

## 低溶解氧下 NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 盐度对 SBR 脱氮 效果和污泥沉降性的影响

张兰河<sup>1,2</sup>, 王山山<sup>1</sup>, 郭静波<sup>3</sup>

- (1. 东北电力大学 化学工程学院, 吉林 吉林 132012;
2. 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;
3. 东北电力大学 建筑工程学院, 吉林 吉林 132012)

**摘要:** 采用序批式生物反应器(SBR)处理含盐废水,在醋酸钠作为碳源条件下,考察 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 NaCl 盐度 ( $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$ ) 和  $\rho(\text{NaCl})$ ) 对脱氮效果和污泥沉降性能的影响. 结果表明:低溶解氧(0.3 mg/L)下通过逐渐提高盐度,当  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  和  $\rho(\text{NaCl})$  分别低于 18 和 14 g/L 时,氨氮去除率( $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$ )均高于 80%,总氮去除率( $\eta(\text{TN}-\text{N})$ )均高于 70%. 为了进一步探讨盐度冲击对脱氮效果的影响,一次性投加 14 g/L 的 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 NaCl 废水,SBR 反应器运行初期, $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  均低于 55%,随着运行时间的增加, $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  分别提高至 80% 和 70%. 同时,盐度能影响活性污泥的沉降性,当盐度为 0 g/L 时, $\rho(\text{EPS})$  为 680 mg/L,SVI 为 100 mL/g;当  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  为 14 g/L 时,活性污泥  $\rho(\text{EPS})$  达到 950 mg/L,SVI 为 75 mL/g;当  $\rho(\text{NaCl})$  为 14 g/L 时,活性污泥  $\rho(\text{EPS})$  达到 1 200 mg/L,SVI 为 65 mL/g. NaCl 和 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 能提高 SBR 活性污泥的沉降性能.

**关键词:** 盐度; 脱氮; 沉降性; 胞外聚合物

中图分类号: X 703.1

文献标志码: A

文章编号: 0254-0037(2014)01-0074-06

## Effect of NaCl and Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> Salinity on Denitrification Efficiency and Sludge Settleability of SBR at Low Dissolved Oxygen

ZHANG Lan-he<sup>1,2</sup>, WANG Shan-shan<sup>1</sup>, GUO Jing-bo<sup>3</sup>

- (1. School of Chemical Engineering, Northeast Dianli University, Jilin 132012, Jilin, China;
2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China;
3. School of Civil Engineering, Northeast Dianli University, Jilin 132012, China)

**Abstract:** A continuous experiment was carried out using SBR process to treat wastewater containing saline and effects of NaCl and Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> salinity ( $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  and  $\rho(\text{NaCl})$ ) on the denitrification and activated sludge settleability were investigated at 0.3 mg/L of low dissolved oxygen when sodium acetate was used as carbon source. The results showed that the salinity increased gradually and  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  and  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  were higher than 80% and 70% when  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  and  $\rho(\text{NaCl})$  were lower than 14 g/L and 18 g/L, respectively. 14 g/L of  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  and  $\rho(\text{NaCl})$  wastewater was added one-time to investigate the effect of salinity shock on the denitrification efficiency.  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  and  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  were lower than 55% at initial operation, and  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  and  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  were increased to 80% and 70%, respectively, with the operation time increasing. Furthermore, the sludge settleability was influenced by

收稿日期: 2012-05-02

基金项目: 城市水资源与水环境国家重点实验室开放基金资助项目(QA201013); 吉林省科技发展计划项目-社会发展重点项目(20110405); 吉林省教育厅“十二五”科学技术研究资助项目(吉教科合字[2012]第95号)

作者简介: 张兰河(1971—), 男, 副教授, 主要从事废水与废气生物治理技术方面的研究, E-mail: zhanglanhe@163.com

the salinity. The total  $\rho(\text{EPS})$  and SVI were 680 mg/L and 100 mL/g, respectively, when the salinity was 0 g/L.  $\rho(\text{EPS})$  and SVI were 950 mg/L and 75 mL/g, respectively, when  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  was 14 g/L.  $\rho(\text{EPS})$  and SVI were 1 200 mg/L and 65 mL/g, respectively, when  $\rho(\text{NaCl})$  was 14 g/L. NaCl and Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> could increase the settleability of sludge.

**Key words:** salinity; denitrification; settleability; extracellular polymeric substances

由于淡水资源匮乏,海水的直接利用或者含盐废水回用是解决水资源短缺的重要途径<sup>[1]</sup>. SBR 工艺生物脱氮技术具有工艺简单、成本低、易推广等优点,其反应区采用好氧、厌氧状态交替运行,好氧区进行硝化反应,厌氧区进行反硝化反应<sup>[2]</sup>. 国内外学者对 SBR 工艺处理含盐废水进行了广泛研究. Glass 等<sup>[3]</sup>利用 SBR 反应器研究高盐废水的脱氮效果. 在 pH 值为 9、 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  为 8.200 g/L、NaCl 含量为 18% 条件下,污泥经过驯化后,脱氮效果良好;同时盐度增加导致脱氮效率降低. Ahmet 等<sup>[4]</sup>研究了  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$  对  $\eta(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 、 $\eta(\text{COD})$  和  $\eta(\text{TP-P})$  的影响,当盐度由 0 增加到 60 g/L 时, $\eta(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  由 96% 下降至 32%,  $\eta(\text{COD})$  由 96% 下降至 32%,  $\eta(\text{TP-P})$  由 84% 下降至 22%. 崔有为等<sup>[5]</sup>对  $\rho(\text{NaCl})$  分别为 0 g/L、25 g/L 和 35 g/L 的活性污泥系统的抗盐度冲击范围进行了研究,最大抗盐度冲击范围分别为 0~20 g/L、5~30 g/L 和 15~35 g/L. 周鹏等<sup>[6]</sup>考察了 NaCl 盐度冲击对污泥内源呼吸状态下好氧速率 (SOUR) 的影响,当  $\rho(\text{NaCl})$  低于 10 g/L 时, SOUR 与抑制系数最小;当  $\rho(\text{NaCl})$  高于 20 g/L 时,盐度对活性污泥的抑制作用明显增强,污泥抑制作用增加到 77%. 同时,一些工业企业在生产过程中不仅产生 NaCl 含盐废水,而且排出了大量高质量浓度的 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 废水(如印染、制革工业). 这些研究主要考察了氯化钠对有机物和氮磷的去除效果的影响,关于不同  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  和  $\rho(\text{NaCl})$  对脱氮效果、EPS 和污泥沉降性能的影响研究尚少.

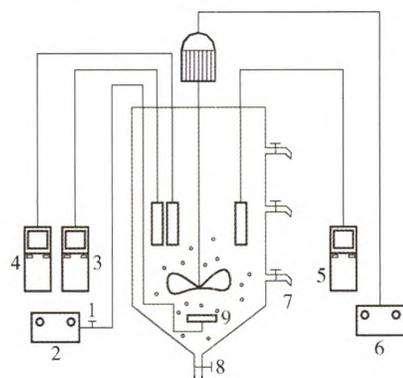
为了能节省曝气能耗、缩短反应时间、降低运行成本、提高活性污泥的沉降性能,本研究考察低 DO 下  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  和  $\rho(\text{NaCl})$  对 SBR 工艺脱氮效果和污泥沉降性能的影响,分析不同盐度下 EPS 与 SVI 的变化关系.

## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置和运行条件

SBR 反应器采用透明有机玻璃制成,反应器内径为 15 cm,有效高度为 30 cm,实验装置如图 1 所示. 反应装置利用曝气砂头作为曝气设备,采用

ACO-003 电磁式空气泵曝气,通过转子流量计控制曝气泵进气流量. pH、ORP、DO 探头置于反应器内,实时监测指标的变化. 实验所用接种污泥取自吉林市污水处理厂二沉池的回流污泥,通过 60 d 的驯化,活性污泥  $\eta(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  达到 90% 以上,SVI 约为 100 mL/g. SBR 采用 KG316T 时间继电器控制每个运行周期反应时间. 为了实验和分析方便,反应器设置 3 个取样口. 反应器采用进水 5 min→曝气 6.5 h→搅拌 2 h→沉降 30 min→排水 5 min→闲置 (14.2 h) 的运行方式. 每天均运行 1 个周期 (24 h),每 2 h 取样 1 次,进行各项指标检测. 反应器内水温控制在  $(30 \pm 2)^\circ\text{C}$ , SRT 维持在 20 d,混合液悬浮固体质量浓度 (MLSS) 约为 3 g/L,  $\rho(\text{DO})$  控制在 0.3 mg/L 左右, pH 为  $6.5 \pm 0.5$  (通过 HCl 和 NaOH 调节), A、B 和 C 三个 SBR 反应器同时运行,其中 A 反应器在无盐条件下运行; B 和 C 反应器分别添加 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 NaCl,当系统的污染物去除效果达到稳定后再运行 2~3 d,继续逐步提高盐度,分析检测各项指标的变化. 反应器达到稳定时取样分析,每个水样作 3 个平行样,取平均值.



1—气体控制阀; 2—曝气泵; 3—溶解氧仪; 4—pH 测定仪; 5—ORP 测定仪; 6—机械搅拌器; 7—排水阀; 8—排泥口; 9—曝气头

图 1 SBR 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the lab-scale SBR

### 1.2 实验用水

实验采用人工模拟含盐废水,主要成分为: CH<sub>3</sub>COONa,  $(1.0 \pm 0.2)$  g/L; NH<sub>4</sub>Cl,  $(0.15 \pm 0.02)$

g/L; NaCl 或  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , 0 ~ 22 g/L;  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ , 30 mg/L;  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ , 30 mg/L;  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 25 mg/L;  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , 30 mg/L; 1 mL 微量元素. 微量元素成分:  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 20 mg/L;  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ , 50 mg/L;  $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 50 mg/L;  $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ , 50 mg/L;  $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , 10 mg/L;  $\text{ZnCl}_2 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 10 mg/L;  $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , 50 mg/L. 进水水质如下:  $\rho(\text{COD})$  为 450 ~ 650 mg/L,  $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$  为 30 ~ 40 mg/L,  $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$  为 0 ~ 2 mg/L,  $\rho(\text{NO}_2^--\text{N})$  为 0 ~ 2 mg/L,  $\rho(\text{TN})$  为 37 ~ 52 mg/L.

### 1.3 分析项目与检测方法

氨氮测定采用纳氏试剂光度法;亚硝态氮测定采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法;硝态氮测定采用紫外分光光度法;总氮采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法;MLSS 采用滤纸重量法;SVI 采用 100 mL 混合液静沉 30 min 后污泥体积 (mL)/污泥干重 (g) 法测定;DO 采用德国 WTW (Oxi 340i 型) 分析仪监测;ORP 和 pH 采用德国 WTW (pH3310 型) 分析仪监测;EPS 测定采用离心分离+超声振摇+水浴加热法<sup>[7]</sup>;温度由 0 ~ 100 °C 水银温度计监测.

## 2 实验结果与讨论

### 2.1 低 DO 下 $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$ 和 $\rho(\text{NaCl})$ 对脱氮效果的影响

无机盐起着促进酶反应、维持膜平衡和调节渗透压的作用,过高盐度引起微生物酶活性降低和渗透压升高,导致细胞脱水,引起细胞质壁分离. 本研究采用低  $\rho(\text{DO})$  (0.3 mg/L) 下逐步提高  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  和  $\rho(\text{NaCl})$  对活性污泥进行驯化,考察盐度对脱氮效果的影响,结果如图 2 和图 3 所示.

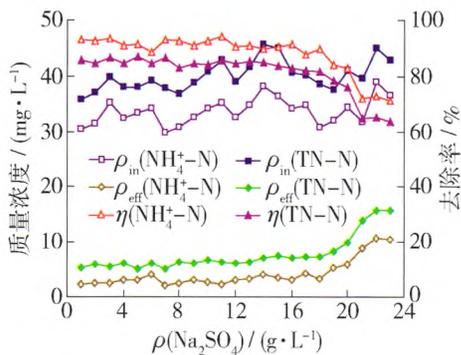


图 2  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  对脱氮效果的影响

Fig. 2 Effect of  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  on the denitrification efficiency

图 2 表明  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  对  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  的影响. 当  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4) \leq 17$  g/L 时,随盐度增加,

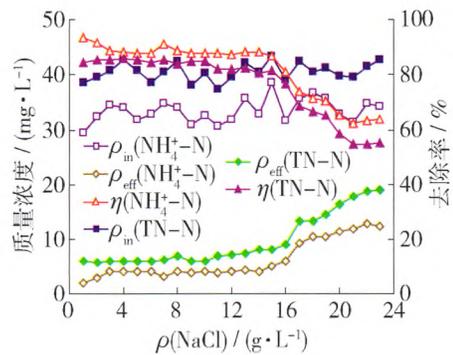


图 3 NaCl 对脱氮效果的影响

Fig. 3 Effect of NaCl on the denitrification efficiency

$\eta(\text{NH}_4^+-\text{N}) \geq 80\%$ ,  $\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N}) \leq 5$  mg/L;  $\eta(\text{TN}-\text{N}) \geq 75\%$ ,  $\rho_{\text{eff}}(\text{TN}-\text{N}) \leq 8$  mg/L. 经驯化,硝化菌和反硝化菌的活性受到抑制后很快恢复,因此,  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  较高,  $\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $\rho_{\text{eff}}(\text{TN}-\text{N})$  保持稳定. 当  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4) \geq 18$  g/L 时,  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  分别降至 70% 和 63% 以下,过高的盐度使硝化菌和反硝化菌的生理结构受到破坏,硝化菌和反硝化菌不能进行正常的生长代谢<sup>[8]</sup>. 无法适应高盐环境的硝化菌和反硝化菌被淘汰导致去除率下降,  $\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $\rho_{\text{eff}}(\text{TN}-\text{N})$  升高.

图 3 表明  $\rho(\text{NaCl})$  对  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  的影响. 当  $\rho(\text{NaCl}) \leq 13$  g/L 时,随着  $\rho(\text{NaCl})$  的增加,  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N}) \geq 80\%$ ,  $\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N}) \leq 7$  mg/L;  $\eta(\text{TN}-\text{N}) \geq 70\%$ ,  $\rho_{\text{eff}}(\text{TN}-\text{N}) \leq 8$  mg/L. 经驯化,盐度对硝化菌和反硝化菌的抑制作用较小,硝化菌和反硝化菌能适应低质量浓度的 NaCl,保持较高活性. 当  $\rho(\text{NaCl}) \geq 14$  g/L 时,  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N}) \leq 70\%$ ,  $\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N}) \geq 10$  mg/L,  $\eta(\text{TN}-\text{N}) \leq 60\%$ ,  $\rho_{\text{eff}}(\text{TN}-\text{N}) \geq 15$  mg/L,过高的  $\rho(\text{NaCl})$  能破坏硝化菌和反硝化菌的生理结构,影响其生长代谢和氧化能力,导致  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  下降. 由图 2 和图 3 对比可知,随着  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  和  $\rho(\text{NaCl})$  的升高,  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  均保持稳定后逐渐下降. 系统能适应的最高  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  和  $\rho(\text{NaCl})$  分别为 18 g/L 和 14 g/L,系统对  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  的抵抗能力高于 NaCl,这是由于 NaCl 可以扩散到带负电荷的细菌表面,并穿过细菌的细胞膜进入细菌内部,在氯化作用下破坏酶的结构,导致细菌死亡. 然而,  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  中的  $\text{SO}_4^{2-}$  在厌氧条件下生成  $\text{H}_2\text{S}$  对微生物产生毒性,在好氧条件下  $\text{SO}_4^{2-}$  无毒性<sup>[9]</sup>. 因此,  $\text{Cl}^-$  比  $\text{SO}_4^{2-}$  更易导致微生物体细胞壁破裂和原生质体解体,

NaCl 更容易降低活性污泥的活性, 降低其处理能力<sup>[10]</sup>.

表 1 表明不同  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  和  $\rho(\text{NaCl})$  下  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的转化规律. 当  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  和  $\rho(\text{NaCl})$  为 0 g/L、 $\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$  约为 38.5 mg/L 时,  $\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$  约为 2 mg/L. 无盐废水中, 亚硝化菌和硝化菌的活性较高,  $\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$  较低. 随着盐度的增加,  $\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$  升高. 当  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  和  $\rho(\text{NaCl})$  均为

14 g/L 时,  $\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$  分别为 4.07 和 6.98 mg/L, 这主要由于不同盐类对硝化菌的抑制程度不同, Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 对活性污泥中硝化菌的抑制作用低于 NaCl. 因此, 相同盐度下, NaCl 废水的  $\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$  较高. 同时, 曝气结束后出水  $\rho_{\text{eff}}(\text{NO}_x^--\text{N})$  保持稳定. 这可能是由于低  $\rho(\text{DO})$  下硝化反应完成后, 污泥系统存在缺氧和厌氧区, 进行反硝化反应, 导致  $\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $\rho_{\text{eff}}(\text{NO}_x^--\text{N})$  均降低.

表 1 不同盐度下进、出水  $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $\rho(\text{NO}_x^--\text{N})$  的变化

Table 1 Change of  $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$  and  $\rho(\text{NO}_x^--\text{N})$  in the influent and effluent at different salinity  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

盐度/ ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>				NaCl			
	$\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$	$\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$	$\rho_{\text{in}}(\text{NO}_x^--\text{N})$	$\rho_{\text{eff}}(\text{NO}_x^--\text{N})$	$\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$	$\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$	$\rho_{\text{in}}(\text{NO}_x^--\text{N})$	$\rho_{\text{eff}}(\text{NO}_x^--\text{N})$
0	38.50	2.57	3.79	3.08	39.40	2.39	2.98	3.05
5	36.65	2.45	3.96	4.09	35.78	3.06	3.45	4.09
10	37.86	3.09	3.36	2.98	38.29	4.98	3.90	3.78
14	35.43	4.07	4.91	3.89	34.79	6.98	2.79	3.05
20	36.28	6.98	4.39	4.03	36.38	8.56	3.07	3.57

### 2.2 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 NaCl 冲击负荷对脱氮效果的影响

一次性投加相同盐度 (14 g/L) 的 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 NaCl, 考察盐度冲击对  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  的影响, 结果如图 4 所示. 当一次性投加  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  为 14 g/L 时, 经过 20 个周期的运行,  $\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$  由 17 mg/L 下降至 5 mg/L, 并保持稳定,  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  由 50% 升高至 85%.  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  的变化规律与  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  的变化规律相似, 经过 22 个周期的稳定运行,  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  达到 75%,  $\rho_{\text{eff}}(\text{TN}-\text{N})$  为 7 mg/L. 这是由于反应器运行初期, 高盐度冲击对硝化菌和反硝化菌产生了抑制作用, 不能适应高盐度环境的硝化菌和反硝化菌被淘汰, 降低了硝化和反硝化速率; 随着

运行时间的增加, 逐渐适应高盐度环境的菌群恢复活性、大量增殖. 因此, 活性污泥通过驯化能保证稳定的氨氮和总氮去除效果. 同时盐度冲击对硝化菌和反硝化菌的抑制程度不同, 反硝化菌需要更长的时间适应盐度冲击才能达到稳定的处理效果.

图 5 表明, 当一次性投加 14 g/L 的 NaCl 时, 经过 25 个周期的稳定运行,  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  能达到 80%, 出水  $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$  为 7 mg/L; 随着运行时间的增加, 经过 28 个周期的稳定运行,  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  达到 70%, 这是由于高  $\rho(\text{NaCl})$  对硝化菌和反硝化菌均有抑制作用, 需要更长的时间达到较高的去除率. 图 4 和 5 对比还可看出, 一次性投加 14 g/L 的 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 NaCl, 含 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 废水系统恢复稳定去除效果所需时

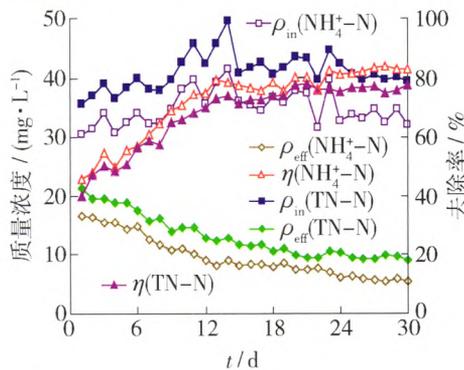


图 4 14 g/L Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 冲击对脱氮效果的影响  
Fig. 4 Effect of 14 g/L of Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> on the denitrification efficiency

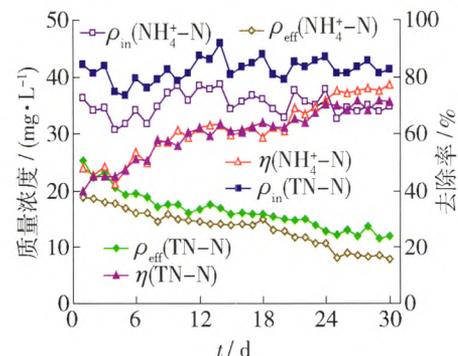


图 5 14 g/L NaCl 冲击对脱氮效果的影响  
Fig. 5 Effect of 14 g/L of NaCl shock on the denitrification efficiency

间低于含 NaCl 废水系统,盐度冲击期间,SBR 处理相同盐度  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  和 NaCl 废水,含  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  废水的  $\eta(\text{NH}_4^+-\text{N})$  和  $\eta(\text{TN}-\text{N})$  较高,这是由于活性污泥系统对  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  的抗冲击能力高于 NaCl.

硝化速率和反硝化速率可表示为

$$\text{硝化速率} = \frac{\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+-\text{N}) - \rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N})}{\text{HRT}(\text{硝化细菌})} \quad (1)$$

$$\text{反硝化速率} = \frac{\rho_{\text{in}}(\text{NO}_x^--\text{N}) - \rho_{\text{eff}}(\text{NO}_x^--\text{N})}{\text{HRT}(\text{反硝化细菌})} \quad (2)$$

式中:  $\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$  为进水氨氮质量浓度;  $\rho_{\text{eff}}(\text{NH}_4^+-\text{N})$  为出水氨氮质量浓度;  $\rho_{\text{in}}(\text{NO}_x^--\text{N})$  为进水  $\text{NO}_x^--\text{N}$  质量浓度;  $\rho_{\text{eff}}(\text{NO}_x^--\text{N})$  为出水  $\text{NO}_x^--\text{N}$  质量浓度; HRT 为水力停留时间. 通过计算可知盐度冲击对硝化速率和反硝化速率的影响,结果如图 6 所示. 当 HRT(硝化细菌)为 6.5 h,一次性投加 14 g/L 的  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  时,硝化速率随着运行时间的延长由 2  $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$  增加到 4.5  $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$ ,并保持稳定,而 HRT(反硝化细菌)为 2 h 时,反硝化速率则由 0.2  $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$  下降至 0 左右. 当一次性投加 14 g/L 的  $\rho(\text{NaCl})$  时,硝化速率随着运行时间的延长由 2.8  $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$  增加到 3.5  $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$ ,并保持稳定,而反硝化速率则由 0.3  $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{h})$  下降至 0 后保持稳定. 运行初期,盐度冲击对硝化菌和反硝化菌有抑制作用,导致硝化速率和反硝化速率低;随着运行时间的增加,耐盐硝化菌和反硝化菌大量繁殖,硝化速率和反硝化速率增加. 同时,  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  冲击对硝化菌和反硝化菌的抑制程度要低于 NaCl.

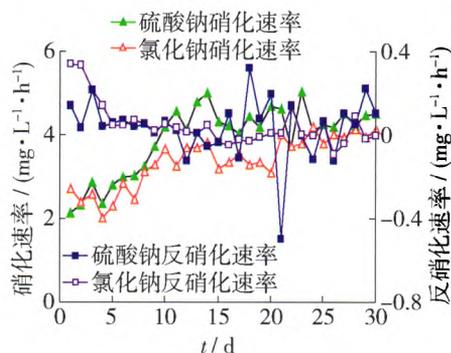


图 6 14 g/L  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  和 NaCl 冲击对硝化反硝化速率的影响

Fig. 6 Effect of 14 g/L of  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  and NaCl shock on the nitration and denitration rate

### 2.3 低 DO 下 $\text{Na}_2\text{SO}_4$ 和 NaCl 对污泥沉降性的影响

污泥的沉降性影响系统的出水水质和稳定运行. 胞外聚合物(EPS)存在于活性污泥絮体内部与

细胞表面,其组成和浓度均影响着污泥的表面特性、生物絮凝沉降性、脱水性能及吸附再生性能等<sup>[11-13]</sup>. EPS 分为紧密粘附的胞外聚合物(TEPS)和疏松附着的胞外聚合物(LEPS),EPS 能影响污泥的沉降性,SVI 能较好地反映活性污泥的松散程度和凝聚沉降性. 本研究利用  $\rho(\text{EPS})$  和 SVI 作为测量指标,考察活性污泥沉降性的变化.

图 7 表明,在低  $\rho(\text{DO})$  下,当  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  和  $\rho(\text{NaCl})$  分别为 0 g/L 与 14 g/L 时,SBR 通过驯化达到稳定的去除效果后,考察  $\rho(\text{EPS})$  和 SVI 的变化规律. 当  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  和  $\rho(\text{NaCl})$  为 0 g/L 时, $\rho(\text{EPS})$  和 SVI 分别为 680  $\text{mg}/\text{L}$  和 100  $\text{mL}/\text{g}$ ;当  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  逐渐提高至 14 g/L 时, $\rho(\text{EPS})$  和 SVI 分别为 950  $\text{mg}/\text{L}$  和 75  $\text{mL}/\text{g}$ ;当  $\rho(\text{NaCl})$  提高至 14 g/L 时, $\rho(\text{EPS})$  和 SVI 分别为 1 200  $\text{mg}/\text{L}$  和 65  $\text{mL}/\text{g}$ . 随着  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  和  $\rho(\text{NaCl})$  的增加,活性污泥  $\rho(\text{EPS})$  升高,这主要是由于盐度增加提高了微生物的呼吸作用和细胞的溶胞作用,处于含盐废水中的微生物能分泌一些黏性物质将自身包裹而保护起来,这些分泌物结合大量的水分,导致  $\rho(\text{EPS})$  增加. 较高的  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  (14 g/L) 对微生物的呼吸作用、细胞的溶胞作用和细胞的抑制作用低于较高的  $\rho(\text{NaCl})$  (14 g/L). 因此,NaCl 废水中活性污泥产生的  $\rho(\text{EPS})$  最高. 随着  $\rho(\text{EPS})$  逐渐增大,SVI 下降,污泥的沉降速度明显加快. 当  $\rho(\text{Na}_2\text{SO}_4)$  和  $\rho(\text{NaCl})$  分别为 0 g/L 与 14 g/L 时, $\rho(\text{LEPS})$  保持在 300  $\text{mg}/\text{L}$  左右, $\rho(\text{EPS})$  的变化主要由  $\rho(\text{TEPS})$  的变化引起,  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  和 NaCl 能通过影响胞外聚合物的紧密部分物质 TEPS 改变  $\rho(\text{EPS})$ . TEPS 的含量同 SVI 呈负相关性,这是由于含盐废水活性污泥中的微生物种类单一,细菌主要通过胞外聚合物相互聚集,较高的胞外聚合物浓度能形成足够强度的菌胶团,因此,含盐废水的  $\rho(\text{EPS})$  升高(由  $\rho(\text{TEPS})$  的升高引起),SVI 降低,

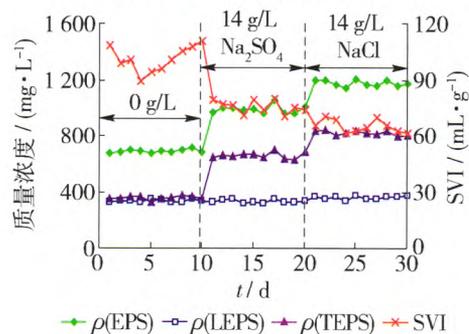


图 7  $\rho(\text{EPS})$  和 SVI 的变化

Fig. 7 Change of  $\rho(\text{EPS})$  and SVI

污泥的沉降性提高<sup>[14]</sup>。周健等<sup>[14]</sup>研究表明,  $\rho$ (EPS)与 SVI 呈负相关性。本研究进一步表明,含盐废水中  $\rho$ (LEPS)对活性污泥沉降性影响较小,  $\rho$ (TEPS)对活性污泥沉降性的影响较大。

### 3 结论

1) 当  $\rho$ (Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>)和  $\rho$ (NaCl)分别低于 18 g/L 和 14 g/L 时, SBR 反应器通过驯化,  $\eta$ (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)和  $\eta$ (TN-N)分别高于 80% 和 70%。当  $\rho$ (Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) > 18 g/L 时,  $\eta$ (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)和  $\eta$ (TN-N)分别低于 75% 和 63%; 当  $\rho$ (NaCl) > 14 g/L 时,  $\eta$ (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)和  $\eta$ (TN-N)分别低于 70% 和 60%。

2) 一次性投加 14 g/L 的 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 NaCl 废水, 当  $\rho_{in}$ (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)为 30 ~ 40 mg/L, HRT(硝化细菌)为 6.5 h 时, 反应器运行初期,  $\eta$ (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)和  $\eta$ (TN-N)分别为 50% 和 40%; 随着运行时间的延长, 含 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 NaCl 的废水分别经过 25 和 28 个运行周期,  $\eta$ (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)和  $\eta$ (TN-N)分别高于 80% 和 70%。

3) 分别投加 0 g/L 和 14 g/L 的 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 NaCl,  $\rho$ (EPS)由 680 mg/L 增加到 1 200 mg/L, SVI 由 100 mL/g 下降至 65 mL/g,  $\rho$ (EPS)的变化主要由  $\rho$ (TEPS)引起,  $\rho$ (LEPS)稳定在 300 mg/L 左右。通过 SVI 和  $\rho$ (EPS)的大小表征污泥的沉降性能, SVI 与  $\rho$ (EPS)呈负相关,  $\rho$ (LEPS)对活性污泥沉降性影响较小,  $\rho$ (TEPS)对活性污泥沉降性影响较大。

### 参考文献:

- [1] 邹士洋, 张建平, 吴俊荣, 等. 生物技术处理高含盐废水的研究进展[J]. 工业水处理, 2008, 28(11): 1-4. ZOU Shi-yang, ZHANG Jian-ping, WU Jun-run, et al. Biological technology for the treatment of high saline wastewater [J]. Industrial Water Treatment, 2008, 28(11): 1-4. (in Chinese)
- [2] 叶剑锋. 废水生物脱氮处理新技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2006: 1-4.
- [3] GLASS C, SILVERSTEIN J. Denitrification of high-nitrate, high-salinity waste water [J]. Water Research, 1999, 33(1): 223-229.
- [4] AHMET U, FIKRET K. Salt inhibition on biological nutrient removal from saline wastewater in a sequencing batch reactor [J]. Enzyme and Microbial Technology, 2004, 34(3/4): 313-318.
- [5] 崔有为, 王淑莹, 孔祥智, 等. 活性污泥处理系统抗盐度冲击的能力[J]. 中国给水排水, 2003, 19(11): 12-15. CUI You-wei, WANG Shu-ying, KONG Xiang-zhi, et al. Resistance to salinity shock in activate sludge treatment system [J]. China Water & Wastewater, 2003, 19(11): 12-15. (in Chinese)
- [6] 周鹏. 盐度冲击对活性污泥系统性能影响的研究[J]. 环境科学与技术, 2011, 34(5): 65-68. ZHOU Peng. Effect of salinity shock on activated sludge system [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 34(5): 65-68. (in Chinese)
- [7] WANG H W. Research progress of extracellular polymeric substances in waste water treatment [J]. Journal of East China University of Science and Technology, 2001, 27(8): 1-7.
- [8] 周群英, 高廷耀. 环境工程微生物学[M]. 2版. 北京: 高等教育出版社, 2004: 157-164.
- [9] 蔡晶, 芮铭先, 芮尊元. H/O 生化处理系统中硫酸盐的转化规律[J]. 环境保护, 2001, 10: 19-23. CAI Jing, RUI Ming-xian, RUI Zun-yuan. Transformation of sulfate in H/O biochemical treatment system [J]. Environmental Protection, 2001, 10: 19-23. (in Chinese)
- [10] 石建敏, 黄新文, 林春绵, 等. 无机盐对微生物接触氧化处理法的影响[J]. 浙江工业大学学报, 2003, 31(1): 97-100. SHI Jian-min, HUANG Xin-wen, LIN Chun-mian, et al. Effects of inorganic salt on biological contact oxidation process [J]. Journal of Zhejiang University of Technology, 2003, 31(1): 97-100. (in Chinese)
- [11] ZHENG Y M, YU H Q, SHENG G P, et al. Physical and chemical characteristics of granular activate sludge from a sequencing batch airlift reactor [J]. Process Biochemistry, 2005, 40(2): 645-650.
- [12] LIU H H, FANG H P. Exaction of extracellular polymeric substance (EPS) of sludges [J]. Journal of Biotechnology, 2002, 95(3): 249-256.
- [13] WANG Z P, LIU L L, Yao J, et al. Effects of extracellular polymeric substances on aerobic granulation in sequencing batch reators [J]. Chemosphere, 2006, 63(10): 1728-1735.
- [14] 周建, 龙腾锐, 苗利利. 胞外聚合物 EPS 对活性污泥沉降性能的影响研究[J]. 环境科学学报, 2004, 24(4): 613-617. ZHOU Jian, LONG Teng-rui, MIAO Li-li. Effect of extracellular polymeric substances (EPS) on sedimentation of activated sludge [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2004, 24(4): 613-617. (in Chinese)

(责任编辑 张 蕾)