

厌氧-好氧工艺处理啤酒废水工程调试实例

林金画 郑育毅
(福建省环境保护设计院, 福州 350003)

摘要 工程采用水解酸化-生物接触氧化工艺处理啤酒废水, 调试为了克服生物接触氧化池中球形悬浮型填料挂膜不足, 采用回流二沉池污泥, 形成活性污泥与生物膜并存的混合法生物处理系统, 出水可以达到一级排放标准要求。

关键词 啤酒废水 生物接触氧化 球形悬浮型填料 活性污泥回流 混合法

啤酒废水中污染物主要是糖类、醇类、氨基酸、维生素等有机物, 其 BOD_5/COD_{Cr} 值较高, 可生化性好, 适合采用生物法处理。目前国内主要采用二级氧化法、厌氧-好氧法和厌氧法这 3 种处理工艺, 并且均有成功的实例。厌氧-好氧法生物处理技术以具有明显的经济效益和社会效益而广受推崇, 其中当以水解酸化-生物接触氧化最为典型。

水解酸化效果和选择填料的挂膜质量是水解酸化-接触氧化工艺成功与否的决定性因素。由于普遍存在因填料选型不当和设计参数选用过于理想, 大多数工程均无法达到设计能力。笔者以一个工程实例, 探讨了解决方法。

1 工程概况

金匙啤酒厂污水净化站内原有一套设计处理能力 $2400\text{ m}^3/\text{d}$ 废水处理设施, 处理工艺为水解酸化-生物接触氧化, 选用软性和半软性组合填料。该设施运行 5 年的经验表明, 系统稳定运行处理水量为 $800\text{ m}^3/\text{d}$ 。为适应 $1.0\times 10^5\text{ t/a}$ 啤酒生产规模需要, 该厂决定对废水处理进行扩建, 采用相同工艺, 增设处理能力 $1000\text{ m}^3/\text{d}$ 设施, 选用球形悬浮型填料, 曝气方式为可变微孔曝气器鼓风曝气。污水净化站内处理工艺设施及工艺流程见图 1。

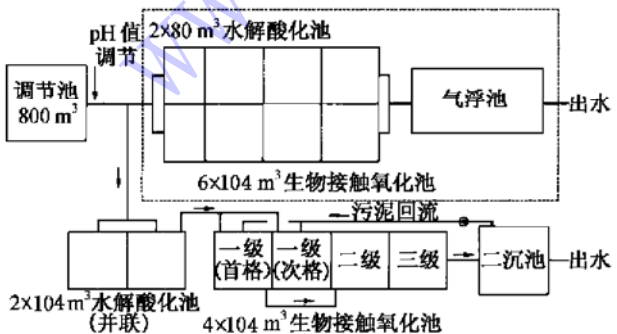


图 1 污水站构筑物流程图

扩建工程竣工后立即进入调试, 但由于生产不正常、废水水量不稳定等原因, 无法进入系统的调试。这种状况持续一年多, 直至 1998 年 3 月。

2 废水特征

该啤酒厂引进德国先进生产工艺, 生产高档品牌啤酒, 生产 1 t 啤酒外排废水量仅 5 m^3 。由于对啤酒质量要求高, 生产管理严格, 导致排放的废水污染物浓度高, 水质波动大, 尤其以 pH 值最为突出。

废水主要来源: 发酵罐酵母回收后废水、洗罐水、糖化废水、过滤水、罐装废水、车间清洗水和倾倒的废啤酒。废水水质见表 1。

表 1 生产废水水质

采样点	$COD_{Cr}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$BOD_5/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	pH 值
调节池进水	462~ 8420	188~ 2976	3. 8~ 13. 4
调节池出水	1400~ 2100	700~ 1000	5. 8~ 11. 0

3 调试过程与效果

3.1 水解酸化-生物接触氧化工艺的调试

1998 年 2 月开始工艺调试。至 4 月底, 水解酸化池中球形悬浮型填料已长有一定量厌氧菌和兼性菌, 生物接触氧化池中球形悬浮型填料也附长上生物膜, 但设施处理效果不明显, 二沉池出水 COD_{Cr} 在 $500\sim 900\text{ mg/L}$ 之间, 此结果与竣工后 1 年多的间歇调试相似, 无法达到设计和排放要求。

经检查分析, 原因主要有:

(1) 生物接触氧化池中球形悬浮型填料挂膜质量差: 挂膜面积不到 50%, 膜厚仅 1 mm 左右, 经测定膜上生物量约 1 g/L , 达不到设计要求。

(2) 进水 pH 值波动太大, 水解酸化池受冲击频繁, 厌氧菌和兼性菌不稳定; 同时由于调节池有预曝气, 造成水解酸化池进水 DO 较高(超过 1.0 mg



• L⁻¹), 致使水解酸化效果不明显。

(3) 二沉池污泥回流到水解酸化池, 水解酸化池水力负荷过高, 回流停留时间短, 未经消化即随出水进入好氧池, 不仅增加接触氧化池的有机负荷, 并消耗大量溶解氧, 造成好氧池内 DO 偏低。

针对上述问题, 制定了相应的调试方案:

(1) 改变二沉池污泥回流方向, 将其回流到好氧池, 提高池中 MLSS 浓度, 弥补球形悬浮型填料上生物量不足, 形成活性污泥和生物膜并存的混合生物系统。

(2) 加强进水 pH 值调节, 确保系统不受过大的变化负荷冲击, 并减小调节池预曝气量, 以使水解酸化池更好地发挥作用。

(3) 处理水量由小到大, 在出水满足预定要求前提下, 循序渐进, 直至达到设计处理能力。

3.2 水解酸化池的改观

该厂发酵罐清洗采用酸洗法, 洗罐废水 pH 约为 3, 该股废水因生产进度等因素不定期排放; 而进行车间清洗时, 废水 pH 值骤升至 12~13。该污水净化站未设置进水 pH 值自动监控设备, pH 值调控完全由人工完成。由于人工调节后废水 pH 值总在设计要求 6~9 范围之外, 致使填料上厌氧菌和兼性菌生长较松散, 极易脱落。

为此, 通过规范操作, 严格调控进水 pH 值, 使之稳定在 6.5~8.5 之间, 并实行 2~4 次/h 取样监测制度; 同时关闭部分调节池预曝气设施, 降低水解酸化池进水 DO。通过以上措施, 水解酸化池填料上生物膜更为密实, 池面气泡产量增多, 出水中污泥含量减少, COD_{Cr} 降解效果明显, 见表 2。

表 2 水解酸化池 COD_{Cr} 去除效果

序号	进水浓度/mg · L ⁻¹	出水浓度/mg · L ⁻¹	去除率/%
1	1431	1280	11.0
2	1442	1216	15.7
3	1034	805	22.0
4	708	551	22.2
5	3408	2679	24.1

虽然 COD_{Cr} 去除率尚未达到设计要求(去除率 ≥30%), 但相比前期已有明显改观, 可见水解酸化池已逐渐发挥作用, 减轻了后续处理的负荷。若采用更有效的措施, 稳定水解酸化池进水 pH 值及 DO, 将进一步提高水解酸化的处理效果。

3.3 混合法生物系统形成和运行效果

由于球形悬浮型填料挂膜不足, 前期调试结果表明, 完全依赖生物接触氧化的思路进行调试是不

行的。为此改用连续回流二沉池污泥至好氧池, 以活性污泥补充池中生物量, 回流量为 30 m³/h。

活性污泥培养方式采用流量分段间歇法, 进水量从小于 12 m³/h 到 20 m³/h 分段递增。新活性污泥泥龄短及进水 pH 值偏低, 污泥松散(含大量丝状菌), 沉降性差。用分段间歇法保证了在培养期间二沉池污泥全部回流到氧化池, 而不出现随出水流失的现象; 同时可提高污泥泥龄, 改善其沉降性能。经 15 d 培养, 氧化池中 MLSS 量已有 2.2 g/L, 逐渐形成悬浮型与固着型生物共同作用的混合系统。

随着污泥泥龄延长, 沉降性能改善, 回流污泥浓度大大提高, 氧化池中 MLSS 迅速提高, 池中生物量增至 4 g/L(含膜上生物)时, 开始连续进水。在确保二沉池出水 COD_{Cr} 不超过 200 mg/L、上次水量稳定运行 3~5 d 前提下, 处理水量逐次增加, 递增量 4~5 m³/h。经 20 多天稳定运行, 氧化池中 MLSS 已达 4 g/L, 处理水量 35 m³/h, 二沉池出水 COD_{Cr} 在 100 mg/L 左右。图 2 为连续进水期间系统进水和二沉池出水水质。

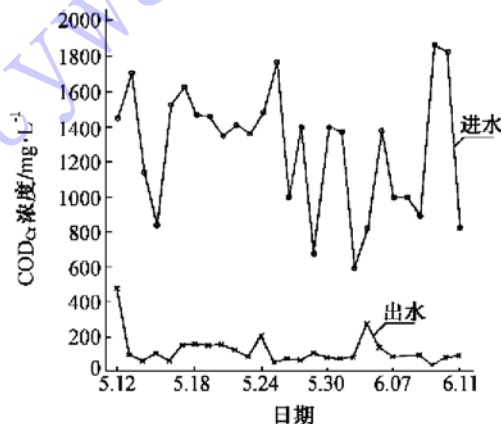


图 2 处理 20~35 m³/h 时水质

系统运行水量按设计处理量 41 m³/h 进行。经莆田市环境监测站 3 d 的连续采样监测表明, 出水 COD_{Cr} 可达到设计及排放标准要求, 见表 3。

表 3 连续 3 d COD_{Cr} 监测数据

样品号	水量/m ³ · h ⁻¹	进水 COD _{Cr} /mg · L ⁻¹	出水 COD _{Cr} /mg · L ⁻¹
1	39.7	1560.0	92.0
2	41.8	1400.0	80.0
3	41.1	880.0	112.0
4	40.9	1514.7	47.8
5	41.6	1513.9	43.8
6	39.5	1314.7	51.8
7	41.5	621.5	43.8
8	41.6	494.1	47.8
9	43.1	462.2	47.8

(下转第 39 页)



给定的显著性水平 $\alpha = 0.05$, 如双侧相伴概率 $P \leq \alpha$, 则拒绝零假设。

检验结果列于表 5, 结果与前文中已作的分析结论十分吻合, 也证实根据沉积特征划分的层位能很好地反映沉积物组分与地球化学特征。

表 5 两样本间的 Smirnov 检验结果

检验项目	K-SZ	2-railed P	检验结果	
浮泥层与淤泥层	有机质	0.711	0.693	无显著差异
	T-N	0.481	0.975	无显著差异
	T-P	0.763	0.604	无显著差异
	T-K	0.839	0.483	无显著差异
	T-M g	0.565	0.907	无显著差异
	T-Ca	0.552	0.921	无显著差异
	Cu	0.962	0.313	无显著差异
	Zn	0.825	0.503	无显著差异
	Pb	1.271	0.079	无显著差异
	Cd	0.556	0.917	无显著差异
	Hg	0.761	0.608	无显著差异
	Cr	0.437	0.991	无显著差异
	As	0.583	0.886	无显著差异
淤泥层与基底层	有机质	1.916	0.001	有显著差异
	T-N	2.453	0.000	有显著差异
	T-P	2.414	0.000	有显著差异
	T-K	1.033	0.236	有显著差异
	T-M g	1.549	0.016	有显著差异
	T-Ca	0.904	0.388	有显著差异
	Cu	2.582	0.000	有显著差异
	Zn	2.711	0.000	有显著差异
	Pb	2.195	0.000	有显著差异
	Cd	2.066	0.000	有显著差异
	Hg	2.453	0.000	有显著差异
	Cr	1.291	0.071	有显著差异
	As	1.420	0.035	有显著差异

3 讨论

通过以上对运河底泥污染特征和理化性质的分

析可知, 有机质含量高是运河干流底质的最大特征。在各组分中, 有机质含量平均值与运河沉积物背景值之比是最高的。最大值与背景含量的比值达 40.6。过高的有机质含量显示严重的有机污染, 这与运河水质污染以有机污染为主的特点密切相关。底泥有机质的分解大量耗氧, 导致河水发臭, 严重污染的底泥成为次生污染源。

运河底质受到重金属 Zn、Pb、Cu、Hg 不同程度的污染, 其中污染最严重的是大关桥至义桥河段。该河段沿岸分布着拱墅老工业区, 北大桥化工区以及半山冶金-建材工业区和石桥重工业区, 各区排出的废水直接或通过支流河网进入运河。此外还有杭州化纤厂等大中型企业, Zn 就是化纤厂的主要污染物。重金属在水中很快迁移转化, 却在底质中大量积累。它们在中含量过高时成为有毒有害物质且难以降解, 其污染不容忽视。

P 在运河调查段底泥中明显富集, 全 P 和有效 K 含量高, 有效 P 含量比较高, 表明运河底泥有较高的肥力, 在研究处置方案时可考虑农业利用。

通过对不同层位底泥的相关分析表明, 污染的“黑色淤泥层”(浮泥层+淤泥层)与下伏基层层的区别是显著的, 也说明底泥有机污染的同时伴随着重金属等污染物的综合污染。

参考文献

- 1 裘祖楠. 苏州河底泥中污染物分布特征及相关性. 上海环境科学, 1998, 17(2): 10~ 14; 1998, (3): 289~ 296
- 2 吴敦放. 京杭大运河(杭州段)中重金属的分布特征及其成因研究. 环境科学, 1987, 8(3): 60~ 65

(收稿日期: 2000-05-30)

(上接第 23 页)

4 结 语

通过上述改进措施, 较好地克服了啤酒废水处理工艺问题, 达到预期目的。

- 2 周焕祥. 啤酒工业污水处理技术探讨. 华东给水, 1997, (2): 1998, 24~ 27
- 3 陶有胜. 水解酸化+ 生物接触氧化工艺处理啤酒废水工程实例. 环境工程, 1998, 8(4): 20~ 22

(收到修改稿日期: 2000-05-06)

参考文献

- 1 张自杰. 水污染防治卷. 北京: 高等教育出版社, 1996