

好氧颗粒污泥反应器快速启动及除碳脱氮试验

邓 风^{1,2}, 汪德 1

(1. 河海大学环境科学与工程学院, 江苏 南京 210098 ; 2. 南京工业大学环境学院, 江苏 南京 210009)

摘要 为快速启动好氧颗粒污泥反应器, 在 SBR 反应器中同时接种硝化污泥和厌氧颗粒污泥, 控制反应条件, 温度 23 ~ 25℃, pH 值 7.5 ~ 8.5, DO 质量浓度 1.5 mg/L 左右, 15 d 即完成反应器快速启动。形成的好氧颗粒污泥粒径 1.5 ~ 2.5 mm, SVI 值 54 mL/g。颗粒污泥结构紧密, 沉降性能良好。反应器连续运行 40 多天, 改变进水 COD 及 NH₄⁺-N 浓度, COD 和 NH₄⁺-N 去除率均能稳定在 80% 以上, 反应器内发生了同步硝化反硝化过程。

关键词 好氧颗粒污泥 除碳 同步硝化反硝化

中图分类号 X703 **文献标识码** B **文章编号** :1004-6933(2009)04-0048-03

Experiment on rapid start-up and removal of carbon and nitrogen in aerobic granular sludge reactor

DENG Feng^{1,2}, WANG De-guan¹

(1. College of Environmental Science and Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China ; 2. College of Environment, Nanjing University of Technology, Nanjing 210009, China)

Abstract : In order to rapidly start up the aerobic granular sludge reactor, the nitrified sludge and anaerobic granular sludge were inoculated simultaneously in a sequencing batch reactor. When the temperature was 23 ~ 25℃, the pH value was 7.5 ~ 8.5 and the DO was 1.5 mg/L, the reactor was started rapidly after 15 days. The average diameter of the produced aerobic granule was 1.5 ~ 2.5 mm, the SVI value was 54 mL/g, and the granule sludge was compact with good settleability. When the reactor had been running continuously for more than 40 days with different COD and NH₄⁺-N concentrations in the influents, the carbon and nitrogen removal rate exceeded 80%. The test results showed that nitrification and denitrification occurred simultaneously in this reactor.

Key words : aerobic granular sludge ; carbon removal ; simultaneous nitrification and denitrification

颗粒污泥是微生物体自身聚集的状态, 因具有结构稳定、生物转化效率高、沉降性能好、耐冲击负荷能力强、占地面积小、产生剩余污泥量少等优点^[1], 而成为废水处理领域的研究热点。

好氧颗粒污泥的培养主要有 2 个途径 : ①直接接种普通活性污泥, 通过控制沉降时间、碳氮比 C/N 等因素使污泥逐渐颗粒化 ; ②接种厌氧颗粒污泥, 使其好氧化。通常颗粒污泥系统的启动时间较长, 目前许多学者就快速启动好氧颗粒污泥系统进行了研究, 如控制反应周期^[2]、接种微生物菌种^[3]、投加某

些金属离子^[4]等。

本文将实验室中前期驯化好的硝化污泥和厌氧颗粒污泥同时接种在 SBR 反应器中, 15 d 即完成好氧颗粒污泥反应器的启动, 达到稳定的除碳脱氮效果, 且发生了同步硝化反硝化过程。

1 试验材料与方法

1.1 试验装置

试验装置为自行设计的上向流 SBR 反应器(图 1), 由有机玻璃制成, 上部为圆柱形, 底部呈圆锥体,

内径 100 mm,高 500 mm,总有效容积为 3 L。在反应器壁垂直方向设置 1 排间距 100 mm 的取样口,采用鼓风曝气,用溶解氧仪和 pH 计分别在线测定各反应阶段的 DO 和 pH 值。

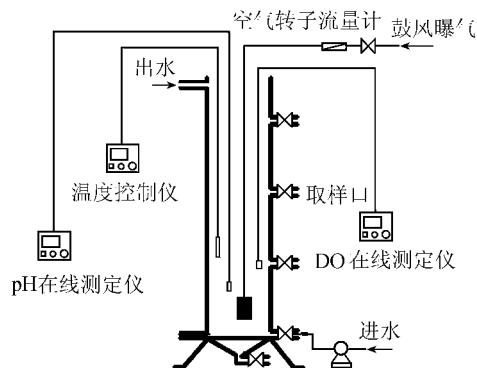


图 1 SBR 反应器示意图

1.2 试验用水与接种污泥

试验用水采用人工模拟废水,废水有机碳源为淀粉、葡萄糖、蛋白胨,其他组分包括 NH_4Cl 、 NaHCO_3 、 KH_2PO_4 、 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 CaCl_2 、 KCl 、 NaCl 、 MgSO_4 ,另外添加微量 EDTA 、 $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 。

试验所用的硝化污泥是实验室前期驯化好的, 厌氧颗粒污泥取自实验室 UASB 反应器。厌氧颗粒污泥呈黑色, 接种之前对厌氧颗粒污泥进行淘洗, 洗去其中的细小颗粒和絮状悬浮物。

2 反应器快速启动

将硝化污泥和厌氧颗粒污泥同时接种到 SBR 反应器中, SBR 反应器运行周期为 12 h, 瞬间进水, 曝气 10 h, 沉淀 1.5 h, 出水 0.5 h, 换水率 50%。反应参数: 温度(常温 23 ~ 25℃ 左右), pH 值 7.5 ~ 8.5, DO 质量浓度 1.5 mg/L 左右。进水 COD 质量浓度 180 ~ 280 mg/L, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度 28 ~ 40 mg/L。

2.1 反应器启动阶段 COD 及 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除情况

图2为反应器启动阶段 COD、 NH_4^+ -N 质量浓度变化及去除情况。由图2可见,接种后 COD 去除率上升很快,提高 COD 负荷,其去除率稍有下降。第8天由于 NH_4^+ -N 质量浓度由 28 mg/L 提高至 40 mg/L, COD 去除率下降至 69.1%,其后开始上升,10 d 后一直维持在 85% 以上。

前期驯化的硝化污泥含有一定量的硝化菌,但同污泥中生长速率快的异养菌相比,硝化菌世代时间长,生长速率慢,一开始在竞争中处于不利地位,前期 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率较低。此后硝化菌逐渐占优势, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率缓慢上升。第 8 天提高 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量

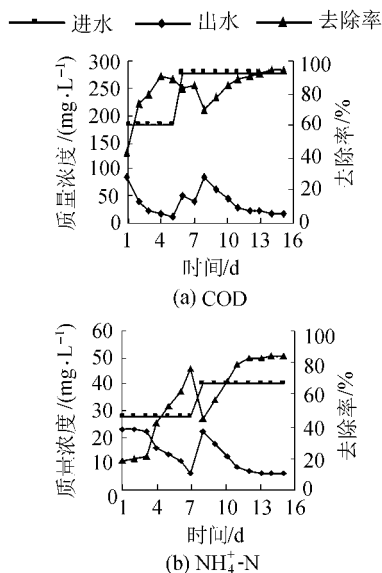
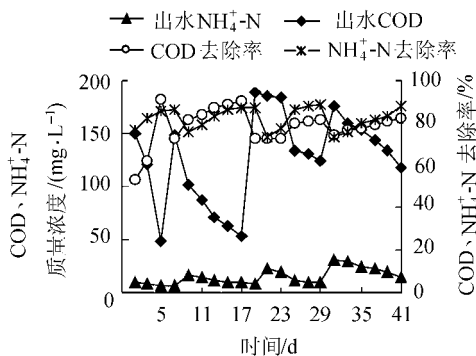


图2 反应器启动阶段 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度变化及去除情况

浓度至 40 mg/L, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率降至 44.25%, 之后逐步上升直至稳定在 80% 以上。当 COD 及 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率均稳定在 80% 以上, 标志着反应器快速启动完成, 厌氧颗粒污泥已经转变为好氧颗粒污泥, 具备了稳定的除碳脱氮能力。

2.2 反应器稳定运行阶段 COD 及 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除情况

反应器启动完成后,连续运行了 40 多天。当 COD 及 NH_4^+ -N 去除率均稳定在 80% 以上时,逐步提高进水 COD 及 NH_4^+ -N 质量浓度(COD 分 3 个阶段提高 320 mg/L,540 mg/L,680 mg/L; NH_4^+ -N 分 4 个阶段提高 42 mg/L,68 mg/L,85 mg/L,118.4 mg/L),考察 COD、 NH_4^+ -N 去除率变化情况(图 3)。由图 3 可见,好氧颗粒污泥具有较强抗冲击负荷能力,提高进水 COD 浓度对 NH_4^+ -N 去除率影响不大,提高进水 NH_4^+ -N 浓度会导致 COD 去除率小幅下降,其后上升。

图3 反应器稳定运行 COD 及 NH_4^+ -N 去除情况

试验还测定了水中 TN 的质量浓度变化情况。初期 TN 的去除率不高,仅 8.6% 左右,此后缓慢上升,在每个负荷周期能达到 50% 左右(图 4),表明反应器实现了同步硝化反硝化(SND)。主要有两方面

原因导致 SND 发生 :①SBR 间歇运行方式为实现 SND 提供了条件 ;②好氧颗粒污泥本身具备发生 SND 的条件。因为颗粒污泥粒径较大,限制了 DO 和基质的扩散,产生浓度梯度,在颗粒内部的不同位置形成了好氧/缺氧或厌氧的微环境,适合多种微生物生存,微生物种群具有多样性。硝化菌积聚在颗粒表面,反硝化菌则适宜在颗粒污泥内部生存^[5]。

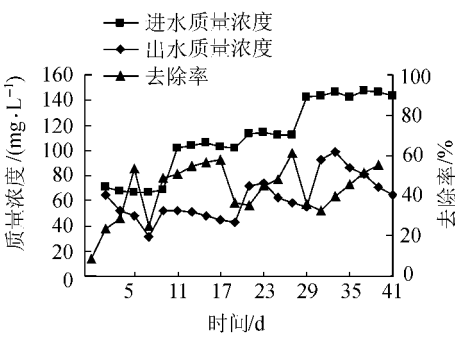


图 4 TN 质量浓度变化及去除情况

3 颗粒污泥外观特征

本试验同时接种硝化污泥及厌氧颗粒污泥,接种 4 d 后即可看到黑色厌氧颗粒污泥大部分变成黄褐色。由于曝气搅动作用,部分颗粒污泥出现空洞,颗粒变小甚至解体。有学者认为,空洞是由于底物和营养不足而引起细胞的自溶^[6],破裂的碎片有的成为新生颗粒污泥的内核,反应器中沉降性能好的污泥能够迅速附着在解体后的颗粒污泥碎片上形成新的颗粒污泥。

颗粒污泥经历了颜色和内部微生物种群转变的过程,好氧颗粒污泥呈黄褐色,粒径 1.5 ~ 2.5 mm,结构紧密,沉降性良好,SVI 值达到 54 mL/g。在光学显微镜下可观察到颗粒污泥的周围缠绕着许多丝状菌及杆菌,还有一些后生动物在周围的菌胶团内活动,颗粒周围水体中有草履虫、变行虫、水蚤、线虫和衣藻游动(图 5 ~ 6)。



图 5 接种 5 d 颗粒污泥显微镜照片

好氧颗粒污泥呈球形或椭球形,表面不平整,在

扫描电子显微镜下可观察到驯化后形成的好氧颗粒污泥表面有孔隙,给底物、营养物质和气体提供了传递通道,同时也是颗粒污泥内部微生物排放代谢产物的通道(图 7)。在曝气情况下,颗粒污泥表面至孔隙内部形成了不同的 DO 浓度梯度,使好氧颗粒污泥具有同步硝化反硝化能力。



图 6 成熟好氧颗粒污泥显微镜照片

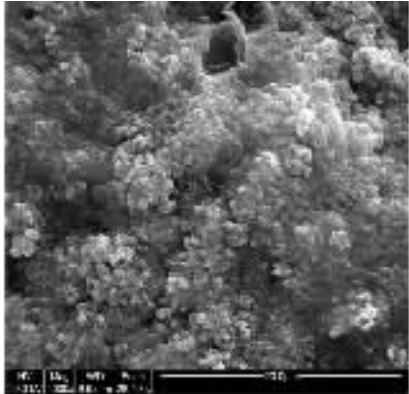


图 7 好氧颗粒污泥 SEM 照片

4 结 论

a. 在 SBR 反应器中同时接种硝化污泥及厌氧颗粒污泥,控制 DO 质量浓度在 1.5 mg/L 左右,pH 值 7.5 ~ 8.5,温度 23 ~ 25℃。由于硝化污泥中含有一定量的硝化菌,能附着在厌氧颗粒污泥表面,加快硝化反应速率,15 d 即完成反应器的快速启动,厌氧颗粒污泥转化为好氧颗粒污泥。形成的好氧颗粒污泥粒径 1.5 ~ 2.5 mm,结构紧密,沉降性良好。

b. 反应器连续运行 40 多天,分阶段提高进水 COD 和 NH₄⁺-N 质量浓度。试验结果表明,好氧颗粒污泥具有较强抗冲击负荷能力,COD 及 NH₄⁺-N 去除率均能稳定在 80% 以上。

c. 由于颗粒污泥粒径限制基质及 DO 扩散,颗粒污泥内部产生浓度梯度,在不同位置形成好氧/缺氧或厌氧的微环境,适合多种微生物生存。颗粒污泥表面以硝化菌为主,内部则适宜反硝化菌生长,反应器内实现了同步硝化反硝化。 (下转第 54 页)

54.3%增加到 97.9%,继续增加反应时间对 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率几乎没有影响。因此实验选择催化湿式氧化反应时间为 2 h。

2.5 催化剂稳定性考察

在催化剂投加量 10 g/L、反应温度 220℃、氧分压 3.5 MPa、反应时间 2 h 条件下,实验采用间歇反应反复使用催化剂,考察催化剂重复使用次数对废水 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率的影响,实验结果见图 5。

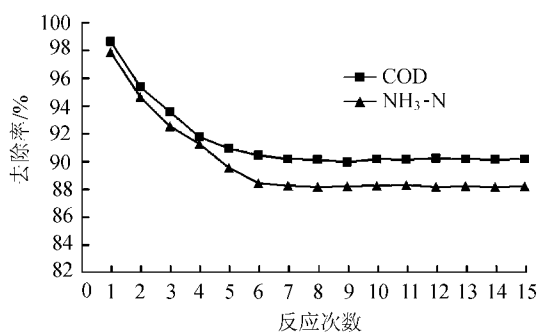


图 5 催化剂稳定性考察

从图 5 看出,催化剂在首次反应时 COD 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率分别达到 98.7% 和 97.9%,随着反应次数的增加去除率逐渐下降,最后 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率分别维持在 90% 和 88% 左右。同时通过对出水 Cu^{2+} 质量浓度的测定发现,第一次反应时出水 Cu^{2+} 质量浓度达到 1.8 mg/L,随着反应次数的增加出水 Cu^{2+} 质量浓度逐渐下降,最后维持在 0.2 mg/L 左右。实验表明,制备的 $\text{CuO-C}_3\text{O}_4\text{-La}_2\text{O}_3/\text{TiO}_2\text{-ZrO}_2$ 复合负载型催化剂在催化湿式氧化处理实际焦化废水时有较高的催化活性和稳定性。

3 结 论

a. 以非贵金属氧化物 $\text{CuO-C}_3\text{O}_4\text{-La}_2\text{O}_3$ 为主要活性成分,以 $\text{TiO}_2\text{-ZrO}_2$ 为载体,制备的 $\text{CuO-C}_3\text{O}_4\text{-La}_2\text{O}_3/\text{TiO}_2\text{-ZrO}_2$ 复合负载型催化剂催化湿式氧化处理在焦化企业中产生的焦化废水时具有较好的催化活性。

b. 以该催化剂处理实际焦化废水,得到最佳的工艺条件为:催化剂用量 10 g/L,反应温度 220℃,氧分压 3.5 MPa,反应时间 2 h。在此条件下 COD 去除率达到 98.7%, $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率达到 97.9%。

c. 采用间歇式反应反复利用催化剂,在最佳反应条件下反应 15 次,COD 去除率维持在 90% 左右, $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率维持在 88% 左右,表明制备的催化剂在处理废水时具有较高的催化活性和稳定性。

参考文献:

[1] 周静,李素芹. 新型复合絮凝深度处理焦化废水的效果

研究[J]. 工业水处理,2008,28(5):35-37.
[2] 吴高明,刘汉杰,陆晓华. 活性污泥法处理焦化废水 COD 不达标原因分析[J]. 环境科学与技术,2008,31(1):62-64.
[3] 刘娅琳,吴慧,林玉斌. 焦化废水处理技术研究进展[J]. 中国环境管理干部学院学报,2008,18(3):72-74.
[4] 温东辉,祝万鹏. 高浓度难降解有机废水的催化氧化技术发展[J]. 环境科学,1993,15(5):88-91.
[5] LUCK F. Wet air oxidation: past, present and future [J]. Catalysis Today,1999,53(1):81-91.
[6] 宾月景,祝万鹏,蒋展鹏,等. 催化湿式氧化催化剂及处理技术研究[J]. Environmental Science,1999,20(2):42-44.
[7] ZHU Wang-peng, BIN Yue-jing, LI Zhong-he, et al. Application of catalytic wet oxidation for the treatment of H-acid manufacturing process wastewater [J]. Water Research,2002,36(8):1947-1954.
[8] 钱俊峰. 催化湿式氧化法处理工业废水的研究[D]. 南京 南京工业大学,2006.
[9] 钱仁渊,钱俊峰,云志. 催化湿式氧化高浓度十二烷基苯磺酸钠废水催化剂的研究[J]. 现代化工,2006,26(9):41-44.

(收稿日期 2008-12-08 编辑 傅伟群)

(上接第 50 页)

参考文献:

[1] BEUN J J, HENDRIKS A, Van LOOSDRECHT M C M, et al. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor [J]. Water Res,1999,33(10):2283-2290.
[2] LIU Yong-qiang, TAY J H, MOY B Y P. Characteristics of aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor with variable aeration [J]. Appl Microbiol Biotechnol,2006,71:761-766.
[3] IVANOV V, WANG Xiao-hui, TAY S T L, et al. Bioaugmentation and enhanced formation of microbial granules used in aerobic wastewater treatment [J]. Appl Microbiol Biotechnol,2006,70:374-381.
[4] JIANG He-long, TAY J H, LIU Yu, et al. Ca^{2+} augmentation for enhancement of aerobically grown microbial granules in sludge blanket reactors [J]. Biotechnology Letters,2003,25:95-99.
[5] 孙寓姣,左剑恶,杨洋,等. 好氧亚硝化颗粒污泥中硝化细菌群落结构分析[J]. 环境科学,2006,27(9):1858-1861.
[6] HULSHOFFPOL L W, de CASTROLOPES S I, LETTINGA G, et al. Anaerobic sludge granulation [J]. Water Res,2004,38:1376-1389.

(收稿日期 2008-05-02 编辑 傅伟群)