

文章编号: 1006-6780(2001)01-0054-05

SBR 法处理工业废水中 pH 值 引起的活性污泥上浮

丁 峰, 彭永臻, 王淑莹

(哈尔滨工业大学 市政环境工程学院, 黑龙江 哈尔滨 150090)

摘要: 用 SBR 法处理啤酒废水和化工废水时, 进水 pH 值在 5.0~10.0 范围内, 污泥活性基本正常, 不出现污泥上浮; 当进水 pH 值为 2.5~5.0 和 10.0~12.0 时, pH 值越低(或越高), 污泥活性受抑制越严重, 上浮污泥量越多, 出水的 COD 也越高。低 pH 值(3.5~7.0)的反应周期内控制 pH 值不变, 两种废水的活性污泥在 pH 值 ≤ 5.5 时就开始出现污泥上浮, 上浮污泥量增多, 且化工废水较啤酒废水污泥活性抑制和污泥上浮程度更加严重。在试验的 pH 值变化范围内(2.5~12.0), 两种废水处理系统中的污泥指数 $SVI \leq 150 \text{ mL/g}$, 镜检未见真菌和其它过量丝状菌。可见, 用 SBR 法处理工业废水时, 过低或过高的 pH 值不一定引起污泥膨胀, 而主要发生活性污泥的活性抑制和污泥上浮。

关键词: pH 值; SBR; 活性抑制; 污泥上浮

中图分类号: X132 **文献标识码:** A

Floitation of activated sludge due to pH value during treatment of industrial wastewater by SBR

DING Feng, PENG Yong-zhen, WANG Shu-ying

(School of Municipal & Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: Sums up the findings that the activity of sludge was basically normal and no floatation appeared when the pH value of inlet wastewater was in the range of 5.0 to 10.0, the activity & floatation of sludge were seriously restrained and the content of COD in outlet water was higher when the pH was between either 2.5 to 5.0 or 10.0 to 12.0. The floatation of sludge started when the pH was less than 5.5 while pH was kept constant between 3.5 to 7.0. The SVI of the two kinds of wastewater were less than 150 mL/g and no excessive fungi & other filamentous bacteria were observed through microscope when the experiment pH was between 2.5 to 12.0 and concludes that pH does not necessarily cause bulking of activated sludge but restraint of activity and floatation of sludge while it is either too high or too low.

Key words: pH value; SBR; activation restraint; sludge floatation

在用活性污泥法处理各种废水的运行管理中, 由于各种因素引起的污泥活性抑制, 特别是污泥上浮问题很早就引起人们的注意^[1-3]。多年的研究和工程实践表明, 引起污泥上浮的主要原因在进水水质方面有: 表面活性物质和类脂化合物、水温过热、pH 值冲击、致毒性底物(如硫化物)流入等; 工艺运行方面包括: 过量曝气、污泥反硝化、污泥回流量过大、池底积泥腐化以及机械应力等。但是这些观察和运行经验大多局限于定性分析, 很少见到定量测定的结果^[4], 给探讨污泥上浮精确控制技术带来了困难。特别是对工业废水的活性污泥法处理中, 进水 pH 值变化幅度大引起的

收稿日期: 1999-12-14

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(59778024)

作者简介: 丁 峰(1965-), 男, 哈尔滨工业大学博士。

污泥活性抑制和污泥上浮时有发生,严重影响着废水处理工艺的正常运行^[6,7]。对于含不同类型底物的工业废水, pH值大小对污泥活性抑制和上浮程度及上浮污泥性状的研究,因内外的研究报道更少。而了解其影响的程度和产生的机理,对控制因pH值冲击产生的污泥上浮问题很有必要。本文就此进行了试验研究。

1 材料和方法

试验采用间歇式反应器(简称SBR),其实验运行与控制方法见图1。整个装置为两台尺寸相同的SBR,每台的总有效容积为38L。采用空气压缩机供氧, SBR体外缠有用于保温的电阻丝,由温控仪控制温度,保持反应过程温度20℃左右。试验用的啤酒废水中主要含有葡萄糖、果糖、蛋白质、果胶、酵母等成分,用人工配制。化工废水取自主要生产苯酚、偏苯三酸等有机酸类化工原料的化工厂。为了维持生化系统中微生物的正常生长,在这两种废水中均按BOD₅:N:P=100:5:1的比例投加用氯化铵和磷酸二氢钾配制的营养液,用氢氧化钠和稀硫酸调节试验用水的pH值。在线检测与分析的主要项目有:污泥容积指数(SVI)、有机负荷(N_v)、有机物浓度(COD)、污泥浓度(MLSS)及溶解氧浓度(DO)及上浮污泥量等。

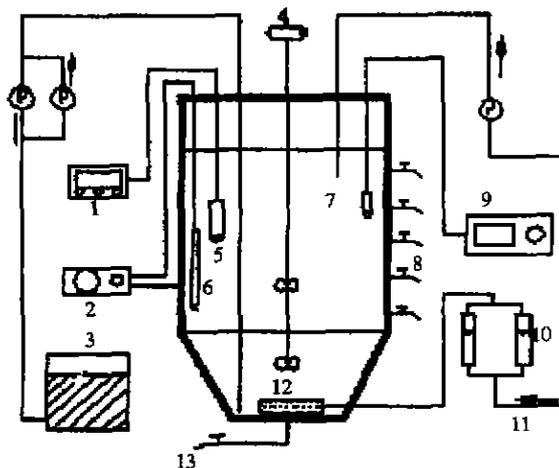


图1 SBR试验系统与控制器示意图

Fig.1 SBR pilot system and its controller

1.氧化还原电位计; 2.温度控制仪; 3.污泥池; 4.搅拌器; 5.ORP传感器; 6.温度传感器; 7.溶解氧(DO)传感器; 8.排水口; 9.溶解氧仪; 10.转子流量计; 11.压缩空气; 12.曝气器; 13.排泥管

2 试验结果与分析

2.1 进水pH值不同时其反应过程的pH值变化情况

取进水COD=800mg/L,反应时间为1.5h,检测的两种废水进水pH值分别为5.0, 6.0, 11.0,处理过程pH值变化曲线见图2。由此看出,当pH值=5.0时,啤酒废水在底物降解过程中pH值降低,原因主要是多种微生物活性受限,产生酸类中间代谢产物;进水pH值=6.0时上升。对于化工废水而言,进水的pH值低的主要原因是废水中的各种有机酸所致,所以,随着处理过程中有机酸的逐步降解,pH值会逐渐升高。两种废水在进水pH值为11.0时,过程pH值略有降低的原因主要是碱性条件下产生NH₃逸出,消耗部分碱度所致。

2.2 进水pH值对底物降解(COD去除率)与污泥上浮的影响

开始两种废水的进水COD约为800mg/L,每个周期反应时间为1.5h,空气流量为0.7m³/h,每个周期的反应完毕后排出一部分污泥,使MLSS都保持在2000mg/L左右,有机负荷约6.9(kg-

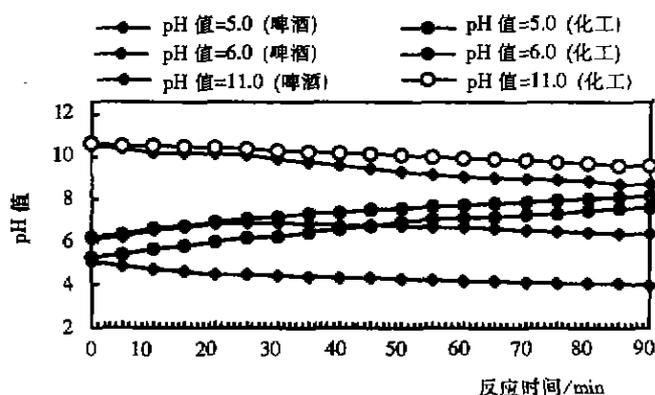


图2 处理两种废水反应过程的pH值变化

Fig.2 Variation of pH values during treatment of two kinds of wastewater

(进水COD:800mg/L,空气流量:0.7m³/h,反应时间:1.5h)

COD/kgMLSS·d)。两种废水进水 pH 值从 7.0 以较快的速率降至 2.5; 由 7.0 逐渐升高至 12.0。试验过程两种废水不同 pH 值设置的反应周期见表 1。

根据表 1 设计的试验方案, 并同步检测每个周期的活性污泥 SVI、出水 COD、污泥上浮量等

表 1 反应周期与进水 pH 值变化的试验方案 (I)

周 期	1-6	7-10	11-16	17-22	23-32	33-44	45-50	51-56
进水 pH 值	7.0	6.5	6.0	5.5	5.0	4.5	4.0	3.5
周 期	57-60	61-62	63-70	71-74	75-78	79-82	83-84	85-86
进水 pH 值	3.0	2.5	7.0	8.0	9.0	10.0	11.0	12.0

项目。出水 COD 和污泥上浮量分别是取进水 pH 值相同的反应各周期平均值。试验结果见图 3, 从图 3 可见, 在开始反应的 32 个周期内, 进水 pH 值为 7.0~5.0, 两种废水的出水 COD 皆在

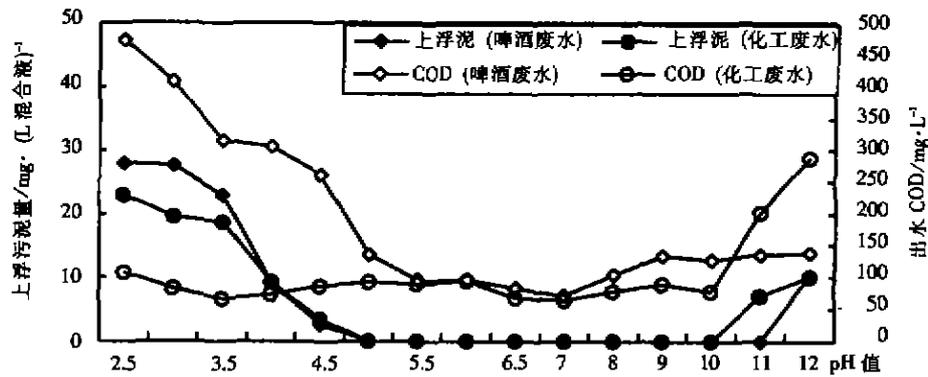


图 3 不同进水 pH 值时上浮污泥量与出水 COD 变化

Fig.3 Floating sludge volume and outlet COD profiles at different inlet pH values

100mg/L 左右。进水 pH 值由 5.0 降至 2.5 的过程中, 啤酒废水的出水 COD 急剧上升, 最高达到 400mg/L。化工废水的出水 COD 变化较少, 但也达到了 137mg/L。并且都开始出现污泥上浮, 上浮污泥量随 pH 值的降低而迅速增加, 且啤酒废水的上浮污泥量更多, 达到 27.9mL/L 混合液。待进水 pH 值由 7.0~12.0 逐渐升高时, 啤酒废水的出水 COD 开始上升, 最高达到 142mg/L, 从 pH=11.0 开始出现上浮污泥。而化工废水在进水 pH 值 ≤ 10.0 内的出水 COD 一直较低。当 pH 值 > 10.0 时, 出水 COD 急剧上升, 最高达 283mg/L, pH 值 = 10.0 时就开始有浮泥。这些结果需综合考虑活性污泥动力学、SBR 法特点和试验现象来分析。活性污泥是一个动态的生态系统, 其中不同种属的微生物对 pH 值有不同的适用范围(见表 2), 超出其适用范围, 特别是当进水 pH 值变化较快时, 它的代谢过程和产物会改变, 活性受到抑制, 甚至死亡。这主要是过高或过低的 pH 值会影响外酶及存在于细胞质和细胞壁里酶的催化作用, 影响微生物对营养物质的吸收, 改变生长环

表 2 不同活性污泥微生物对 pH 值的适应范围

Table 2 Adaptability of various activated sludge microbes to pH values

微生物类型	pH 值		
	最低	最 适	最 高
氧化硫杆菌 (<i>Thiobacillus thiooxidans</i>)	1.0	2.0-2.8	4.0-6.0
嗜酸乳杆菌 (<i>Loctobacillus acidophilus</i>)	4.0-4.6	5.8-6.6	6.8
大豆根瘤菌 (<i>Rhizobium sojoe dangeard</i>)	4.2	6.8-7.0	11.0
褐球固氮菌 (<i>Azotobacter chroococcum</i>)	4.5	7.4-7.6	9.0
亚硝酸细菌 (<i>Aitrosifying bacteria</i>)	7.0	7.8-8.6	9.4
放线菌 (<i>Actinomycetes</i>)	5.0	7.0-8.0	10.0
酵母菌 (yeast)	3.0	5.0-6.0	8.0
黑曲霉 (<i>Aspergillus niger</i>)	1.5	5.0-6.0	9.0

境中营养物质的可给性以及有毒物质的毒性。pH 值在 6.0~7.0 范围内, 绝大多数微生物能正常代谢, 出水 COD 很低, pH 值为 6.0~5.0 后, 啤酒废水开始出现白色泡沫, 但不带泥, 出水有悬浮絮体。石化废水的污泥增长率降低, 污泥变灰白, 出现白色泡沫, 出水浑浊。可见, 低 pH 值对有些微生物的抑制作用表现出来, COD 去除率开始下降。在 pH 值 ≤ 5.0 以后, 啤酒废水开始出现大量粘乳状大气泡泡沫, 伴有上浮泥带出、流失、总污泥量几乎不增加, 出水呈雾状。COD 急剧增加; 石化废水的泡沫增多, 污泥褪色变白, 呈颗粒状, 出水浑浊。这时 pH 值对大多数微生物的活性受抑制更加明显, 有些微生物甚至失活, 死亡, 成为上浮泥的一部分。从图 2 可见, pH 值越低, 啤酒废水混合液长期处于比进水 pH 值还低的环境中, 使大多数的非嗜酸性微生物代谢活动受限, 甚至停止, 白块状活性污泥增多。在 pH=2.5 时, COD 达到 473mg/L, 去除率 $\leq 50\%$ 。而化工废水中活性污泥微生物活性虽开始受抑制, 但随着有机酸的分解, pH 值快速上升, 能使多数微生物恢复活性, 白块状污泥较少。因此, 化工废水的出水 COD 虽略有升高, 但仍保持在 200mg/L 以下, 反应过程中出现的泡沫虽然包含的嗜酸性的放线菌较多, 多集中于泡沫中, 活性污泥中微生物仅处于活性较差的状态, 且在进水 pH 值由 7.0 降至 2.5 的过程中, 污泥指数(SVI)都保持在 40~60mL/g 的低水平, 未见明显的污泥膨胀。待两种废水进水 pH 值由 7.0 逐步提高时, 啤酒废水的泡沫减少, 出水 COD <150 mg/L, 而 SVI 值先上升至约 107mL/g, 而后下降, pH 值=12.0 时液面有上浮泥出现。而化工废水的活性污泥首先变黑, 在 pH 值 ≥ 11.0 时, 液面上开始有上浮泥, 反应过程不断出现大量透明白色泡沫有氨气逸出, 出水的 SS 上升。可见, 在碱性条件下, 虽然许多微生物可在偏碱性环境中生存, 而非嗜碱性微生物(如嗜酸乳杆菌, 氧化硫杆菌等)活性降低, 甚至死亡。在 $7.0 < \text{pH} \leq 9.0$ 时, 随着 pH 值的增加, 胞外聚合物的电离官能团增加, 絮凝作用增强(尽管带的负电性增加), 胞外物质与颗粒的表面反应是絮凝的主要原因, SVI 值不升高, 但当 pH 值 > 9.0 以后, 絮凝作用开始下降, 这时电排斥作用增加, 是脱絮(悬)、上浮、不絮凝的原因。

2.3 控制反应过程 pH 值不变, pH 值对活性污泥性能的影响

两种废水的 COD 保持 800mg/L 左右, 反应时间为 1.5h, 空气流量为 0.7m³/h, MLSS 约 2000mg/L。反应过程中用 H₂SO₄ (或 NaOH) 调节混合液的 pH 值, 使之保持与进水 pH 值基本不变的试验方案见表 3。试验进水 pH 值由 7.0 逐渐降至 3.5, 运行 42 周期检测的结果见图 4。在 pH 值降过程中啤酒废水进水 pH <5.0 后, 不控制过程 pH 值, 其混合液 pH 值是略有下降的(见图 2)。分析图 4 发现, 控制过程 pH 值等于进水的值, 与前述相比相当于提高了反应过程的 pH 值, COD 上升幅度较小, 上浮污泥量也不多。而化工废水在 pH 值较低时活性污泥性能严重恶化, 上浮污泥量剧增。出水 COD 较啤酒废水和前述中化工废水高得多, pH 值降至 5.5 时就开始出现严重上浮泥, 活性污泥变灰白, 至 pH 值为 3.5 时, 混合液中污泥量显著减少, 上浮泥继续增加, 最高达到 34.74mL/L 混合液, 最终生化反应终止。而在此过程中 SVI 的变化很小, 基本保持为 60mL/g 左右。可见, 控制反应过程在低的 pH 值下变, 石化废水较啤酒废水的恶化程度更加明显, 污泥上浮加重, 而 SVI 变化很小, 都保持在 100mL/g 以下, 未出现丝状菌膨胀。

2.4 上浮污泥的活性测试

我们将啤酒废水上浮泥收集, 配制成 MLSS 约 200mg/L 左右的混合液, 啤酒废水进水 COD 为 800mg/L, pH 值分别为 4.0 和 6.5, 其它条件不变, 分别进行曝气反应, 测定反应过程中 pH 值和

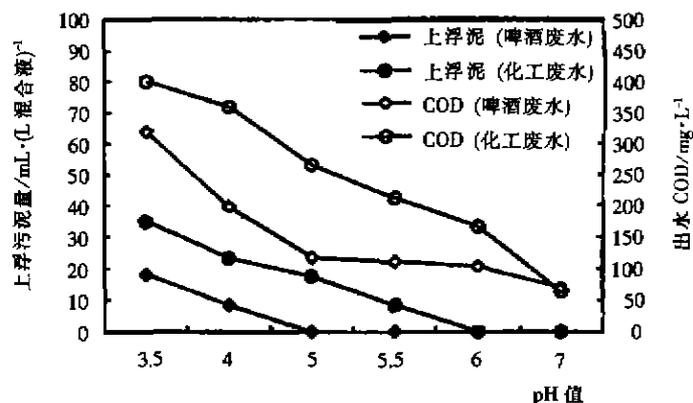


图 4 反应过程控制 pH 值不变时上浮污泥量与出水 COD 变化

Fig.4 Floating sludge volume and outlet COD profiles at constant pH value

COD的变化见图5,图6。可以看出,反应过程pH值变化与前述的SBR反应器中的相似。而从图6中发现,上浮泥的生物活性已很差,经过近14h的反应,COD才降至较低,且随后又增加。可见绝大多数微生物已失活衰亡,进水pH值=4.0时尤其严重。因此,判定低pH值时上浮泥中绝大多数为活性很低的微生物及其分解产物,比重较水轻。

表3 控制反应过程中pH值不变的试验方案(II)

Table 3 Experimental test scheme (II) for maintenance of pH value during aeration

周期	1~4	5~10	11~14	15~22	23~24	35~42
pH值	7.0	6.0	5.5	5.0	4.0	3.5

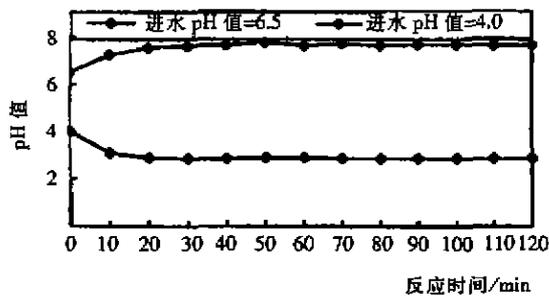


图5 啤酒废水上浮泥120min内反应过程pH值的变化
Fig.5 pH value profile of floating sludge during 120 minutes treatment of brewery wastewater

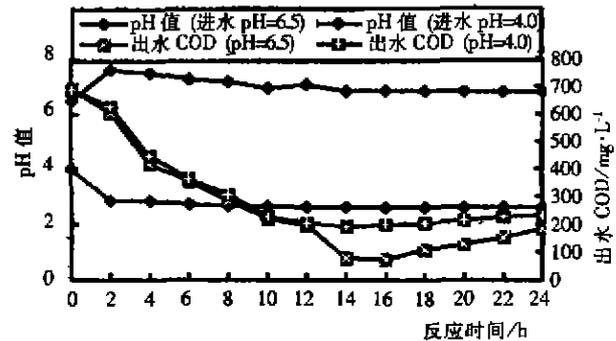


图6 啤酒废水上浮泥反应过程pH值与COD变化
Fig.6 pH value and COD profiles of floating sludge during treatment of brewery wastewater

3 结论

1.用SBR法处理啤酒废水和化工废水时,进水pH值在5.0~10.0范围内,污泥活性基本正常,不出现污泥上浮。当进水pH值为2.5~5.0和10.0~12.0时,pH值越低(或越高),污泥活性受抑制越严重,上浮污泥量越多。出水的COD也越高。

2.反应过程中控制pH值不变,两种废水的活性污泥在pH值 ≤ 5.5 时就开始出现污泥上浮,上浮污泥量增多,且化工废水较啤酒废水的污泥活性受抑制大,污泥上浮程度更加严重。

3.在试验的pH值变化范围内(2.5~12.0),两种废水处理系统中的污泥指数 $SVI \leq 150 \text{ mL/g}$,镜检未见真菌和其它过量丝状菌。可见,用SBR法处理工业废水时,过低或过高的pH值不一定引起污泥膨胀,而主要发生活性污泥的活性抑制和污泥上浮。

参 考 文 献:

- [1] 周利,彭永臻,黄志,等.丝状菌污泥膨胀的影响因素与控制[J].环境科学进展,1999,(1):88-93.
- [2] Valter Tandoi, Simona Rossetti. Some physiological properties of an italian isolate of MICROTHRIX PARVICELLA [J]. Wat. Sci. Tech., 1998,37(4-5): 1-8.
- [3] KNOOP S, KUNST S. Influence of temperature and sludge loading on activated sludge settling, especially on MICROTHRIX PARVICELLA[J]. Wat. Sci. Tech., 1998, 37(4-5): 27-35.
- [4] ECHEVERRIA E, SECO A, FERRER J. Study of the factors affecting activated sludge setting in domestic wastewater treatment plant[J]. Wat. Sci. Tech., 1992, 25(4-5): 273-279.
- [5] Britt-Marie Wilen. Short term effects of dissolved oxygen concentration on the turbidity of the supernatant of activated sludge[J]. Wat. Sci. Tech., 1998, 38(3): 25-33.
- [6] KAPPELER J, Willi Gujer. Influences of wastewater composition and operation conditions on activated sludge bulking and scum formation[J]. Wat. Sci. Tech., 1994, 30(11): 181-189.
- [7] David Jenkins. Towards a comprehensive model of activated sludge bulking and foaming[J]. Wat. Sci. Tech., 1992, 25(6): 215-230.