

水解-ABR-前置缺氧-两级A/O-混凝处理制药废水

罗晓通¹, 林衍^{1,2}, 王晓杰¹, 梁东盛¹, 杨梅¹

(1. 重庆大学 环境与生态学院, 重庆 400044; 2. 重庆大学 煤矿灾害动力学与控制国家重点实验室, 重庆 400044)

摘要: 制药废水 COD 和氨氮含量高, 含有大量难生化降解和生物抑制性强的有机物, 水质水量波动较大。某制药公司对原已停产废水处理设施加以改造, 采用混凝气浮 + 水解酸化作为预处理工艺去除部分 COD 和 SS 并提高废水的可生化性; 主体工艺采用 ABR - 前置缺氧段 + 两级 A/O 组合工艺, 前置缺氧段可有效利用原水中的碳源, ABR 耐冲击负荷, 启动快, A/O 系统脱氮效果好, 运行成本低; 深度处理工艺采用混凝沉淀去除部分难生化降解有机物, 有效降低 COD。经多次工艺调整和较长时间的工程调试, 最终出水水质达到了园区污水处理厂的进水水质要求。

关键词: 制药废水; ABR; 前置缺氧段; 两级 A/O; 混凝沉淀

中图分类号: TU992 **文献标识码:** B **文章编号:** 1000-4602(2019)20-0085-07

Treatment of Pharmaceutical Wastewater by Combined Process of Hydrolytic Acidification, ABR/Pre-anoxia, Two-stage A/O, and Coagulation Sedimentation

LUO Xiao-tong¹, LIN Yan^{1,2}, WANG Xiao-jie¹, LIANG Dong-sheng¹, YANG Mei¹

(1. College of Environment and Ecology, Chongqing University, Chongqing 400044, China; 2.

State Key Laboratory of Coal Mine Disaster Dynamics and Control, Chongqing University, Chongqing 400044, China)

Abstract: The pharmaceutical wastewater has high concentrations of COD and ammonia nitrogen, a lot of bio-refractory and inhibitory organics, and fluctuates greatly both in quality and quantity. A pharmaceutical company reconstructed the original shutdown wastewater treatment facility. The pretreatment process adopts coagulation air flotation and hydrolytic acidification to remove some COD and SS, as well as improve the biodegradability of wastewater. The main process adopts ABR, pre-anoxia and two-stage A/O combined process. The pre-anoxia can effectively utilize the carbon source in the raw water. The ABR is resistant to impact load and starts up fast. The A/O system has great denitrification effect and runs at low cost. The advanced treatment process uses coagulation and sedimentation to remove some of the bio-refractory organics and to reduce COD effectively. After several minor process adjustments and long-time engineering commissioning, the final effluent quality of the facility could meet the influent requirements of the industrial park wastewater treatment plant.

Key words: pharmaceutical wastewater; ABR; pre-anoxia; two-stage A/O; coagulation sedimentation

发酵类抗生素制药废水是一类总氮和氨氮浓度高、难生化降解和生物毒性高的有机废水。由于制药企业产品种类多且往往根据市场情况采用轮番生产的方式,因此水质和水量波动大^[1],同时废水中的残余抗生素也会对微生物产生抑制作用,对后续生化系统带来不利影响^[2]。因此,需要根据实际来水情况不断进行工艺调整与调试,以确定最佳处理工艺路线和工艺参数。

1 工程概况

重庆某药厂位于制药工业园区,其废水处理站原为相邻两家制药企业共用,由于市场变化等多种原因,两家企业于 2015 年先后停产,废水处理站也相继关闭。随着近两年市场复苏,该制药企业拟恢复生产万古霉素、洛伐他汀、麦迪霉素、霉酚酸、妥布

霉素等抗生素类药品,排放废水主要为生物发酵类废水和少量的合成类废水,具有酸碱变化大、有机污染物和氨氮含量高、色度高、悬浮物含量高、碳氮比低、生物抑制性强等特点。该企业综合废水总量为 2 400 m³/d,其中高浓度废水 2 000 m³/d,低浓度废水 400 m³/d。该废水处理站于 2017 年 10 月完成初步改造,2018 年 9 月完成工程调试,出水水质达到园区污水处理厂进水水质要求。

2 设计水质和工艺流程

该制药企业生产废水分为高浓度废水和低浓度废水,高浓度废水主要为压滤废水、发酵洗罐废水、洗涤废水、过滤废水、酸化废水等;低浓度废水包括地面冲洗废水、设备清洗废水、制剂废水等。设计进、出水水质见表 1,工艺流程见图 1。

表 1 设计进、出水水质

Tab. 1 Design influent quality and discharge standard

项目	pH 值	COD/ (mg · L ⁻¹)	BOD ₅ / (mg · L ⁻¹)	总氮/ (mg · L ⁻¹)	氨氮/ (mg · L ⁻¹)	SS/ (mg · L ⁻¹)	总磷/ (mg · L ⁻¹)
高浓度废水	3 ~ 10	15 000	6 000	600	400	1 500	30
低浓度废水	6 ~ 9	2 000	700	200	100	320	5
出水要求	6.5 ~ 9.5	500	300	50	35	300	5

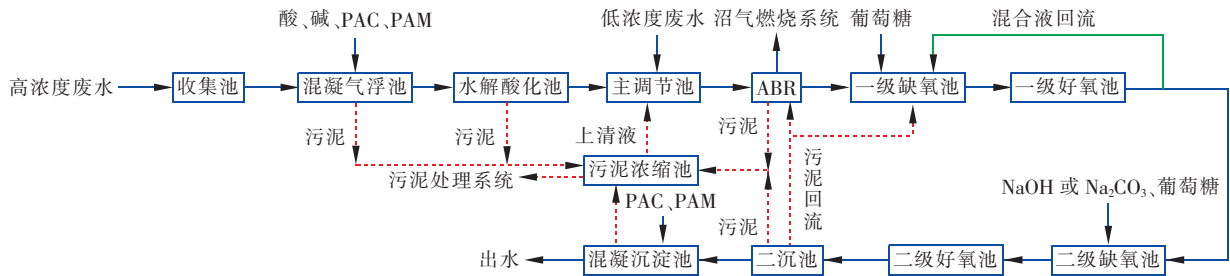


图 1 废水处理工艺流程

Fig. 1 Flow chart of wastewater treatment process

① 预处理

高浓度废水先经混凝气浮池 + 水解酸化池预处理后进入主调节池,低浓度废水经收集后直接进入主调节池。混凝气浮池中加入 PAC 和 PAM,可以去除大部分悬浮物、少量非溶解性 COD^[3],以降低水中的悬浮物和生物抑制性物质含量^[4],减轻后续生化处理系统的负荷。水解酸化池中微生物将大分子有机物降解为小分子有机物,去除部分 COD,提高了废水的可生化性^[5],水解作用还可以消除残留的药物,降低废水的生物毒性^[6]。

② 生化处理

针对制药废水有机物和氨氮含量高、难生化且

具有生物抑制性的特点,采用 ABR + 两级 A/O 生化组合处理工艺。ABR 启动快,抗冲击能力强,操作简单,容易控制,运行费用低,可将大分子有机物转化为小分子有机物,去除大部分 COD,并提高废水的可生化性^[7]。制药废水中含有较高的氨氮和总氮,故采用脱氮能力很强的两级 A/O 脱氮处理工艺。废水中的有机氮在 ABR 反应池中通过氨化作用部分转变为氨氮,进入到两级 A/O 工艺。一级好氧池的混合液回流至一级缺氧池,在一级缺氧池中利用 ABR 出水中的可生化降解有机物作为碳源,反硝化菌将硝态氮反硝化为 N₂。一级缺氧池可利用的碳源相较于二级缺氧池中更加充足,是主要的脱

氮场所^[8]。一级好氧池和二级好氧池根据实际硝化情况投加 Na_2CO_3 或 NaOH 以补充碱度,在二级缺氧池中根据实际反硝化情况适量投加葡萄糖补充碳源,确保总氮能够达标。二沉池污泥回流至ABR和一级缺氧池中,保证污泥浓度和泥龄达到要求。

③ 深度处理

废水在经过预处理+生化处理后,废水中的氨氮、总氮、SS等已达标,但由于废水中仍含有较多的难生化降解有机物,COD可能还不满足出水水质要求,因此通过在混凝沉淀深度处理中加入PAC和PAM,去除部分难生化降解的COD,同时磷与铝盐反应形成 AlPO_4 沉淀, AlPO_4 颗粒在沉淀过程中还可吸附部分不可降解的有机物^[9],使COD和TP浓度同时降低,确保最终出水水质达到排放要求。

3 主要构筑物及设计参数

对原废水处理站进行改造,为节省投资,所有土建构筑物均为利用旧构筑物并经适当改造而成,部分改造后的构筑物容积偏大,如主调节池等;部分设备也加以利用,如风机、带式压滤机、水下搅拌机等,不能利用的设备按需重新购买安装,如微孔曝气盘、水泵等。

① 混凝气浮池(利旧)。1套,处理能力为 $100\text{ m}^3/\text{h}$,配有1套溶气系统,玻璃钢防腐。

② 水解酸化池(利旧)。1座2列,钢混结构,有效容积共 $1\,935\text{ m}^3$,有效水深为 4.7 m ,水力停留时间为 23 h 。配有回流泵2台(重新购置),每台流量为 $50\text{ m}^3/\text{h}$,扬程为 100 kPa ;排泥泵2台(重新购置),每台流量为 $30\text{ m}^3/\text{h}$,扬程为 100 kPa 。

③ 主调节池(利旧)。1座,钢混结构,有效容积为 $3\,726\text{ m}^3$,设计流量为 $100\text{ m}^3/\text{h}$,有效水深为 4.8 m ,水力停留时间为 37 h 。设有2台提升泵(重新购置),1用1备,每台流量为 $100\text{ m}^3/\text{h}$,扬程为 100 kPa 。

④ ABR池(利旧)。1座3列,每列分为4格,有效容积共 $8\,206\text{ m}^3$,有效水深为 4.8 m ,水力停留时间为 81 h ,每格上流室与下流室容积比为 $4:1$ 。配有3台回流泵(利旧),每台流量为 $100\text{ m}^3/\text{h}$,扬程为 100 kPa ;3台排泥泵(重新购置),每台流量为 $30\text{ m}^3/\text{h}$,扬程为 100 kPa 。

⑤ 一级缺氧池(利旧)。1座2列,每列含有3格串联运行的缺氧池,有效容积共 $2\,498\text{ m}^3$,有效水深为 4.6 m ,水力停留时间共 25 h 。每格缺氧池

配有潜水搅拌机1台, $\varnothing 320\text{ mm}$,转速为 480 r/min ,功率为 5.5 kW ,共6台(利旧)。

⑥ 一级好氧池(利旧)。1座2列,每列含有4格串联运行的好氧池,有效容积共 $5\,330\text{ m}^3$,有效水深为 4.6 m ,水力停留时间共 53 h 。设有混合液回流泵4台(利旧),2用2备,每台回流泵流量为 $575\text{ m}^3/\text{h}$,扬程为 39 kPa 。风机3台(利旧),2用1备,与二级好氧池共用,每台风量为 $79.4\text{ m}^3/\text{min}$,风压为 58.8 kPa ,功率为 132 kW 。采用微孔曝气(重新购置),每个微孔曝气盘控制面积为 0.25 m^2 。

⑦ 二级缺氧池(利旧)。1座2列,每列含有2格串联运行缺氧池,有效容积共 $2\,138\text{ m}^3$,有效水深为 4.6 m ,水力停留时间共 21 h 。每格缺氧池配有潜水搅拌机1台, $\varnothing 320\text{ mm}$,转速为 480 r/min ,功率为 5.5 kW ,共4台(利旧)。

⑧ 二级好氧池(利旧)。1座2列,每列含有1格好氧池,有效容积共 556 m^3 ,有效水深为 4.6 m ,水力停留时间共 5.5 h ,风机与一级好氧池共用,曝气系统同一级好氧池。

⑨ 二沉池(利旧)。1座2列,竖流式沉淀池,表面负荷为 $0.75\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$,有效水深为 7.1 m 。配有回流泵4台(重新购置),2用2备,每台回流泵流量为 $50\text{ m}^3/\text{h}$,扬程为 100 kPa 。

⑩ 混凝沉淀池(利旧)。1座2列,竖流式沉淀池,表面负荷为 $1.25\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$,每列配套1列反应池,每列反应池共2格,每格水力停留时间为 20 min ,两格反应池分别投加PAC和PAM。

⑪ 污泥浓缩池(利旧)。1座2列,有效容积共 786 m^3 。进泥泵2台(利旧),每台流量为 $40\text{ m}^3/\text{h}$,扬程为 200 kPa ;带式压滤机2台(利旧),每台产泥量为 $1.0\sim 2.0\text{ t/h}$ 。污泥含水率为 $75\%\sim 80\%$ 。

⑫ 加药系统(利旧)。 NaOH 、 H_2SO_4 、PAC、PAM、葡萄糖投加系统各一套。

4 系统调试及运行效果

4.1 启动调试

① 物化工程调试。首先进行烧杯实验,确定混凝单元的最佳工艺条件: pH 值为 $7\sim 9$,PAC为 220 mg/L ,PAM为 35 mg/L 。以此最佳工艺条件为基础进行物化处理部分工程调试一周,同时进行主要进、出水水质指标的检测。

② 水解酸化池和ABR调试。水解酸化池和ABR接种来自某城市污水处理厂的厌氧消化脱水

污泥,含水率约为80%。水解酸化池污泥投加量约200 t,投泥后补加自来水至池容的1/3,搅拌12 h后添加少量微量元素Ni、Co、Fe、Zn,逐渐加入制药废水至池满;ABR污泥投加量约800 t,并补充自来水和少量微量元素Ni、Co、Fe、Zn。启动初期,ABR进水COD为5 000 mg/L左右,容积负荷为1.46 kgCOD/(m³·d),COD去除率在50%左右。随着进水COD浓度逐步增加,两周后进水COD为6 000 mg/L左右,容积负荷增至1.75 kgCOD/(m³·d),此时COD去除率达到了60%。随着企业的生产规模不断扩大,30 d后进水COD增至7 700 mg/L,此时容积负荷达到了2.25 kgCOD/(m³·d),COD去除率可达70%。至此,ABR容积负荷已达到设计值的80%,出水COD稳定在2 100 mg/L左右。

③ A/O调试。A/O池接种某城市污水厂的好氧脱水污泥,分别在一级A/O和二级A/O投加污泥约125 t,污泥含水率为80%,同时补充Na₂CO₃或NaOH以满足硝化所需要的碱度。一级A/O的混合液回流比为400%,二沉池的污泥回流比为50%~100%,经过一个月的连续运行,两级A/O工艺COD去除率稳定在70%,出水COD为630 mg/L。

4.2 水质达标的工艺调整和调试

该制药企业恢复生产过程中,初期处于试生产和调整药品生产工艺的阶段,其生产的药品种类和

数量逐渐增加,因此废水处理工艺也是逐步调整和完善的过程。

4.2.1 COD达标调试

2017年12月,二沉池出水COD浓度已稳定在600~700 mg/L,厂方技术人员认为此时二沉池出水的COD较高是因为A/O系统处理效率较低,应继续调整改进A/O系统,使COD进一步降低。但二沉池出水中氨氮已经很低(7~10 mg/L),据此推断这部分COD大多为难生化降解的有机物,即使继续生化处理,COD去除率也难以进一步提高,为此进行如下实验:取二沉池出水,检测COD、pH值、氨氮,然后将水样搅拌均匀后分为5份,第1~4份水样分别注入A~D组的70 L实验桶内,加入取自好氧池的混合液,使SV₃₀为30%;第5份水样经蒸馏后取冷凝液2 L,注入E组的2 L烧杯内。分别添加药剂:A组不添加任何药剂;B组按0.1 g/L标准添加7 g葡萄糖;C组按1 g/L标准投加70 g粉末活性炭;D组按0.1 g/L的标准投加7 g葡萄糖并同时按1 g/L的标准投加70 g粉末活性炭;E组不添加任何药剂。投加完毕后,A~D组实验桶和E组实验烧杯同时用实验风机进行曝气,DO均控制在3 mg/L左右,分别取12、24、36、48、72、96 h的废水,静置2 h后取上清液分析化验,测量COD、pH、氨氮,检测结果如表2所示。

表2 不同时刻废水水质检测结果

Tab.2 Monitoring results of wastewater quality at different time

项 目		二沉池出水	12 h	24 h	36 h	48 h	72 h	96 h
A 组	COD/(mg·L ⁻¹)	864	822	793	761	727	697	673
	pH 值	7.91	8.22	7.93	8.36	8.38	8.32	8.44
	氨氮/(mg·L ⁻¹)	191	12.5	24	17.5	14.5	12.5	11.5
B 组	COD/(mg·L ⁻¹)	864	936	872	840	813	786	763
	pH 值	7.91	8.04	8.3	8.44	8.24	8.2	8.34
	氨氮/(mg·L ⁻¹)	191	18.8	22.5	21.5	22	13	9.5
C 组	COD/(mg·L ⁻¹)	864	801	764	722	687	651	612
	pH 值	7.91	8.23	8.42	8.44	8.49	8.66	8.47
	氨氮/(mg·L ⁻¹)	191	42	28	28	26	26	19.5
D 组	COD/(mg·L ⁻¹)	864	916	833	798	762	748	713
	pH 值	7.91	8.08	8.14	8.34	8.45	8.64	8.53
	氨氮/(mg·L ⁻¹)	191	44	26	22	16.5	12.5	9
E 组	COD/(mg·L ⁻¹)	864	783	741	694	642	588	530
	pH 值	7.91	8.1	8.21	8.12	8.01	7.78	7.76
	氨氮/(mg·L ⁻¹)	191	167	158	62	45	12.5	12.3

通过添加易降解物质葡萄糖考察是否可以与难生化降解有机物形成共代谢作用,从而使COD进一

步降低;添加活性炭的目的是形成粉末活性炭工艺即PACT工艺,考察是否可使COD进一步降低。实

验结果证明,A~D组实验通过延长曝气时间,废水中的COD浓度并没有明显降低;E组实验中,COD也未明显降低,排除了盐分对生化系统的影响。A~E组中,pH值变化不明显,氨氮浓度随着曝气时间的增加均明显下降。据此判断,此部分COD大部分为不可被微生物利用的难生化降解的有机物。为进一步降低出水COD,必须采用物化法深度处理,原深度处理工艺采用PAC+PAM,出水COD不能稳定达到500 mg/L以下,为此进行如下深度处理工艺烧杯实验:

取二沉池出水4.8 L,测量其初始COD浓度。将水样混合均匀后分为24等份,每份体积为200 mL,分别加到500 mL烧杯中。在第1~20个烧杯中分别投加30、40、50、60 mg的PAC、FeCl₃、PFS、FeSO₄、Al₂(SO₄)₃,并分别加入5 mg PAM,搅拌反应20 min并静置2 h后取上清液检测其COD,计算去除率。第21~24份废水进行芬顿实验,在第21~24个烧杯中加入酸调节pH值至3~4,按H₂O₂与COD的质量比为(0.5:1)~(2:1)、Fe²⁺与H₂O₂物质的量之比为(0.5:1)~(2:1)分别加入30%双氧水和FeSO₄·7H₂O到4个烧杯中,搅拌反应30 min并静置10 min后,加入碱调节pH值至8左右,待反应15 min后过滤,取滤液测定其COD并计算去除率,计算4次实验的平均值。COD去除率计算结果如表3所示。

上述实验表明,FeCl₃+PAM对难生化降解的

COD的去除率要明显优于其他四种药剂,芬顿氧化对难生化的COD去除效果也较好。但芬顿氧化需要添加双氧水和硫酸亚铁,以及酸和碱以调节反应的pH值,处理过程繁杂且运行成本较FeCl₃+PAM高,因此深度处理改用FeCl₃+PAM混凝沉淀。

表3 不同药剂在不同投加量下的芬顿实验COD去除率

药剂	COD 去除率			
	投药 30 mg	投药 40 mg	投药 50 mg	投药 60 mg
PAC	23.42	25.02	23.21	26.37
FeCl ₃	23.98	27.15	31.29	33.93
PFS	23.32	24.87	27.40	26.36
FeSO ₄	26.01	27.30	26.63	28.85
Al ₂ (SO ₄) ₃	25.80	25.07	26.31	28.23
注: COD去除效果最优时,H ₂ O ₂ 与COD的质量比为2:1,Fe ²⁺ 与H ₂ O ₂ 物质的量之比为2:1。				

4.2.2 氨氮达标调试

2018年3月由于生产的药品种类和数量发生变化,生产过程中大量使用氨水使得生产废水中氨氮浓度大幅增加,出水氨氮超标,经复核两级A/O系统的硝化负荷[<0.03 gNH₃-N/(gMLSS·d)]和处理工艺主要单元的氨氮浓度及pH值,判定此次超标主要是一级和二级好氧池硝化反应时碱度不足所致。

对废水处理站各单元出水氨氮和pH值进行检测,检测结果见表4。

表4 各处理单元氮含量检测结果

Tab.4 Monitoring results of nitrogen for each unit

项 目	高浓度废水	主调节池	ABR	一级A/O	二沉池	混凝沉淀池
氨氮浓度/(mg·L ⁻¹)	1 268	603.6	684.5	126.7	87.4	74.8
pH值	8.7	6.89	6.92	6.44	6.32	6.10

表4中的pH值偏低,表明硝化时碱度不足,因此在一级和二级好氧池中投加液碱以补充碱度。经过5 d的连续投加运行,废水处理站出水氨氮浓度降至15 mg/L以下,达到了园区污水厂进水水质要求。为彻底防止此类事件再次发生,建议制药企业对车间高浓度氨水浓缩蒸馏回用,在降低废水中氨氮浓度的同时节约投碱成本。

4.2.3 总氮达标调试

在COD和氨氮的调试过程中,出水COD、氨氮等主要指标已达标,但出水总氮仍超标。对A/O系统和深度处理最终出水的总氮、氨氮、有机氮、硝态

氮进行检测,检测结果见表5。

表5 各处理单元总氮、氨氮、有机氮、硝态氮检测结果

Tab.5 Monitoring results of TN, ammonia nitrogen, organic nitrogen, NO₃⁻-N for each unit mg·L⁻¹

项 目	总氮	氨氮	有机氮	硝态氮
两级A/O+二沉池出水	233	29.2	19.6	184.2
混凝沉淀池出水	192.3	26.3	7.3	158.7

检测结果表明,最终出水总氮中硝态氮浓度很高,而氨氮和有机氮较低,说明处理系统中总氮不达标问题在于缺氧池中的反硝化过程,经复核处理系统中一级和二级缺氧池的反硝化负荷[<0.05

$\text{gNO}_3^- - \text{N}/(\text{gMLSS} \cdot \text{d})$] 和前期调试过程中主要处理单元的出水 COD 及氨氮数据,判断总氮超标主要是由于反硝化过程中碳源不足,需在一、二级缺氧池中补充碳源。在缺氧池中按 2 t/d 投加葡萄糖,使碳氮比为 $4:1$,经过 10 d 的连续运行,出水总氮达到了园区污水处理厂进水水质要求。

4.2.4 处理工艺优化调试

由于生产废水为高氨氮废水,反硝化时需要添加葡萄糖且硝化时需要补充液碱以满足系统硝化和反硝化碳源和碱度的不足,使得处理成本直线上升,废水处理成本压力增加。本项目中 COD 含量高,经过 ABR 处理后,大量的 COD 被降解^[10],而在缺氧池中需要外加碳源以满足反硝化的需要。为充分利用原水的碳源,减少外加碳源的投加量,降低废水处理成本,将 ABR 的第一列改为前置缺氧池,一级好氧池混合液回流一部分至前置缺氧池(原混合液回流剩余部分仍然回流至一级缺氧池),回流比为 200% ,以充分利用原水中的碳源。改造后,系统碳源投加量从 2 t/d 降至 1.3 t/d ,出水 COD、氨氮、总氮均能够满足排放要求。为寻求最优成本处理方案,将 ABR 的第二列也改为前置缺氧池,一级好氧池混合液回流比增至 300% 。主调节池废水分流进入 ABR 和前置缺氧池,经处理后 ABR 和前置缺氧池废水混合进入两级 A/O。系统的碳源投加量从 1.3 t/d 降至 0.7 t/d ,废水处理成本大大降低。

4.3 处理效果

2018 年 10 月主要处理单元出水水质和最终出水水质月平均值如表 6 所示。

表 6 2018 年 10 月平均出水水质

Tab. 6 Average effluent quality in Oct. 2018

$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$					
项目	主调节池	ABR/前置缺氧段	两级 A/O 池	二沉池	混凝沉淀池
COD	6 771	2 749	841	621	346
总氮	564	542	41.3	35.3	31.4
氨氮	435	470	11.7	9.6	8.9
SS	549	388	254	213	192
总磷	21	25	13	12	3.7

2018 年 9 月下旬完成前置缺氧段的改造,制药废水经混凝气浮-水解酸化-ABR-前置缺氧段-两级 A/O-混凝沉淀处理,连续稳定运行一个月后,出水各项指标均可满足园区污水处理厂接管水质要求。

5 运行成本

经过改造后,运行费用主要包括水费 240 元/d 、药剂费 $18\,325 \text{ 元/d}$ 、人工费 $2\,658 \text{ 元/d}$ 、电费 $10\,066 \text{ 元/d}$ 、污泥处理费 $2\,179 \text{ 元/d}$ 、其他费用 443 元/d ,合计 $33\,911 \text{ 元/d}$;废水处理量为 $2\,048 \text{ m}^3/\text{d}$,折合废水处理费用为 16.6 元/m^3 。

6 结论

① 采用混凝气浮-水解酸化-ABR-前置缺氧段-两级 A/O-混凝沉淀处理工艺处理发酵类制药废水是可行的。

② 制药废水中氨氮及总氮浓度较高,应注意硝化过程中的碱度和反硝化过程中的碳源是否充足,同时应考虑到制药废水 COD 浓度虽然较高,但其中有一部分难生化降解的有机物为不可利用的碳源。

③ 将 3 列 ABR 的 1 列或 2 列改造为前置缺氧段后,在出水水质达标的前期下,适当降低厌氧阶段的 COD 去除率,充分利用原水中的碳源以减少反硝化外加碳源的投加量,降低了处理成本。

④ FeCl_3 对制药废水中的部分难生化降解的 COD 的混凝去除效果要优于 PAC,比芬顿氧化处理成本低。

参考文献:

- [1] 李亚峰,高颖. 制药废水处理技术研究进展[J]. 水处理技术,2014,40(5):1-4,9.
Li Yafeng, Gao Ying. Research progress in the treatment technologies of pharmaceutical wastewater [J]. Technology of Water Treatment, 2014, 40(5): 1-4, 9 (in Chinese).
- [2] 胡晓东. 制药废水处理技术及工程实例[M]. 北京: 化学工业出版社,2008.
Hu Xiaodong. Pharmaceutical Wastewater Treatment Technology and Project Cases [M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2008 (in Chinese).
- [3] 刘媛,欧阳二明,刘乐乐,等. 混凝沉淀+ABR+A/O 工艺处理中成药制药废水[J]. 中国给水排水,2018,34(16):97-101.
Liu Yuan, Ouyang Erming, Liu Lele, et al. Treatment of Chinese patent medicine wastewater by a combined process of coagulation and sedimentation, ABR and A/O [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(16): 97-101 (in Chinese).

- [4] 钱青. 维生素制药废水混凝-离心法预处理工程实践[J]. 中国给水排水, 2016, 32(4): 81-83.
Qian Qing. Practice of coagulation-centrifugation pretreatment process for treatment of vitamin pharmaceutical wastewater [J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(4): 81-83 (in Chinese).
- [5] 陶冶, 邢静, 孟瑞静, 等. 水解酸化 + A^2/O 工艺 + 超滤 + 光催化组合工艺处理猪场废水[J]. 水处理技术, 2014, 40(8): 121-124.
Tao Ye, Xing Jing, Meng Ruijing, *et al.* Hydrolytic acidification + A^2/O + UF + photocatalysis technology in piggery wastewater treatment [J]. Technology of Water Treatment, 2014, 40(8): 121-124 (in Chinese).
- [6] 相会强, 刘雪莲, 李立敏. 抗生素废水水解酸化预处理试验研究[J]. 环境科学与技术, 2005, 28(6): 77-79.
Xiang Huiqiang, Liu Xuelian, Li Limin. Experiment on pretreatment of antibiotic wastewater with hydrolysis acidification process [J]. Environmental Science & Technology, 2005, 28(6): 77-79 (in Chinese).
- [7] 唐海, 王军刚. 混凝预处理/ABR/SBR 工艺处理米粉废水[J]. 中国给水排水, 2013, 29(8): 84-86.
Tang Hai, Wang Jungang. Treatment of rice flour wastewater by coagulation pretreatment/ABR/SBR process [J]. China Water & Wastewater, 2013, 29(8): 84-86 (in Chinese).
- [8] 刘鹏宇, 陈佳容, 陈代杰, 等. 水解酸化-多级厌氧-两级串联 A/O 处理阿奇霉素废水效果研究[J]. 环境污染与防治, 2018, 40(10): 1136-1140.
Liu Pengyu, Chen Jiarong, Chen Daijie, *et al.* Assessment on hydrolytic acidification - multi-stage anaerobic reactor - two-stage A/O reactor used for azithromycin wastewater treatment [J]. Environmental Pollution & Control, 2018, 40(10): 1136-1140 (in Chinese).
- [9] 李鸽, 任宇婷, 林衍. 铁碳微电解-UASB-A/O-混凝工艺处理制药废水[J]. 中国给水排水, 2017, 33(2): 1-5.
Li Ge, Ren Yuting, Lin Yan. Treatment of pharmaceutical wastewater by combined process of iron-carbon micro-electrolysis, UASB, A/O, coagulation and sedimentation [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(2): 1-5 (in Chinese).
- [10] 张昱, 唐妹, 田哲, 等. 制药废水中抗生素的去除技术研究进展[J]. 环境工程学报, 2018, 12(1): 1-14.
Zhang Yu, Tang Mei, Tian Zhe, *et al.* Research progress of removal technology of antibiotics from antibiotic production wastewater [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2018, 12(1): 1-14 (in Chinese).



作者简介: 罗晓通(1992-), 男, 河北石家庄人, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制与防治、环境评价。

E-mail: xtcimo@foxmail.com

收稿日期: 2019-02-12

加强地下水管理保护, 防止地下水超采