抑制作用, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度持续增加, 其平均值为 21.50 mg/L, 平均去除率减

少至 85.72%; 进一步添加 COD_{Cr} 使质量浓度升至 250 mg/L, 处理效果进一步恶化, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的最高质量浓度高达 42.68 mg/L, 此阶段的平均去除率仅为 74.58%。从图 4(b) 可以看出, 随着 COD_{Cr} 质量浓度的增长, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 质量浓度和累积率呈现显著的跌幅趋势, 而出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度则越来越高, 高质量浓度 COD_{Cr} 的存在致使系统内的部分亚硝化反应受到抑制。当 COD_{Cr} 质量浓度为 50 mg/L 时, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积率下降趋势相对较小, 平均值为 88.17%; 而当 COD_{Cr} 质量浓度增长为 100 mg/L 时, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 质量浓度下降速度变缓, 其平均值下降为 82.62%, 但仍处于较高水平; 当进水 COD_{Cr} 质量浓度增长为 150 mg/L 时, 出水

$\text{NO}_2^- - \text{N}$ 质量浓度降低为 88.96 mg/L, 对应的出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度增高至 31.23 mg/L, 认为氮转换效果较为理想; 当进水 COD_{Cr} 质量浓度为 200 mg/L 时, 系统处理效果显著下降, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 质量浓度下降至 40.80 mg/L, 而对应的出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度迅速增长为 66.71 mg/L, 累积率最少时仅为 37.95%; 当进水 COD_{Cr} 质量浓度为 250 mg/L 时, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 平均质量浓度和累积率仅为 24.80 mg/L 和 26.17%。

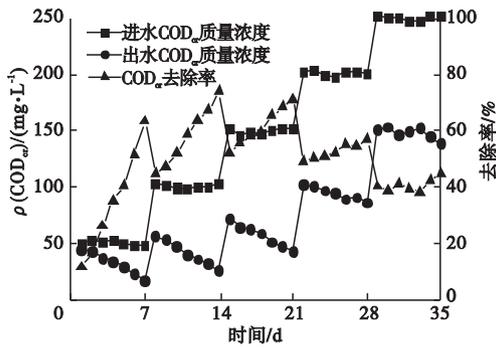


图5 有机物质量浓度对 COD_{Cr} 去除情况的影响

Fig. 5 Effect of organic matter concentration on COD_{Cr} removal

由图5可以看出,在进水中分阶段加入不同浓度的葡萄糖, COD_{Cr} 去除率表现出不同的变化,在进水 COD_{Cr} 质量浓度不高于 150 mg/L 时,去除率逐渐增加,而当进水 COD_{Cr} 质量浓度高于 150 mg/L 时,去除率基本维持不变甚至下降;在 COD_{Cr} 质量浓度骤变时,去除效果均呈迅速下降,并逐渐恢复高去除效果。当进水 COD_{Cr} 质量浓度为 50 mg/L 时,经过短暂的适应阶段后, COD_{Cr} 去除率由最初的 11.81% 迅速上升至 63.47%; 当进水 COD_{Cr} 质量浓度高于 100 mg/L 时,去除率快速下降至 45.00%, 历经 7d 的反应周期,平均去除率高达 58.35%, 此阶段的出水质量浓度为 42.30 mg/L, 与上一阶段结果相近; 当进水 COD_{Cr} 质量浓度为 150 mg/L 时,出水水质进一步好转,质量浓度最低时仅为 43.87 mg/L, 平均去除率高达 61.54%; 持续

增长使进水 COD_{Cr} 质量浓度为 200 mg/L 时,处理效果大幅降低,出水质量浓度高达 94.90 mg/L, 与之对应的平均去除率下降为 52.87%; 而当进水 COD_{Cr} 质量浓度为 250 mg/L 时,去除率较上一阶段进一步下降,跌幅为 40.84%, 出水平均质量浓度高达 148.32 mg/L, 认为亚硝化反应遭到严重的抑制作用。

有机物过量的存在会令异养菌的活性增加,势必会与亚硝化菌共同竞争 DO。高有机碳源的环境中 NOB 菌的活性日益增强,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度持续上升,而低 DO 环境的存在,会大大限制 AOB 菌活性,致使系统内出水水质遭到破坏。

在添加氯酸钠抑制剂条件下,当进水 COD_{Cr} 质量浓度不高于 150 mg/L 时,可获得良好的亚硝化效果,当进水 COD_{Cr} 质量浓度为 150 mg/L 时,亚硝化效果最好, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积率为 74.05%。

3 结论

(1) DO 质量浓度对 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的累积有影响,在满足细菌生长需求的前提下,低溶解氧环境更有利于 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积,当 DO 质量浓度为 1.0 mg/L 时可获得较高的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积量。

(2) 温度对于亚硝化反应具有一定的影响, 20 ~ 30 °C 为适宜的温度, 28 °C 为其最佳反应温度, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的累积率最高。

(3) pH 值对亚硝化具有较大的影响, pH 值的适宜为 7.5 ~ 8.5。当 pH = 8.0, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的累积率最佳, 过高过低都不宜微生物生长繁殖。

(4) 当进水 COD_{Cr} 质量浓度不高于 150 mg/L 时,可获得良好的亚硝化效果, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均去除率为 90.79%, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 累积率为 74.05%。

参考文献

[1] 刘媛, 王少坡, 于静洁, 等. 亚硝酸型硝化技术研

- 究进展[J]. 工业水处理, 2011, 31(9): 5-10.
(LIU Yuan, WANG Shaopo, YU Jingjie, et al. Research progress in the nitritation[J]. Industrial water treatment, 2011, 31(9): 5-10.)
- [2] VOETS J P, VANSTAEN H, VERSTRAETE W. Removal of nitrogen from highly nitrogenous wastewaters [J]. Water pollution control federation, 1975, 47(2): 394-398.
- [3] SUTHERSAN S, GANZARCEZYK J J. Inhibition of nitrite oxidation during nitrification; some observations [J]. Water pollution research, 1986, 21(2): 257-266.
- [4] GAO C D, FAN S X, JIAO E L, et al. Operation and optimization of an alternating oxic-anoxic shortcut nitrification-denitrification system [J]. Advanced materials research, 2014, 1030-1032: 387-390.
- [5] 高春娣, 王惟肖, 李浩, 等. SBR 法交替缺氧好氧模式下短程硝化效率的优化 [J]. 中国环境科学, 2015, 35(2): 403-409.
(GAO Chundi, WANG Weixiao, LI Hao, et al. Optimization of efficiency on partial nitrification under the mode of alternating anoxic/oxic in sequencing batch reactor [J]. China environmental science, 2015, 35(2): 403-409.)
- [6] 方士, 李筱煥. 高氨氮味精废水的亚硝化/反亚硝化脱氮研究 [J]. 环境科学学报, 2001(1): 79-83.
(FANG Shi, LI Xiaohuan. A study on removing nitrogen from highly MG wastewater with process of shortened nitrification/denitrification [J]. Acta scientiae circumstantiae, 2001(1): 79-83.)
- [7] PENG Y Z, ZHU G B. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway [J]. Appl. microbiolbiot, 2006, 73(1): 15-26.
- [8] YANG Q, PENG Y Z, LIU X H, et al. Nitrogen removal via nitrite from municipal wastewater at low temperatures using real-time control to optimize nitrifying communities [J]. Environmental science technology, 2007, 41(23): 8159-8164.
- [9] 徐光景. 基于化学法控制的亚硝化与厌氧氨氧化的耦合工艺研究 [D]. 大连: 大连理工大学, 2013.
(XU Guangjing. Performance of nitritation adjusted by chemical method and the following ANAMMOX [D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2013.)
- [10] 委燕, 王淑莹, 马斌, 等. 缺氧 FNA 对氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌的选择性抑菌效应 [J]. 化工学报, 2014, 65(10): 4145-4149.
(WEI Yan, WANG Shuying, MA Bin, et al. Selective inhibition effect of free nitrous acid on ammonium oxidizing bacteria and nitrite oxidizing bacteria under anoxic condition [J]. CIESC journal, 2014, 65(10): 4145-4149.)
- [11] 蒋家超, 万田英, 张雁秋. 亚硝化过程影响因素分析和讨论 [J]. 工业安全与环保, 2006, 32(3): 26-27.
(JIANG Jiachao, WAN Tianying, ZHANG Yanqiu. Analysis and discussion on affecting factors of shortened nitrification process [J]. Industrial safety and environmental protection, 2016, 32(3): 26-27.)
- [12] 赵旭东. 膜曝气部分亚硝化-厌氧氨氧化耦合生物膜脱氮的数学模拟 [D]. 北京: 北京交通大学, 2009.
(ZHAO Xudong. Mathematical simulation of nitrogen removal via a partial nitrification-anerobic ammonium oxidation in a membrane-aerated biofilm reactor [D]. Beijing: Beijing Jiaotong University, 2009.)
- [13] 李薇. 溶解氧水平对富营养化水体底泥氮磷转化影响的研究 [D]. 南京: 南京理工大学, 2014.
(LI Wei. Study on the impact of DO on the release of nitrogen and phosphorus from sediment in Eutrophic Water [D]. Nanjing: Nanjing University of Science and Technology, 2014.)
- [14] 李亚峰, 苏雷, 陈文通, 等. 匹配厌氧氨氧化 SBR 亚硝化反应器快速启动影响因子研究 [J]. 沈阳建筑大学学报(自然科学版), 2016, 32(3): 569-576.
(LI Yafeng, SU Lei, CHEN Wentong, et al. Study on the rapid startup impact factor for ANAMMOX adopting nitrosification in sequencing batch reactor [J]. Journal of Shenyang jianzhu university (natural science), 2016, 32(3): 569-576.)
- [15] 曾涛涛. 常温低基质 PN-ANAMMOX 耦合工艺脱氮效能及微生物特性研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2013.
(ZENG Taotao. Research on nitrogen removal efficiency and microbial properties of PN-ANAMMOX combination for low strength wastewater treatment at ambient temperature [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2013.)
- [16] 邱天. 生物强化促进 SBR 反应器低温脱氮效能研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2012.
(QIU Tian. SBR reactor of removal of nitrogen with bioaugmentation technique [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2012.)
- [17] 左剑恶, 杨洋, 蒙爱红. 高氨氮浓度下的亚硝化过程及其影响因素研究 [J]. 环境污染与防治, 2003, 25(6): 332-335.
(ZUO Jiane, YANG Yang, MENG Aihong. Study on short-cut nitrification process and its affecting factors under high ammonia concentration condition [J]. Environmental pollution & control, 2003, 25(6): 332-335.)
- (责任编辑: 徐玉梅 英文审校: 唐玉兰)