

ABR 处理变性淀粉废水的试验研究

张高生¹, 战立伟², 王仁卿¹

(1. 山东大学生命科学院, 济南 250100; 2. 山东省环境工程评估中心, 济南 250013)

摘要:阐述了 ABR 处理含盐变性淀粉废水的启动过程和颗粒污泥的特征; 提出了 ABR 处理变性淀粉废水的最佳工况; 对 ABR 处理含盐废水的运行性能进行了研究. 结果表明, 同时提高有机负荷和盐浓度进行污泥驯化具有可行性, 能够培养出耐低盐的颗粒污泥. 在氯离子浓度为 8 500 mg/L, 含盐量为 1.6%, 经过驯化, 污泥能够正常降解废水中的有机物, COD 去除率在 85% 以上. 试验用变性淀粉废水的 COD 浓度为 12 640 mg/L, 最佳 HRT 为 48 h, 此时 COD 去除率 85.9%. 氯离子浓度的突然急剧降低比突然急剧增高对系统污泥微生物的影响更大. 系统能够忍受氯离子浓度从 8 500 mg/L 直接升到 12 500 mg/L 和从 8 500 mg/L 直接降低到 4 500 mg/L 的变化, 且抗氯离子浓度突然升高的能力比抗氯离子浓度突然降低的能力要强. ABR 系统能够处理氯离子浓度在 15 000 mg/L 以下, 含盐量在 2.5% 左右的废水.

关键词:变性淀粉废水; ABR; 耐盐污泥; 含盐废水

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)11-3081-06

Experiment Study on the Metamorphic Amylum Production Wastewater Treatment by Anaerobic Baffled Reactor

ZHANG Gao-sheng¹, ZHAN Li-wei², WANG Ren-qing¹

(1. School of Life Science, Shandong University, Ji'nan 250100, China; 2. Shandong Provincial Appraisal Center of Environment Engineering, Ji'nan 250013, China)

Abstract: The present study reports the start-up of treating metamorphic amylum production wastewater by anaerobic baffled reactor (ABR) and the bio-chemical features of granular sludge. The optimal conditions in treatment of the metamorphic amylum production wastewater were proposed, and the running performance in treating salt-containing wastewater was studied. Our results show that the common anaerobic activated sludge can be acclimated by increasing the organic loading and salt-concentration at the same time, and the granular sludge tolerant to low salt can be achieved by the acclimation. When chloric ion was 8 500 mg/L and salinity was 1.6%, the anaerobic activated sludge could degrade organic materials normally in the wastewater after the acclimation, and the COD removal is over 85%. When the concentration of metamorphic amylum production wastewater in the experiment was 12 640 mg/L and the optimal hydraulic retention time was 48 h, the removal efficiency of COD was 85.9%. Effect of sharp decrease of chloric ion concentration on sludge microorganism is larger than that of the sharp increase in the system. The system can endure the change of chloric ion concentration by increasing from 8 500 mg/L to 12 500 mg/L or decreasing from 8 500 mg/L to 4 500 mg/L, and it is more tolerant to the sudden increase than that of the sudden decrease of chloric ion concentration. The ABR system can treat the wastewater with chloric ion below 15 000 mg/L and salinity of about 2.5%.

Key words: metamorphic amylum wastewater; anaerobic baffled reactor (ABR); salt-tolerant sludge; salt-containing wastewater

厌氧折流板反应器 (anaerobic baffled reactor, ABR) 是 Bachmann 等^[1,2] 在上流式厌氧污泥床 (upflow anaerobic sludge bed, UASB) 基础上开发出的一种新型高效厌氧反应器. 反应器内设置若干竖向导流板, 将反应器分隔成串联的几个反应室, 每个反应室都可以看作一个相对独立的上流式污泥床系统, 因此在构造上可以看作是多个 UASB 的简单串联, 而在工艺上更接近于推流式工艺. ABR 反应器独特的分格式结构及推流式流态使得每个反应室中可以驯化培养出与流至该反应室中的污水水质、环境条件相适应的微生物群落, 从而导致厌氧反应产酸相和产甲烷相沿程得到分离, 使 ABR 反应器在整体性能上相当于一个两相厌氧处理系统^[3~10]. ABR 在运行方面主要有如下特点: ①低的水力停留时间

HRT; ②可长时间运行而无剩余污泥; ③可以在较广的温度和浓度范围内运行; ④推流式特性确保系统对水力和有机冲击负荷具有很高的稳定性; ⑤对有毒物质和抑制性物质具有更好的缓冲适应能力; ⑥系统拥有更优的出水水质.

鉴于 ABR 反应器存在上述特点, 国内外的学者开展了利用该反应器处理各种废水的研究, 包括悬浮固体很高的养猪场废水、酒精废水^[3]、高浓度糖浆废水、淀粉废水、制药废水等高浓度废水, 及 PVA 废水、印染废水、含硫酸盐废水、垃圾渗滤液废水等难

收稿日期: 2007-12-30; 修订日期: 2008-02-13

基金项目: 山东省环保科研基金项目 (2004)011-1)

作者简介: 张高生 (1962 ~), 男, 硕士, 研究员, 主要研究方向为环境工程 and 环境影响评价, E-mail: gaoshengzhang@yahoo.com.cn

处理废水,均获得了较好的效果^[11~17].对于变性淀粉废水的处理主要应用生化法.主要方法有膨胀颗粒污泥床(EGSB)、厌氧序批式反应器、上向流厌氧生物法(UASB)、接触氧化法等.由于变性淀粉废水的水质各异,因此各种处理方法处理不同的变性淀粉废水取得的结果及运行规律也不尽相同^[18~23].但目前利用 ABR 反应器处理有机物浓度高、含盐量大的变性淀粉废水的研究尚少,也未见有实际工程的应用实例.

本研究采用 ABR 反应器处理变性淀粉废水,获得了停留时间、容积负荷以及该处理系统抗盐度波动的范围等实验数据.该实验对进一步开展中试试验研究或变性淀粉废水的实际工程处理应用具有较高的参考价值.

1 材料与方法

1.1 试验装置与运行条件

温度控制在 $(34 \pm 1)^\circ\text{C}$.ABR 反应器容积为 23.1 L,有效容积为 16.9 L.反应器分隔成 6 个隔室,每个隔室由一个上流区和下流区组成,二者宽度比为 3:1,通往上向流室的挡板下部边缘有 45° 导流板布水.在侧面设有上、下两排取样口,分别用于出水取样和污泥取样.反应器放置在恒温水浴槽内,温度通过 A-0302 型潜水加热棒和温度计控制.试验装置见图 1.

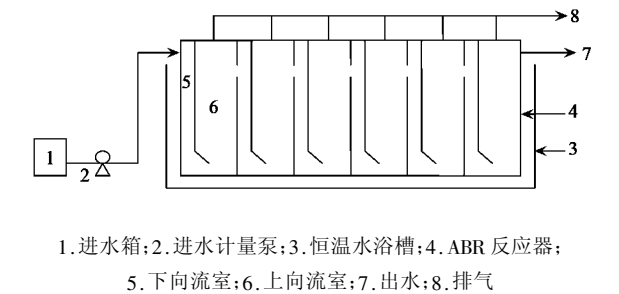


图 1 试验装置示意
Fig.1 Experimental configuration

试验用水取自山东某玉米淀粉厂.废水经沉淀后主要水质为 pH 5.0 ~ 7.2, COD 12 640 mg/L, BOD 8 000 ~ 10 000 mg/L, SS 70 ~ 150 mg/L, Cl^- 浓度 8 500 mg/L 左右,含盐质量分数 1.6% 左右.该废水生化性较好.添加一定的 N、P 营养盐,来补充厌氧细菌生长所需的氮和磷.按照 $\text{COD:N:P} = (350 \sim 500):5:1$ ^[24],投加一定量的 NaHCO_3 及 Fe、Co、Ni、Zn 等微量元素.

接种驯化污泥取自玉米淀粉厂 UASB 厌氧反应

罐底部的厌氧污泥.污泥相关指标结果见表 1.

表 1 污泥指标					
Table 1 Sludge index					
指标	污泥沉降比/%	TSS/ $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	VSS/ $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	灰份/ $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	VSS/TSS/%
数值	98	52.91	44	8.91	83.2

1.2 分析方法

COD、BOD₅、氯离子浓度、MLSS 和 MLVSS 的测定采用标准方法^[25], pH 用 pHS-25BC 数字酸度计测量.含盐量的测定采用 HJ/T 51-1999 水质推荐方法——重量法.

污泥采用日立 S-570 扫描电子显微镜观察、照相.驯化完成后,用扫描电镜照射,了解污泥表面形态情况.

2 结果与讨论

2.1 污泥驯化及 ABR 的启动

通过稀释变性淀粉废水,同步提高进水有机负荷与盐浓度,使进水氯离子浓度和 COD 浓度依次逐渐增大.根据氯离子浓度梯度的提高,启动过程大约分 7 个阶段,见表 2.

试验中污泥要同步承受负荷提高的冲击和盐浓度提高的冲击,采用水力停留时间 48 h.在每一个氯离子浓度梯度阶段,当监测到 COD 的去除率稳定后,就进入下一阶段驯化,依此类推,直到进原水.整个过程大约经过 120 d 左右的驯化启动, COD 去除率平均稳定在 85% 以上,驯化阶段结束, ABR 启动成功.反应器启动阶段的运行情况见图 2、图 3.

在每个驯化阶段的开始几天,污泥不适应负荷的改变,少量污泥上浮漂出,出水较混浊,随着驯化的进行,上浮漂出的污泥减少,出水逐渐澄清, COD 去除率逐渐增高,产气量增大.随着驯化阶段的推移,最初几天污泥漂出的量也随着各个阶段的驯化逐渐减少,最后氯离子浓度提高到 8 500 mg/L, COD 负荷提高到 $6.32 \text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$,达到目标进水水质.

由图 2 可见,每一驯化阶段的变更, COD 去除率有明显的下降,随后又逐渐上升,这是由于提高氯离子浓度和有机负荷后,对细菌造成了冲击,抑制了厌氧细菌的活性,甚至有些细菌不能适应这种变化而导致死亡.这与试验过程中观察到的现象相吻合.普通厌氧污泥对氯离子浓度及有机负荷的改变有一个适应期,随着驯化时间的延长, COD 去除率逐渐上升,污泥慢慢适应了这种改变,也说明普通厌氧活性污泥法有一定的耐盐性.

表 2 试验各阶段进水							
Table 2 Experimental wastewater of different phases							
指标	1	2	3	4	5	6	7
原水稀释倍数	10	5	3	2	1.5	1.2	1
氯离子浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	850	1 700	2 833	4 250	5 666	7 100	8 500
进水 COD 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	1 264	2 528	4 210	6 320	8 427	10 530	12 640
有机负荷/ $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$	0.63	1.26	2.11	3.16	4.22	5.27	6.32

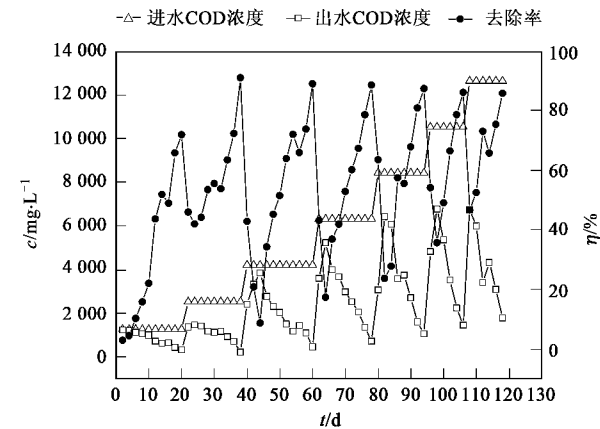


图 2 进出水 COD 及去除率的变化

Fig.2 Variation of wastewater quality of influent and effluent and removal efficiency of COD

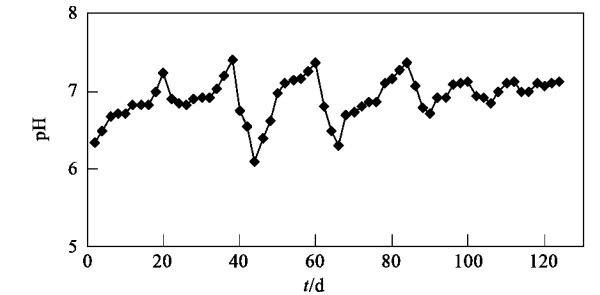


图 3 pH 值的变化曲线

Fig.3 variation curve of pH

由图 3 可见,出水 pH 值的变化规律与 COD 去除率的变化规律基本一致.在每个阶段驯化的前期, pH 值基本在 6.0~6.9 之间,随着时间推移,当去除率稳定后, pH 值都达到 7.0~7.5 之间.在每个阶段驯化的前期, pH 值偏低说明有机负荷偏高^[26],随着运行 pH 值逐渐升高,说明细菌逐渐适应有机负荷.

2.2 污泥驯化完成后的性能

经驯化培养后,出现了颗粒污泥,且各隔室颗粒污泥的外观形态和颜色发生了少量变化.颗粒污泥粒径大都在 0.5~2.0 mm,极少数粒径>2.0 mm.各个隔室颗粒污泥的颜色由 1~6 号逐渐变深,由灰白

色变为墨黑色.颗粒污泥沉降性能很好.污泥的扫描电镜照片见图 4.

从外观上看,颗粒污泥大多成圆形或椭圆形,各个隔室的污泥形态和外观不同,1~3 号隔室污泥表面都有凸起的小球,4~6 号隔室表面有较多的缝隙和孔洞.从粗糙、凹凸不平的表面可知颗粒污泥表面存在大量的缝隙和孔洞,颗粒污泥表面是疏松多孔结构,具有大的比表面积,说明污泥颗粒具有良好的吸附微小有机物的能力.这些缝隙和孔洞也是颗粒污泥产生的气体和所需营养物质的进出通道^[27].

图 5 给出了驯化完成后,各隔室污泥 VSS 和 TSS 的变化情况.各隔室的 VSS、TSS 数值先增大后减小,3 号隔室达到最大,但比接种污泥小.可见盐份对污泥有一定的抑制作用.

2.3 水力停留时间对 ABR 处理变性淀粉废水的影响

试验进水为变性淀粉废水原水,通过调节计量泵改变水力停留时间.由图 6 可见,随着 HRT(水力停留时间)的延长, COD 去除率随着增大, HRT 为 48 h 时 COD 去除率为 85.9%,大于 48 h 后 COD 去除率增大的幅度较小.从处理效果及经济方面考虑,48 h 为 ABR 处理变性淀粉废水的最佳 HRT.

2.4 容积负荷对 ABR 处理变性淀粉废水的影响

以变性淀粉废水原水作为进水,通过投加可溶性淀粉或葡萄糖改变进水容积负荷.由图 7 可见,随着容积负荷的增大, COD 去除率逐渐减小.当容积负荷低于 10.43 $\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 时,系统对 COD 的去除率较高,保持在 80% 以上.当容积负荷低于 14.64 $\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 时, COD 去除率可以保持在 70% 以上.从试验来看,若要获得较高的去除率, 10.43 $\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 是 ABR 反应器在 HRT 为 48 h、含盐量为 1.6% 时的最大容积负荷,此时 COD 去除率 80.7%.若对厌氧处理来说,或从为后续好氧处理减少有机负荷和提高降解率的角度来说, ABR 反应器在 HRT 为 48 h、含盐量为 1.6% 时的最大容积负荷可以为 14.64 $\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$.

2.5 耐盐性试验

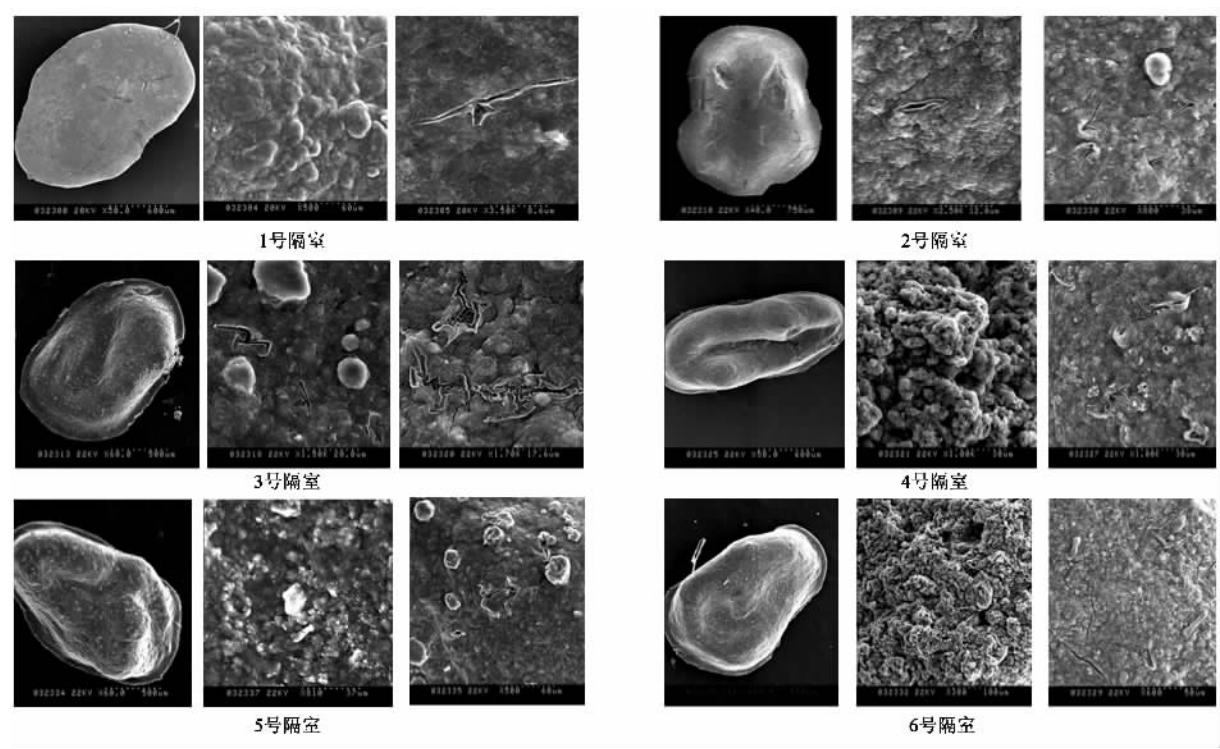


图 4 污泥扫描电镜照片

Fig.4 Sludge photograph of scanning electron microscope

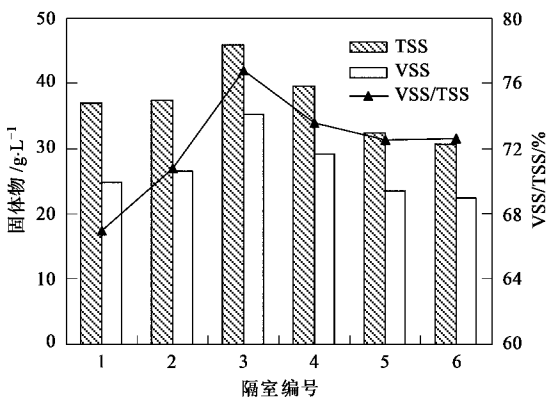


图 5 污泥驯化后各隔室 VSS 和 TSS 的变化

Fig.5 TSS and VSS changes of sludge after acclimation

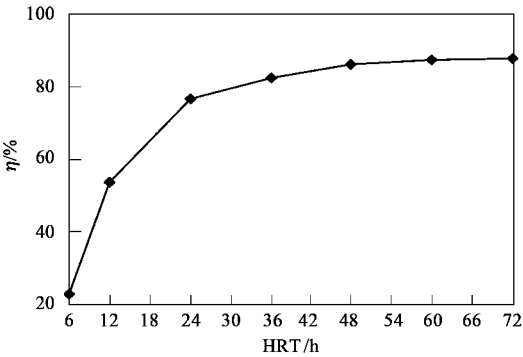


图 6 水力停留时间对 COD 去除率影响

Fig.6 Effect of HRT on removal efficiency of COD

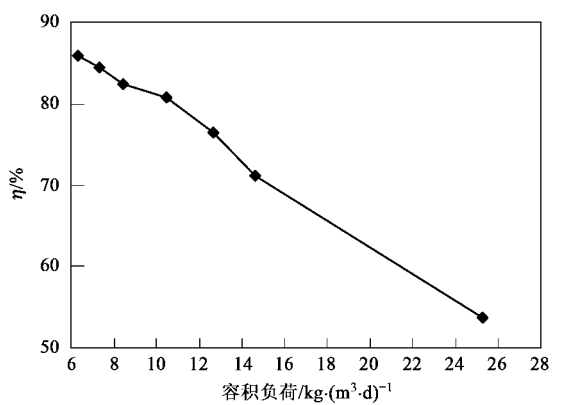


图 7 容积负荷与 COD 去除率的关系

Fig.7 Relation between organic loading rate and removal efficiency of COD

图 8 为试验中氯离子浓度的变化,图 9 是盐度对 COD 去除率的影响.

随着氯离子浓度的增加,氯离子浓度对系统的毒性增加,系统对 COD 去除率降低.氯离子浓度低于11 500 mg/L时,COD 去除率能够达到 80% 以上,当氯离子浓度高于13 000 mg/L时,系统对 COD 的去除率下降较大,当氯离子浓度高于 16 000 mg/L时 COD 去除率 < 60%.氯离子即氯化钠盐度抑制微生物主要原因在于:①盐度升高时外界渗透压升高,使

微生物细胞脱水引起原生质分离;②盐度较高时因渗析作用而使细胞的脱氢酶活性降低;③高的氯离子浓度对微生物生长有毒害作用^[28].因此,随着氯离子浓度的增加即盐度的增加,势必影响微生物的新陈代谢,导致有机物去除率的下降.从试验看,系统能够处理氯离子浓度在15 000 mg/L以下,含盐量在2.5%左右的废水.

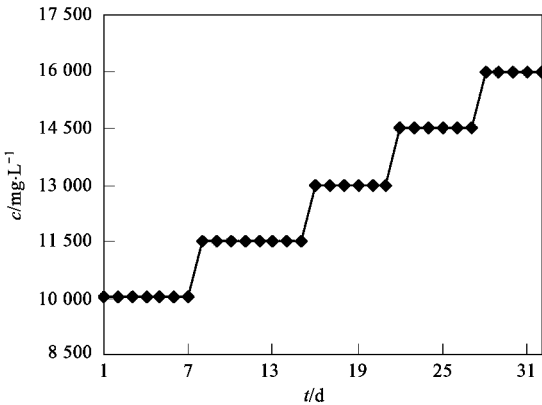


图 8 氯离子浓度的变化

Fig.8 Variation of chloric ion concentration

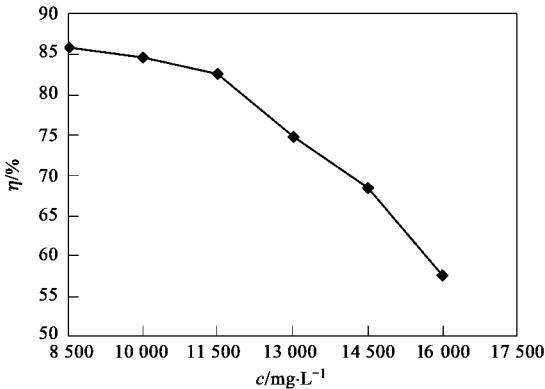


图 9 氯离子浓度与 COD 去除率的关系

Fig.9 Relation between chloric ion concentration and removal efficiency of COD

2.6 抗瞬时盐波动性试验

图 10 为氯离子浓度突然升高试验,图 11 为氯离子浓度突然降低试验.

由图 10 和图 11 可见,氯离子浓度的急剧增高和降低对系统具有影响,导致系统 COD 去除率降低.经过一段时间后,又逐渐恢复 COD 去除活性.在恢复期内,污泥中微生物通过调节其体内的相容性物质(调渗物质如游离氨基酸等)来适应外界的渗透压变化,当污泥适应外界渗透压变化后,才进入 COD 降解期^[29].氯离子浓度的突然急剧降低比突然

急剧增高氯离子浓度对污泥微生物的影响更大.系统能够忍受氯离子浓度从8 500 mg/L直接升到12 500 mg/L和从8 500 mg/L直接降低到4 500 mg/L的变化,而且系统抗氯离子浓度或盐突然升高的能力比突然降低的能力要强.

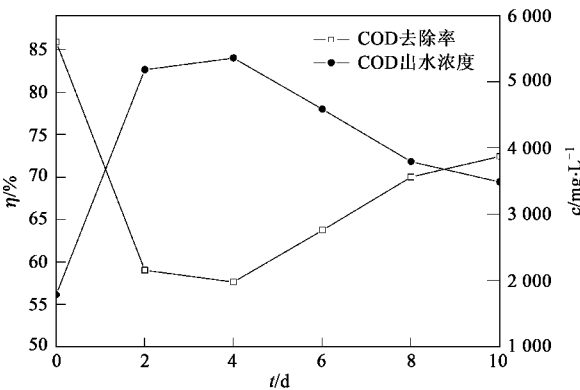


图 10 氯离子浓度突然升高试验

Fig.10 Experiment of sudden sharp increase of chloric ion concentration

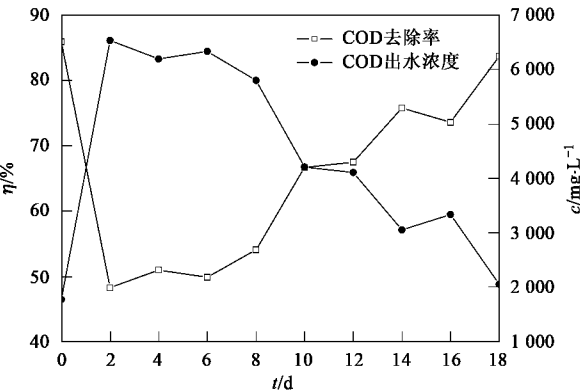


图 11 氯离子浓度突然降低试验

Fig.11 Experiment of sudden sharp decrease of chloric ion concentration

3 结论

(1)同时提高有机负荷和盐浓度进行污泥驯化具有可行性.普通厌氧活性污泥具有一定的耐盐能力,能够驯化出耐低盐的污泥.在氯离子浓度8 500 mg/L,含盐量为1.6%,污泥能够正常降解废水中的有机物,COD 去除率在85%以上.

(2)变性淀粉废水的 COD 浓度为12 640 mg/L,最佳水力停留时间为48 h,此时有机负荷为6.32 kg/(m³·d),COD 去除率85.9%.为了获得较高的去除率,10.43 kg/(m³·d)是 ABR 反应器在 HRT 为48 h、含盐量为1.6%时的最大容积负荷,此时 COD 去

除率 80.7%.

(3)随着氯离子浓度的增加即盐度的增加,氯离子浓度对 ABR 系统的毒害性增加,系统对 COD 去除率降低.ABR 系统能够处理氯离子浓度在 15 000 mg/L 以下,含盐量在 2.5% 左右的废水,超出这个范围就比较敏感.

(4)氯离子浓度的突然急剧降低比突然急剧增高对污泥微生物的影响更大.系统能够忍受氯离子浓度从 8 500 mg/L 直接升到 12 500 mg/L 和从 8 500 mg/L 直接降低到 4 500 mg/L 的变化,而且系统抗突然升高的能力比突然降低的能力要强.

参考文献:

- [1] Bachmann A, Beard V L, McCarty P L. Comparison of fixed film reactors with a modified sludge blanket reactor[J]. Pollut Technol Rev, 1983, **10**: 384-402.
- [2] Bachmann A, Beard V L, McCarty P L. Performance characteristics of the anaerobic baffled reactor [J]. Wat Res, 1985, **19** (1): 99-106.
- [3] 王建龙, 韩英健, 钱易. 折流式厌氧反应器 (ABR) 的研究进展 [J]. 应用与环境生物学报, 2000, **6**(5): 490-498.
- [4] Wang J L, Huang Y H. Performance and Characteristics of an anaerobic baffled reactor [J]. Bioresource Technology, 2004, **93** (3): 205-208.
- [5] 黄永恒, 王建龙, 钱易. 折流式厌氧反应器的工艺特性及其应用 [J]. 中国给水排水, 1999, **15** (7): 18-20.
- [6] Boopathy R. Biological Treatment of Swine Waste Using Anaerobic Baffled Reactors [J]. Bioresource Technology, 1998, **64** (1): 1-6.
- [7] 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. 165-171.
- [8] 何仕均, 王建龙. 折流式厌氧反应器 (ABR) 启动性能研究 [J]. 清华大学学报 (自然科学版), 2005, **45**(9): 1294-1296.
- [9] 徐金兰, 王志盈, 杨永哲, 等. ABR 的启动与颗粒污泥形成特征 [J]. 环境科学学报, 2003, **23**(5): 575-581.
- [10] 沈耀良. 厌氧折流板反应器在废水处理中的研究与应用 [J]. 苏州科技学院学报, 2003, **16** (2): 9-17.
- [11] Boopathy R, Tilche A. Anaerobic digestion of high strength molasses wastewater using a hybrid anaerobic baffled reactor [J]. Wat Res, 1991, **25**(7): 785-790.
- [12] 杨玉楠, 胡训杰, 石强, 等. ABR 处理淀粉废水的反应规律研究 [J]. 给水排水, 2006, **32**(10): 57-61.
- [13] 王宁, 陆少鸣. ABR-UBF-CASS 工艺处理肌苷制药废水 [J]. 给水排水, 2007, **33**(9): 55-57.
- [14] 徐金兰, 黄廷林, 王志盈. 厌氧折流板反应器处理难降解 PVA 废水 [J]. 中国环境科学, 2005, **25**(1): 65-69.
- [15] 张玉华, 高新红, 袁东. ABR-接触氧化-混凝沉淀工艺处理印染废水 [J]. 给水排水, 2007, **33**(9): 63-64.
- [16] 李清雪, 范超, 李龙和. ABR 处理高浓度硫酸盐有机废水的性能 [J]. 中国给水排水, 2007, **23**(15): 47-50.
- [17] 许玫英, 方卫, 张丽娟, 等. 生物脱氮新技术在垃圾渗滤液工程化处理中的应用 [J]. 环境科学, 2007, **28**(3): 607-612.
- [18] 张振家, 李克勋, 张扬, 等. 高浓度变性淀粉生产废水的处理 [J]. 中国给水排水, 2003, **19**(4): 86-87.
- [19] 张立秋, 黄桂强, 石云峰, 等. 生化法处理变性淀粉废水工程实例 [J]. 工业用水与废水, 2005, **36**(3): 71-72.
- [20] 陈日祥. 水解酸化-UASB-SBR 工艺处理改性淀粉废水研究 [J]. 环境工程, 2005, **23**(2): 18-20.
- [21] 徐淼, 隋峰, 邹克华, 等. 生物接触氧化法处理变性淀粉废水试验 [J]. 城市环境与城市生态, 2004, **17**(5): 38-39.
- [22] 肖桃生, 崔凤, 张立秋, 等. ASBR-SBR 法处理改性淀粉废水 [J]. 广州大学学报, 2005, **4**(1): 95-97.
- [23] 李克勋, 张扬, 王太平, 等. 高浓度变性淀粉生产废水厌氧生物处理 [J]. 中国沼气, 2005, **23**(3): 23-31.
- [24] 吴平, 吴慧芳. 废水厌氧处理工艺的发展 [J]. 工业安全与保护, 2006, **32**(9): 22-24.
- [25] 国家环保局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [26] 邱波, 郭静, 邵敏, 等. ABR 反应器处理制药废水的启动运行 [J]. 中国给水排水, 2000, **16**(8): 42-44.
- [27] 黄钧, 陈中余. 三种工业废水颗粒污泥的化学及微生物学组成 [J]. 应用与环境微生物学报, 1995, **1**(3): 252-259.
- [28] 刘正. 高浓度含盐废水生物处理技术 [J]. 化工环保, 2004, **24**: 209-211.
- [29] 何健, 陈立伟, 李顺鹏, 等. 高盐度难降解工业废水生化处理的研究 [J]. 中国沼气, 2000, **18**(2): 12-16.