

pH 控制生物膜移动床反应器完全亚硝化的研究

邓嫔¹, 李小明^{1*}, 杨麒¹, 张少强¹, 曾光明¹, 张昱¹, 易龙生²

(1. 湖南大学环境科学与工程学院, 长沙 410082; 2. 长沙理工大学化学与环境工程学院, 长沙 410076)

摘要: 接种硝化污泥以优势菌种法挂膜, 在 DO 浓度为 1.5 ~ 2.0 mg/L, 温度为 (30 ± 1) °C, HRT 为 24 h 的条件下, 以 pH 控制启动移动床完全亚硝化生物膜反应器, 并研究了氨氮负荷(NLR)和水力停留时间(HRT)对系统稳定性的影响. 结果表明, 在进水氨氮浓度为 150 mg/L 的情况下, pH 控制在 7.7 ~ 8.2, 经过 10 d 驯化生物膜系统达稳定的完全亚硝化状态, 氨氮转化率达 96% 以上, 亚硝酸盐积累率高于 95%; NLR(以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 计)从 0.15 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 提高到 0.24 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 基本不影响完全亚硝化的稳定性, 氨氮转化率高于 90%, 亚硝酸盐积累率始终维持在 96% 左右; 低 NLR 下, 延长 HRT 由于过度曝气导致硝化类型改变为完全硝化, 然而缩短 HRT 仍可恢复为亚硝化.

关键词: pH; 游离氨; 完全亚硝化; 生物膜; 移动床

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)08-1720-06

Complete Nitrification Process in an Biofilm Moving Bed System by Controlling pH

DENG Pin¹, LI Xiao-ming¹, YANG Qi¹, ZHANG Shao-qiang¹, ZENG Guang-ming¹, ZHANG Yu¹, YI Long-sheng²

(1. College of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China; 2. College of Chemistry and Environmental Engineering, Changsha University of Science & Technology, Changsha 410076, China)

Abstract: Complete nitrification process in an biofilm moving bed system was started-up by inoculating nitrobacteria and controlling pH, and the effects of nitrogen loading rate(NLR) and hydraulic retention time(HRT) on the stability of the system were investigated. The results showed that the system could achieve complete nitrification after 10 day's acclimation by controlling pH within the range of 7.7 ~ 8.2, under the conditions of temperature (30 ± 1) °C, DO 1.5 ~ 2.0 mg/L, HRT 24 h, ammonia concentration 150 mg/L. Conversion rate of ammonia was above 96% and nitrification rate ($\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NO}_x^- - \text{N}$) was more than 95%. In addition, the system remained complete nitrification when NLR increased from 0.15 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ to 0.24 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, and conversion rate of ammonia was still above 90%, nitrification rate maintained at 96%, but the type of nitrification turned from completely nitrification to completely nitrification under the condition of over aeration by extended HRT under low NLR. However, it could be resumed by shortened HRT.

Key words: pH; free ammonia; complete nitrification; biofilm; moving bed

半硝化-厌氧氨氧化生物脱氮工艺是近年来生物脱氮领域开发的多种新工艺之一, 该工艺的关键是将硝化过程控制在亚硝化阶段的同时控制氨氮的转化率为 50%. 目前, 研究者通过多种途径如溶解氧(DO)、温度、水力停留时间(HRT)等^[1-3]获得了硝化过程的亚硝酸盐积累, 但成功实现了亚硝化控制的只有 SHARON 工艺^[4], 对于氨氮 50% 的转化率也很难准确把握. 笔者提出通过人工分流, 将 50% 废水实现完全亚硝化转化, 另外 50% 废水直接引流与前段工艺的出水结合再进行厌氧氨氧化反应(工艺流程见图 1). 人工分流后该工艺的控制关键点则变为稳定维持亚硝化反应阶段的完全亚硝化转化.

Oyanedel-Craver 等^[5]研究表明, 生物膜反应器中的氧传质系数(K_{La})高于活性污泥反应器, 相同供气量下生物膜反应器中亚硝酸盐积累量明显高于活性污泥反应器. 因此, 本试验旨在生物膜系统中研究匹配厌氧氨氧化反应的完全亚硝化系统及其稳定性.

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验装置采用连续完全混合反应器(CSTR). 反应器内径 110 mm、总容积 3.25 L、有效容积 3 L; 底部安装微孔曝气设备, 恒温水浴自动控制反应器温度. 废水由泵从底部进入反应器, 于上部自然溢流, 试验装置见图 2. 采用 non-woven 悬浮填料作为生物载

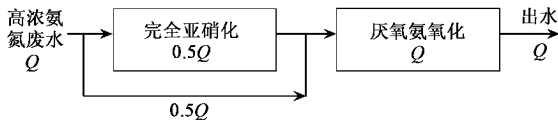


图 1 完全亚硝化-厌氧氨氧化工艺流程

Fig.1 Schematic diagram of complete nitrification-ANAMMOX process

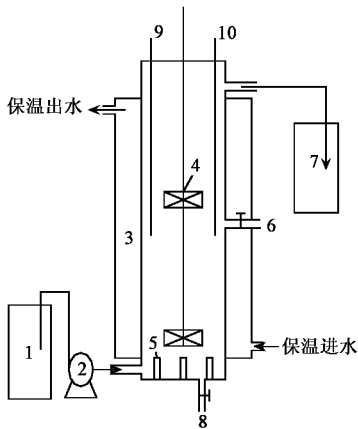
收稿日期: 2006-08-31; 修订日期: 2006-12-25

基金项目: 国家自然科学基金项目(50478054); 国际科技合作重点项目(2004DFA06200); 长沙市科技计划重点项目(K051132-72); 新世纪优秀人才支持计划项目(NCET-04-0770)

作者简介: 邓嫔(1981~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为生物脱氮技术, E-mail: denngpin@126.com

* 通讯联系人, E-mail: xmli@hnu.cn

体.载体是直径为1 cm,高度为0.8 cm的柱形中空塑料纤维(图 3),生物主要生长在载体的内表面.



1. 进水 2. 蠕动泵 3. 水浴套 4. 搅拌桨 5. 曝气头
6. 取样口 7. 出水 8. 排空管 9. pH 计 10. 溶解氧仪

图 2 试验装置示意

Fig.2 Schematic diagram of experimental system

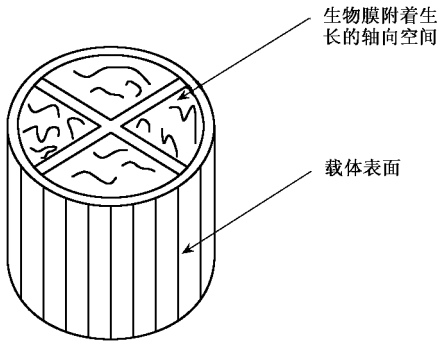


图 3 中空纤维填料示意

Fig.3 Schematic diagram of fillings

1.2 试验用水

模拟高氨氮废水的化学药品浓度如下: KH_2PO_4 60 mg/L, MgSO_4 40 mg/L, CaCl_2 30 mg/L, NH_4^+ -N 150 mg/L, NaHCO_3 4.0 g/L, 微量元素 0.5 mL/L.

微量元素 (g/L): $\text{FeCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 1.5, H_3BO_3 0.15, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0.03, KI 0.03, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.12, $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.06, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.12, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.15.

1.3 试验方法

在 SHARON 反应器中接种硝化污泥以优势菌种法挂膜,之后排空硝化污泥,增大曝气量使恒定曝气量下反应器的溶解氧(DO)浓度为 1.5 ~ 2.0 mg/L,控制反应器 pH 在 7.7 ~ 8.2 之间,驯化完全亚硝化

生物膜启动反应器,并分析 NLR 和 HRT 对系统稳定性的影响.

1.4 分析方法

NH_4^+ -N 采用钠氏试剂分光光度法; NO_2^- -N 采用 N -(1-萘基)-乙二胺光度法; NO_3^- -N 采用酚二磺酸光度法;化学需氧量(COD)采用微波消解滴定法. WTW 340i 便携式 pH、DO 计检测 pH 和 DO.

[出水总氮]=[出水氨氮]+[出水亚硝酸盐氮]+[出水硝酸盐氮].

2 结果与分析

2.1 亚硝化生物膜系统的实现

2.1.1 挂膜阶段 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 及 NO_3^- -N 的变化

采用优势菌种挂膜法,在稳定运行的 SHARON 反应器中接种硝化污泥.维持 SHARON 反应器运行,进水氨氮浓度大约为 150 mg/L.控制条件为:温度 $(30 \pm 1)^\circ\text{C}$, DO 0.5 mg/L, HRT 24 h, pH 7.5 ~ 8.0. 此阶段系统运行稳定,出水 NO_2^- -N/ NH_4^+ -N 接近于 1, NO_2^- -N/ NO_x^- -N 维持在 95% 左右,如图 4.

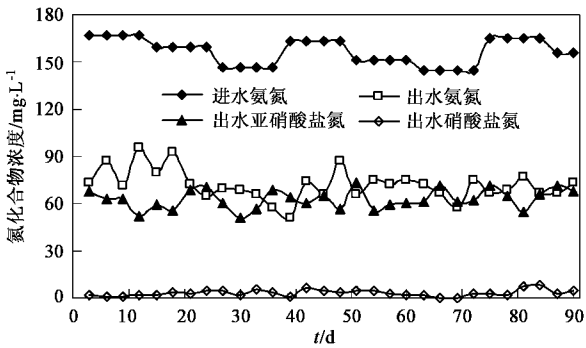


图 4 挂膜阶段系统三氮变化情况

Fig.4 Variation of nitrous compounds concentrations in phase of biofilm culturing

2.1.2 驯化阶段 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 及 NO_3^- -N 的变化

第 91 d 进入生物膜完全亚硝化驯化阶段.排空反应器中悬浮的硝化污泥,增大曝气量使恒定曝气量下反应器的 DO 浓度为 1.5 ~ 2.0 mg/L,同时控制反应器 pH 始终在 7.7 ~ 8.2 之间.图 5 为驯化阶段三氮浓度的变化情况,虽然反应器内的生物量因为排泥而减少,但氨氮转化率并没有降低反而逐渐升高,因为曝气量的增大使反应器内 DO 浓度由原来的 0.5 mg/L 左右升高至 1.5 ~ 2.0 mg/L,氨氧化菌活性逐步恢复使氨氮转化率升高;经过 10 d 适应期,自第 100 d 开始出水 NH_4^+ -N 约为 5 mg/L, NO_2^- -N 浓度高于 130 mg/L,氨氮转化率达 96% 以上, NO_2^- -N/

NO_x^- -N 也高于 96%, 并稳定运行 36 d. 认为生物膜反应器已实现从半硝化到完全亚硝化的转化, 完全亚硝化生物反应器启动成功.

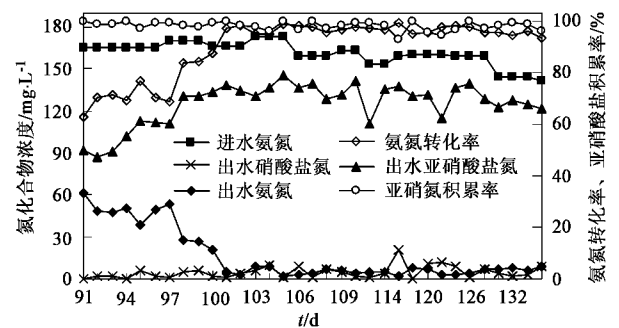


图 5 驯化阶段系统三氮的变化情况

Fig.5 Variation of nitrogenous compounds concentrations in phase of acclimation

2.2 亚硝化生物膜系统形成和控制

2.2.1 亚硝化生物膜系统的形成

挂膜启动阶段耗时较长, 共用时 90 d. 第 40 d, 观察填料内表面才有透明黏性物质附着; 第 60 d, 内表面透明黏性物质上出现了淡黄色的生物点; 之后, 淡黄色生物点扩散生长形成块状淡黄色生物薄膜.

分析其生长较慢的原因主要有: ①原半硝化系统中生物量较少, 生物浓度反映了微生物与载体之间的接触频度, 生物浓度越大微生物与载体的接触频度越高, 越利于微生物在载体上附着^[6]; ②硝化细菌在载体表面的附着固定量及初始速率均与悬浮的硝化细菌的活性成正比^[7]. 长期运行于低 DO 环境中, 此环境下微生物活性受到抑制, 同时反应进水无有机碳源添加, 硝化污泥中异养微生物因为有机碳源不足进行内源呼吸逐渐消亡, 系统中微生物种群相对较少, 不利于生物膜的形成.

2.2.2 亚硝化生物膜系统控制

亚硝化生物膜系统和 SHARON 不同, 因为微生物的附着生长无法通过水力淘洗将亚硝酸菌洗出, 反应出水中始终有少量 NO_3^- -N 生成便说明亚硝酸菌始终存在于反应器中, 所以只能通过抑制其活性维持稳定的完全亚硝化转化. 因此, 如何长期抑制亚硝酸菌活性维持亚硝酸盐稳定积累是完全亚硝化生物膜反应器的关键. 而亚硝化生物膜反应器中 DO 浓度为 1.5 ~ 2.0 mg/L, 已达到了亚硝酸菌的氧饱和系数(1.2 ~ 1.5 mg/L), DO 浓度已不能抑制亚硝酸菌活性, 所以它也区别于限氧以抑制亚硝酸菌活性的 OLAND 工艺.

亚硝化生物膜反应器是通过 pH 控制获得稳定

的亚硝酸盐积累. pH 对形成亚硝酸盐积累的原因主要有 2 方面: ①硝酸菌本身生长需要有合适的 pH 环境, 亚硝酸菌生长适宜的 pH 为 6.0 ~ 7.5, 而氨氧化菌适宜的 pH 为 7.0 ~ 8.5^[8]; ②高 pH 有利于游离氨的生成, 可以抑制亚硝酸菌的活性.

首先, 反应器内 pH 始终控制在 7.7 ~ 8.2, 此范围不仅是氨氧化菌适宜的 pH 环境, 还高于亚硝酸菌的适宜 pH 环境, 所以此时亚硝酸菌的活性将受到一定的抑制.

其次, 氨氧化反应的底物是分子态游离氨 (NH_3 -N, FA) 而不是 NH_4^+ . FA 浓度可按式求得^[9]:

$$c_{\text{FA}} = \frac{17}{14} \times \frac{[\text{NH}_4^+ - \text{N}] \times 10^{\text{pH}}}{K_b/K_w + 10^{\text{pH}}} \quad (1)$$

式中, c_{FA} 为游离氨质量浓度, mg/L; K_b 为氨的离解常数, $K_b = 10^{-9.24}$ (20℃); K_w 为水的离解常数, $K_w = 0.69 \times 10^{-14}$ (20℃); $K_b/K_w = e^{[6.344/(273 + T)]}$.

Anthonisen 等^[10]的选择性抑制学说表明: c_{FA} 对 2 类硝化细菌都具有抑制作用, 但是亚硝酸菌对游离氨的敏感性高于氨氧化菌; 0.6 mg/L 的 FA 几乎可以全部抑制亚硝酸菌的活性, 而当 $c_{\text{FA}} > 5$ mg/L 时才会对氨氧化菌活性产生影响, 达到 40 mg/L 才会严重抑制亚硝酸盐氮的形成. 根据式(1)计算出驯化阶段 c_{FA} 曲线(见图 6), c_{FA} 随出水 NH_4^+ -N 浓度的降低而降低, 低于 40 mg/L 后 c_{FA} 变化非常明显, 4 d 便降至 10 mg/L 以下; 达完全亚硝化后 c_{FA} 一直低于 10 mg/L, 基本维持在 5 ~ 10 mg/L. Chung 等^[9]研究表明, 短程硝化中 c_{FA} 在 5 ~ 10 mg/L 为最佳, 此时不仅可以抑制亚硝酸菌的活性也可以达到氨氮的最大转化, 完全亚硝化稳定运行期间 c_{FA} 正处于此范围内, 故认为 c_{FA} 抑制亚硝酸菌活性是本反应系统实现亚硝酸盐积累的主要原因. Yun 等^[11]也认为 FA 对亚硝酸盐氧化作用的抑制是亚硝酸盐积累的主要原因.

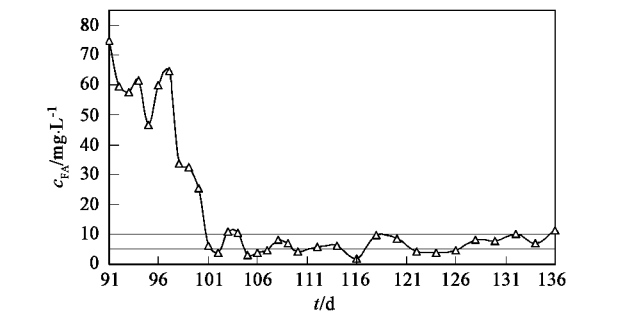


图 6 驯化过程 c_{FA} 变化曲线

Fig.6 Variation of c_{FA} in phase of acclimation

因此,认为 pH 控制实现完全亚硝化的机理是利用反应器内的高 pH 和高 c_{FA} 对亚硝酸菌活性产生抑制,而得到了稳定的亚硝酸盐积累.

2.3 亚硝化生物膜系统的稳定性

2.3.1 氨氮负荷(NLR)对亚硝化生物膜的影响

由于进水氨氮浓度一直保持较高水平,因此氧消耗速率较高,在恒定供气量的条件下,反应器内的 DO 浓度保持在 1.5~2.0 mg/L. 本阶段主要研究 pH 控制下, NLR 对系统稳定性的影响(图 7). 进水氨氮浓度由 150 mg/L 升至 400 mg/L, HRT 从 24 h 延长至 40 h, NLR(以 NH_4^+-N 计)则由 0.15 kg/($m^3 \cdot d$) 提高到 0.24 kg/($m^3 \cdot d$).

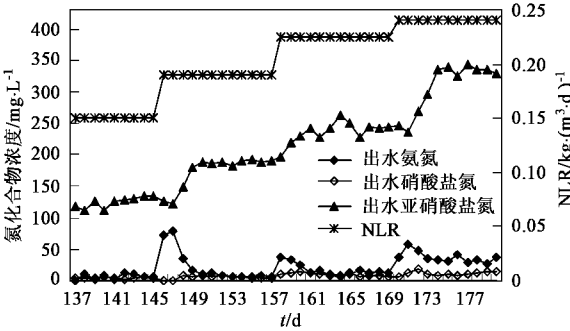


图 7 NLR 对完全亚硝化的影响
Fig.7 Effect of NLR on complete nitrification

结果显示, NLR 升高并没有影响系统的稳定运行, 反应主要产物仍为 $NO_2^- -N$, 出水 $NO_2^- -N/NO_x^- -N$ 维持在 96% 左右, 说明反应器内亚硝化反应仍占绝对优势, 但随 NLR 升高出水 $NH_4^+ -N$ 和 $NO_3^- -N$ 浓度都有一定幅度增加. NLR 为 0.15、0.19、0.225 和 0.24 kg/($m^3 \cdot d$) 时, 出水 $NO_3^- -N$ 平均值分别为 3.8、5.22、10.04 和 11.48 mg/L, 因为 NLR 升高的同时, 反应器中亚硝酸菌的反应底物 $NO_2^- -N$ 也由 135 mg/L 左右逐渐增至 330 mg/L 左右, 而底物浓度与反应速度成正比, 所有出水 $NO_3^- -N$ 浓度有所升高; 然而 $NO_2^- -N/NO_x^- -N$ 始终保持在 96% 的水平, 说明氨氧化菌在系统中始终处于绝对优势地位. 当 NLR 达 0.24 kg/($m^3 \cdot d$) 时, 出水 $NH_4^+ -N$ 明显升高, 最低达 27 mg/L, 平均为 33.5 mg/L, 但氨氮转化率平均仍达 90.2%, 基本处于完全亚硝化状态. Bernet^[12] 曾在低溶解氧生物膜系统内实现完全亚硝化, 但其 NLR 仅为 0.083 kg/($m^3 \cdot d$). pH 控制实现的完全亚硝化其 NLR 为 Bernet 的 1.81~2.89 倍, 系统处理能力具有明显的优势.

2.3.2 HRT 对亚硝化生物膜的影响

亚硝化反应是通过各种途径阻止亚硝酸盐氧化菌氧化 $NO_2^- -N$, 使硝化反应停留在亚硝化阶段. 但反应器中始终有一定量的亚硝酸菌存在. 当环境条件变化为对其有利时, 亚硝酸菌就会大量繁殖, 使硝化类型由亚硝化改变为完全硝化.

进水浓度不变的情况下, 延长 HRT 相当于降低 NLR, 即为前段实验的逆过程. 从前段实验可知, NLR 高于 0.15 kg/($m^3 \cdot d$) 时系统处于稳定的完全亚硝化状态. 故本实验只在进水 $NH_4^+ -N$ 为 150 mg/L 的低 NLR 情况下分别研究 HRT 为 38、24 和 20 h 对亚硝化生物膜稳定性的影响, 结果见图 8.

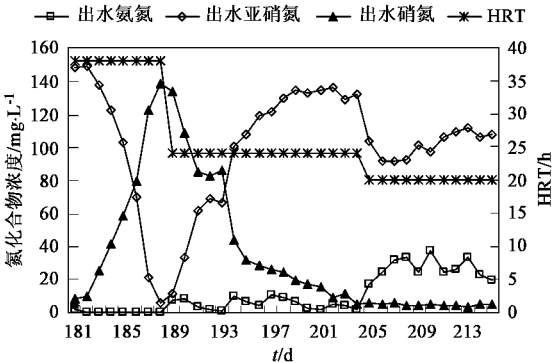


图 8 低 NLR 下 HRT 对完全亚硝化的影响
Fig.8 Effect of HRT on complete nitrification at low NLR

当 HRT 为 38 h 时, $NH_4^+ -N$ 转化率达 100%, 但 $NO_2^- -N$ 浓度急剧下降, $NO_3^- -N$ 迅速升高, 硝化类型在 7 d 内转变为完全硝化, 最后出水 $NO_3^- -N$ 高达 138.5 mg/L, 而 $NO_2^- -N$ 仅 5 mg/L. 此时 $NO_2^- -N$ 的减少量基本等于 $NO_3^- -N$ 的增加量, 由此推测导致 $NO_2^- -N$ 和 $NO_3^- -N$ 浓度变化的原因是反应器内亚硝酸菌活性恢复并且大量增殖所致. 氨氧化菌和亚硝酸菌都是好氧菌, 当氨氮全部被氧化后 c_{FA} 为 0, 无法抑制亚硝酸菌活性, 且此时氨氧化菌对氧的利用率降低 DO 浓度升高, 亚硝酸菌处于底物丰富的好氧环境中, 为亚硝酸菌将 $NO_2^- -N$ 氧化成 $NO_3^- -N$ 和其自身增殖提供了足够的时间, 所以出水中 $NO_3^- -N$ 浓度不断升高, 最后硝化类型变为完全硝化. 然而这种转化是可逆的, HRT 恢复至 24 h, 出水 $NH_4^+ -N$ 回升至 5 mg/L 左右, c_{FA} 也恢复至 5~10 mg/L, 亚硝酸菌活性再次受抑制, $NO_2^- -N$ 积累逐渐恢复, 硝化类型恢复为亚硝化. 可见在 DO 较高的环境下, pH 控制必须结合高 c_{FA} 以抑制亚硝酸菌活性才能得到稳定的完全亚硝化转化. 这与高大文等^[13] 提出的过度曝气会

影响短程硝化的稳定性在原理上是一致的,进一步缩短 HRT, NLR 升高, 氨氮转化率有所下降, 但亚硝酸盐积累率维持稳定, 与上一节实验结果基本一致.

2.3.3 亚硝化生物膜系统 ORP 的变化

氧化还原电位(ORP)是系统内氧化物与还原物进行氧化还原反应的综合结果, 是系统氧化还原状态的综合指标. SBR 短程生物脱氮系统中 ORP 的变化反映了硝化反应的进程, 因此常结合 pH、ORP 进行实时监控, 准确控制反应时间. Gao 等^[14]通过 pH、ORP 监控在 SBR 系统中获得了稳定的亚硝化转化.

连续反应器稳定运行时系统处于相对稳定的状态, 其 ORP 变化也相对稳定. 因此, 连续流系统中 ORP 变化曲线反映了系统运行的稳定性. 从驯化阶段开始监测系统 ORP, 希望找出完全亚硝化稳定运行时 ORP 的变化区间, 将 ORP 实时监控引入 CTSR 反应器作为系统的控制参数之一. 图 9 为 ORP 变化曲线, ORP 曲线没有明显的变化趋势, 但从整体上观察完全亚硝化运行时 ORP 基本在 60 ~ 75 mV 间波动. 第 139、140、181 d, ORP 明显降低是因为系统 pH 偏低造成, 而第 151、204 d ORP 偏高也是由于 pH 偏高所引起的. 因此, ORP 曲线不仅能反应系统的稳定性也能反应系统 pH 的变化, 进一步强化 pH 控制.

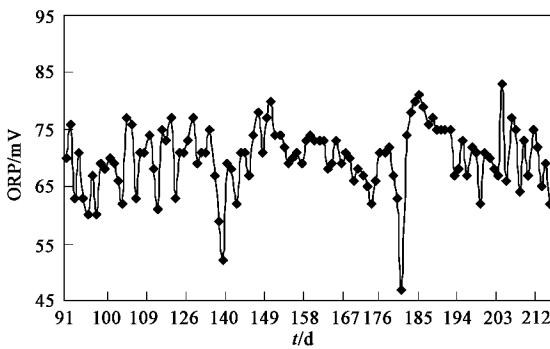


图 9 完全亚硝化生物膜系统 ORP 变化曲线

Fig.9 Variation of ORP in complete nitritation biofilm system

虽然通过监测得到了连续流安全亚硝化生物膜反应器中 ORP 的变化区间, 但是关于将其作为系统控制参数及具体应用还需要更深入、细致地研究.

3 结论

(1)移动床反应器中以 pH 控制启动完全亚硝化生物膜系统是利用氨氧化菌的最适宜 pH 环境和游离氨的选择性抑制共同作用实现的. 控制 pH 在 7.7 ~ 8.2 为氨氧化菌生长提供了最佳 pH 环境, 同时通过调节 pH 使反应器中 FA 浓度维持在 5 ~ 10

mg/L, 有效地抑制了亚硝酸菌的活性, 同时氨氮转化率也达到最大.

(2)NLR 在 0.15 ~ 0.24 kg/(m³·d)波动基本不影响完全亚硝化的稳定性, 氨氮转化率高于 90%, 基本达到完全亚硝化. 进水氨氮不变的情况下, 延长 HRT 相当于降低 NLR; 低 NLR 下延长 HRT, 由于氨氮被全部氧化不仅使 c_{FA} 低于亚硝酸菌的抑制浓度, 还为亚硝酸菌氧化 NO₂⁻-N 提供了足够的时间和反应底物, 导致硝化类型转变为完全硝化, 但此变化是可逆的, 缩短 HRT 仍可恢复为完全亚硝化.

(3)连续流反应器中 ORP 的变化反映了系统的稳定性, 稳定系统的 ORP 在某一区间内波动. 完全亚硝化生物膜系统稳定运行时其 ORP 基本在 60 ~ 75 mV 间波动. 但是将 ORP 作为连续反应器的控制参数并应用, 还需要开展更深入、细致地研究.

参考文献:

- [1] Hellinga C, Schellen A A J C, Mulder J W. The sharon process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater[J]. Wat Sci Tech, 1998, 37(9): 135 ~ 142.
- [2] Bae W, Baek S, Chung J, et al. Optimal operational factor for nitrite accumulation in batch reactor[J]. Biodegradation, 2002, 12(5): 359 ~ 366.
- [3] Ciudad G, Rubilar O, Muñoz P, et al. Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process[J]. Process Biochemistry, 2005, 40(5): 1715 ~ 1719.
- [4] Villaverde Santiago. Recent developments on biological nutrient removal processes for wastewater treatment[J]. Environmental Science and Bio/Technology, 2004, 3(2): 171 ~ 183.
- [5] Oyanedel-Craver V, Ruiz G, Chamy R. Nitrite accumulation in activated sludge and airlift reactors: process performance comparison[J]. Environmental Engineering Science, 2005, 22(4): 450 ~ 458.
- [6] 王建龙. 生物固定化技术与水污染控制[M]. 北京: 科学出版社, 2002. 121 ~ 124.
- [7] 吕炳南, 陈志强. 污水处理新技术[M]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学出版社, 2005. 5 ~ 7.
- [8] 孙振世, 柯强, 陈英旭. SBR 生物脱氮机理及其影响因素[J]. 中国沼气, 2001, 19(2): 16 ~ 19.
- [9] 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 Biosyst Eng, 2005, 28(4): 275 ~ 282.
- [10] Anthonisen A C, Loehr R C, Prakasam T B S, et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. J Water Pollution Control Fed, 1976, 48(5): 835 ~ 852.
- [11] Ho-Joon Y, Dong-Jin K. Nitrite accumulation characteristics of high strength ammonia wastewater in an autotrophic nitrifying biofilm

reactor[J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2003, 78(4): 377 ~ 383.

[12] Bernet N, Peng D, Delgenès J, *et al.* Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor [J]. Journal of Environment Engineering, 2001, 127(3): 266 ~ 271.

[13] 高大文, 彭永臻, 王淑莹. 短程硝化生物脱氮工艺的稳定性 [J]. 环境科学, 2005, 26(1): 63 ~ 67.

[14] Gao D W, Peng Y Z, Liang H. Using oxidation-reduction potential (ORP) and pH value for process control of shortcut nitrification-denitrification[J]. J Environ Sci Heal A, 2003, 38(12): 2933 ~ 2942.

2005 年环境科学技术类期刊总被引频次和影响因子排序表¹⁾

代码	期刊名称	总被引频次	学科内排名	影响因子	学科内排名
Z027	JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES	239	28	0.341	24
Z549	安全与环境学报	429	21	0.723	10
Z029	长江流域资源与环境	540	15	0.715	11
Z024	城市环境与城市生态	539	16	0.395	18
Z015	电镀与环保	332	26	0.479	15
Z013	工业水处理	786	9	0.348	23
Z032	工业用水与废水	179	30	0.171	29
Z010	海洋环境科学	472	18	0.474	16
Z009	化工环保	355	24	0.385	20
Z017	环境保护科学	233	29	0.160	31
Z005	环境工程	446	20	0.280	26
Z004	环境科学²⁾	2 270	1	1.342	2
Z003	环境科学学报	1 932	2	1.138	3
Z002	环境科学研究	887	7	0.776	7
Z025	环境科学与技术	459	19	0.354	21
Z019	环境污染与防治	571	13	0.389	19
Z021	环境污染治理技术与设备	1 141	6	0.536	14
Z023	农村生态环境	521	17	0.772	8
Z008	农业环境科学学报	1 273	5	0.726	9
Z011	上海环境科学	880	8	0.538	13
H784	生态环境	697	11	0.889	6
Z016	水处理技术	558	14	0.351	22
Z007	四川环境	243	27	0.209	28
T953	消防科学与技术	147	31	0.164	30
Z551	植物资源与环境学报	394	22	0.397	17
G129	中国安全科学学报	589	12	0.598	12
Z030	中国环境监测	340	25	0.274	27
Z001	中国环境科学	1 714	3	0.978	4
Z546	中国人口资源与环境	373	23	0.302	25
Z022	资源科学	763	10	0.974	5
Z012	自然资源学报	1 496	4	1.771	1

1)数据源于:中国科学技术信息研究所.2006 年版中国科技期刊引证报告(核心版)[M].北京:科学技术文献出版社.2006.202.

2)《环境科学》2002、2003、2004、2005、2006 年连续 5 届荣获“百种中国杰出学术期刊”称号