

# 高浓度兽用抗菌药生产废水预处理氧化工艺的优化

卜龙利<sup>1</sup>, 韩海霞<sup>1</sup>, 张钰彩<sup>2</sup>, 贾晓兰<sup>1</sup>, 孙少园<sup>1</sup>, 荆志强<sup>1</sup>

(1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 陕西 西安, 710055; 2. 宜兴市新大陆环保设备有限公司, 江苏 宜兴, 214211)

**摘要:** 针对难生物降解的实际高浓度兽药废水, 实验考察了 Fe/C 微电解、O<sub>3</sub> 氧化、Fe/C+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 氧化、Fe/C+O<sub>3</sub> 氧化和 Fe/C+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>+O<sub>3</sub> 组合氧化工艺对兽药废水的处理效果. 实验结果表明: Fe/C 最佳反应时间为 2 h, O<sub>3</sub> 的最佳反应时间为 3 h, O<sub>3</sub> 反应前废水最佳 pH 为 9, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 的最佳投加量为 6 mL/L. 最佳条件下, Fe/C 对废水 COD 的去除率为 21.71%, Fe/C+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 工艺为 42.76%, Fe/C+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>+O<sub>3</sub> 组合工艺为 57.24%. 优化可知, Fe/C+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>+O<sub>3</sub> 组合工艺可有效氧化实际兽药废水, 废水 COD 的大幅下降为后续的生物处理奠定了基础.

**关键词:** 兽药废水; 铁碳微电解; 双氧水; 臭氧; 工艺优化

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 1006-7930(2017)03-0427-05

## Optimization of pretreatment oxidation process for high concentration veterinary antimicrobial production wastewater

BO Longli<sup>1</sup>, HAN Haixia<sup>1</sup>, ZHANG Yucui<sup>2</sup>, JIA Xiaolan<sup>1</sup>, SUN Shaoyuan<sup>1</sup>, JING Zhiqiang<sup>1</sup>

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an Univ. of Arch. & Tech., Xi'an 710055, China;

2. Yixing New World Environmental Protection Equipment Co., Ltd, Yixing, 214211, China)

**Abstract:** For real biorefractory veterinary medicine wastewater with high concentration, the oxidative effects of Fe/C micro-electrolysis, O<sub>3</sub> oxidation, Fe/C + O<sub>3</sub>, Fe/C + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and Fe/C + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + O<sub>3</sub> different processes were evaluated for the pretreatment of veterinary wastewater. The experimental results demonstrated that the optimum reaction time for Fe/C was 2 h, 3 h of reaction time and pH 9 of initial wastewater were optimized for O<sub>3</sub> oxidation, and optimal H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dosage was 6 mL/L. Under the optimal conditions, the COD removal rates of veterinary wastewater reached 21.71%, 42.76% and 57.24% for Fe/C, Fe/C + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and Fe/C + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + O<sub>3</sub> processes respectively. The optimization of the process indicated that Fe/C + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + O<sub>3</sub> combined process could oxidize the veterinary wastewater effectively, and a sharp decrease of COD value was beneficial to further biological treatment.

**Key words:** veterinary medicine wastewater; Fe/C micro-electrolysis; H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>; O<sub>3</sub>; process optimization

我国现已成为继美国之后的第二大兽药消费国<sup>[1]</sup>, 随着兽药的大量生产, 与此伴随的是大量兽药废水的产生, 废水成分复杂多样, COD 和含盐量高, 而且可生化性差难以直接进行生物处理<sup>[2]</sup>, 因此对于后期的生物处理而言预先降低废水 COD 和提高其可生化性是必不可少的环节. 目前对于生物难降解的废水主要采用铁碳(Fe/C)微电解<sup>[3]</sup>、臭氧(O<sub>3</sub>)氧化<sup>[4-5]</sup>和 Fenton 氧化<sup>[6-8]</sup>等工艺处理来降低 COD, 同时通过氧化以提高废水的可生化性. Fe/C 微电解工艺简单、操作方便、可达到以废治废的目的, 近年来受到广泛的关注; 但其必须在酸性条件下反应, 而且长时间运行后铁碳会板结与钝化, 从而影响处理效果. O<sub>3</sub> 氧化具有反应迅

速, 流程简单, 没有二次污染等优点, 但生产 O<sub>3</sub> 的电耗较高, 每公斤臭氧约耗电 20~35 度<sup>[9]</sup>. Fenton 氧化能有效氧化传统处理技术无法去除的难降解有机物, 其处理有机废水反应迅速而氧化彻底, 但高价的 Fenton 试剂会导致废水处理成本很高, 且处理后的废水容易返色.

上述提及的单独氧化预处理工艺虽然都可以有效去除有机废水中的 COD, 但不可避免地存在一些不足, 因此实际工程应用中多采用氧化技术的联合来获得更好的处理效果. Fe/C 与 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 联合工艺由于铁碳微电解处理后的废水中含有大量的 Fe<sup>2+</sup>, 可与 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 组成 Fenton 试剂, 进一步有效地氧化去除废水中的 COD, 同时节约了铁盐成

收稿日期: 2016-07-21

修改稿日期: 2017-05-20

基金项目: 陕西省教育厅专项科研项目基金资助项目(12JK0640)

作者简介: 卜龙利(1973—), 男, 博士, 副教授, 主要从事废水的深度处理与回用, 以及气态污染物的高级氧化. E-mail: bolongli@xauat.edu.cn

本. 然而, 实际兽药废水成分多变、高盐、高 COD 和难生物降解的特性使得氧化预处理工艺形式多样, 且运行中存在参数优化与调整、氧化效果差等技术问题, 因此探寻一套合适的兽药废水预处理氧化工艺就显得尤为迫切和重要<sup>[10]</sup>.

本文在研究单独氧化工艺处理效果基础上, 考察了  $\text{Fe/C} + \text{H}_2\text{O}_2$ 、 $\text{Fe/C} + \text{O}_3$  和  $\text{Fe/C} + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{O}_3$  等组合工艺对实际兽药废水的处理效果, 工艺优化基础上寻求最佳的氧化预处理方案, 从而为实际高浓度、难降解兽药废水的预处理提供一定的理论参考依据.

## 1 实验部分

### 1.1 实验废水来源及水质

实验废水取自某兽药生产厂, 分别是替米考星、氟苯尼考和喹乙醇废水, 三种废水等体积混合后为实验混合水样, 相关水质指标如表 1 所示. 混合后水样呈红褐色, 偏酸性, 高 COD 值和高含盐量, 其  $\text{BOD}_5/\text{COD}$  为 0.031 3, 可生化性差.

表 1 兽药废水水质指标

Tab. 1 Relative parameters of veterinary medicine wastewaters

水样	pH	COD	BOD <sub>5</sub>	盐度
		mg · L <sup>-1</sup>		
氟苯尼考	4.03	51 954	4 305	10 000
替米考星	7.69	87 305	4 235	73 850
喹乙醇	7.94	371 276	3 970	15 350
混合水样	5.18	137 200	4 295	31 785

注: 以上检测值均是测定三次后的平均值.

### 1.2 试剂与仪器

过氧化氢, 分析纯, 天津市化工有限公司; 重铬酸钾、葡萄糖, 分析纯, 天津市福晨化学试剂厂; 硫酸亚铁铵, 分析纯, 天津市化学试剂三厂; 分析纯级的氯化铵, 天津市津北精细化工有限公司; 氢氧化钠, 分析纯, 天津市科密欧化学试剂有限公司; 盐酸, 分析纯, 天津化工厂; 分析纯级的聚丙烯硫脲, 上海试剂一厂; 椭圆形铁碳球,  $1 \text{ cm} \times 3 \text{ cm}$ , 山东龙安泰环保科技有限公司.

WH 型臭氧发生器, 南京沃环科技实业有限公司; AR224CN 型电子天平, 奥豪斯仪器(上海)有限公司; S9 溶解氧测定仪, 梅特勒-托利多仪器有限公司; 雷磁 PHS-3C 型 pH 计, 上海大普仪器有限公司; 超静音可调式气泵, 广东海利集团有限公司; SHB-III 型循环水式多用真空泵, 郑州长城科工贸有限公司.

### 1.3 实验方法

氧化工艺的优化分为一级、二级和三级氧化, 具体的工艺流程如图 1 所示.

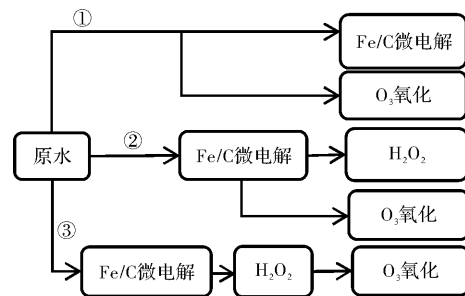


图 1 兽药废水氧化预处理工艺流程图

Fig. 1 The oxidative pretreatment process diagram of veterinary wastewater

#### 1.3.1 二级联合氧化实验

(1)  $\text{Fe/C} + \text{H}_2\text{O}_2$  实验:  $\text{Fe/C}$  微电解反应结束后, 将废水倒入另一烧杯中, 调节 pH 为 4 左右, 然后加入适量  $\text{H}_2\text{O}_2$  (30%) 并曝气 2 h, 然后用  $1 \text{ mol/L NaOH}$  调节 pH 值至 8~9 之间, 静置沉淀后取上清液并过滤, 逐级稀释 500 倍后予以测试.

(2)  $\text{Fe/C} + \text{O}_3$  实验: 将  $\text{Fe/C}$  微电解 2 h 后的水样等体积分为三份, 调节 pH 分别为 3.98、8、9 和 10 后通入  $\text{O}_3$ , 氧化 3 h 后用  $\text{NaOH}$  调节 pH 至 8~9, 静置沉淀后取上清液过滤、稀释后测试分析.

#### 1.3.2 三级联合氧化实验

$\text{Fe/C} + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{O}_3$  实验:  $\text{Fe/C}$  反应 2 h 后的出水中加入  $6 \text{ mol/L}$  的  $\text{H}_2\text{O}_2$ , 曝气 2 h 后将反应液 pH 调为 9, 然后通入  $\text{O}_3$  氧化 3 h, 再次调节溶液 pH 至 8~9, 静置沉淀后取上清液过滤、逐级稀释 500 倍后测试分析.

### 1.4 分析方法

兽药废水可生化性的评价采用  $\text{BOD}_5/\text{COD}$  值法. 其中, 废水 COD 值采用重铬酸钾氧化法测定,  $\text{BOD}_5$  采用五日生化培养法测定, 废水盐度采用重量法测定, 废水 pH 值用 pH 计测定.

## 2 结果与讨论

### 2.1 一级单独氧化

#### 2.1.1 $\text{Fe/C}$ 微电解

不同曝气时间下  $\text{Fe/C}$  微电解对废水 COD 的氧化去除效果如图 2 所示.

由图 2 可知, COD 的去除率先是增加然后下降; 曝气反应 2 h 时, 废水 COD 值由  $137\ 200 \text{ mg/L}$  降

至 94 080 mg/L, COD 去除率为 31.43%; 2 h 之后 COD 去除率下降. 分析认为是由于铁和碳之间存在 1.2 V 的电极电位差, 在其作用空间内构成一个电场; 随着曝气时间的延长, 阴极反应生成大量新生态的[H]和[O], 这些活性成分在酸性条件下均能与废水中的有机物发生氧化还原反应而使它们发生断链降解, 从而降低废水的 COD; 而阳极反应会生成大量的  $\text{Fe}^{2+}$ , 进而氧化成  $\text{Fe}^{3+}$  而形成絮凝剂, 从而吸附废水中的悬浮或胶体态微小颗粒及高分子有机物, 进一步降低废水的 COD<sup>[11]</sup>. 然而, 曝气反应时间过长, 大分子有机物分解成易于被重铬酸钾氧化的小分子有机物, 所以 3 h 的 COD 值升高. 综合考虑, 研究确定 Fe/C 微电解的最佳曝气反应时间为 2 h.

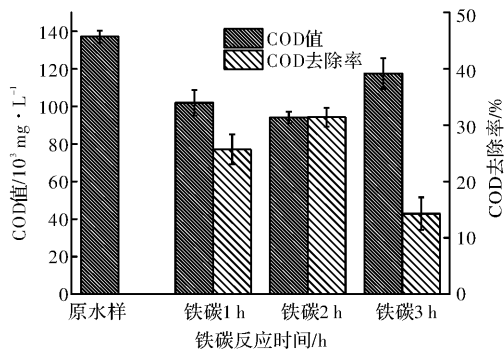


图 2 曝气反应时间对 Fe/C 氧化效果的影响  
Fig. 2 The effect of aeration time on Fe/C oxidation of veterinary wastewater

2.1.2  $\text{O}_3$  氧化

$\text{O}_3$  是一种强氧化性气体, 可以将有毒、难生物降解有机物环状分子或长链分子的部分氧化断裂, 从而使大分子物质变成小分子物质, 生成易于生化降解的物质. 因此, 不同有机废水的处理中多采用  $\text{O}_3$  氧化<sup>[12]</sup>. 本文考察了氧气流量 1 L/min, 臭氧产量为 3.6 g/h 下反应进行 2 h、3 h 和 4 h 时兽药废水 COD 的变化, 结果如表 2 所示.

表 2 不同臭氧反应时间下废水 COD 的去除效果  
Tab. 2 The removal of COD under different  $\text{O}_3$  reaction time

臭氧反应时间	原水样	2 h	3 h	4 h
COD 值/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	137 200	105 840	148 960	215 600
COD 去除率/%	/	22.86	-8.57	-157.14

由表 2 可知, 通入  $\text{O}_3$  反应 2 h 后废水 COD 的去除率为 22.86%, 继续通入  $\text{O}_3$  反应废水 COD 值反而大幅升高. 分析认为, 开始通入臭氧时, 易于降解的物质, 譬如分子结构中存在较多

的羟基、羰基、醛基等官能团类有机物将首先被氧化, 因此 2 h 反应后有一定的 COD 去除率, 但是去除率并不高, 这与  $\text{O}_3$  直接氧化有机物的选择性、低反应速率特性有关<sup>[5]</sup>; 反应 3 h 或 4 h 后废水 COD 值升高, 推测是随着反应时间的延长,  $\text{O}_3$  将那些大分子难降解的有机物进一步分解了, 而分解产物相比于大分子难降解的有机物更容易被  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  氧化, 所以废水的 COD 去除率是负值. 由此可知,  $\text{O}_3$  具有很强的氧化能力, 但考虑建设成本与运营费用等因素, 实验选取  $\text{O}_3$  反应的最佳时间为 3 h.

2.2 二级联合氧化

2.2.1  $\text{Fe/C} + \text{H}_2\text{O}_2$  氧化

Fe/C 微电解后会产生  $\text{Fe}^{2+}$ , 而  $\text{Fe}^{2+}$  和  $\text{H}_2\text{O}_2$  会组成 Fenton 试剂氧化污染物, 从而对废水进行二级氧化降解. 实验考察了不同  $\text{H}_2\text{O}_2$  投加量下兽药废水的  $\text{Fe/C} + \text{H}_2\text{O}_2$  氧化去除效果, 结果如图 3 所示.

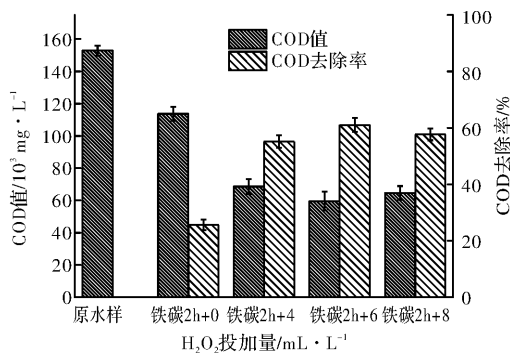


图 3  $\text{H}_2\text{O}_2$  投加量对 COD 去除的影响  
Fig. 3 The effect of  $\text{H}_2\text{O}_2$  dosage on COD removal

由图 3 可知, 铁碳 2 h 后废水 COD 去除率达到 25.64%, 滴加  $\text{H}_2\text{O}_2$  后废水 COD 去除率进一步升高; 但是, 随着  $\text{H}_2\text{O}_2$  投加量的增加, 废水 COD 的去除率是先增大而后略有下降. 在  $\text{H}_2\text{O}_2$  投加量为 6 mL/L 时, 废水 COD 去除率达到最大, 其值为 61.03%;  $\text{H}_2\text{O}_2$  投加量为 8 mL/L 时, 废水 COD 的去除率下降为 57.69%. 分析认为,  $\text{H}_2\text{O}_2$  被  $\text{Fe}^{2+}$  催化分解生成羟基自由基( $\cdot\text{OH}$ )并引发产生更多的活性自由基, 反应所生成的强氧化性  $\cdot\text{OH}$  能够进攻有机污染物分子, 将其氧化为  $\text{CO}_2$  和  $\text{H}_2\text{O}$  等无机物质; 此外, Fenton 试剂还会产生铁水络合物而起到絮凝作用, 两者共同作用下使得废水 COD 值大大降低. 然而, 当  $\text{H}_2\text{O}_2$  含量相对过多时, 在反应刚开始就会将  $\text{Fe}^{2+}$  迅速氧化成  $\text{Fe}^{3+}$ , 使氧化反应在  $\text{Fe}^{3+}$  催化下进行; 而过多的  $\text{H}_2\text{O}_2$  会和反应体系中高活性的

·OH 反应生成  $\cdot\text{H}_2\text{O}^{[13]}$ , 而  $\cdot\text{H}_2\text{O}$  的氧化活性远低于  $\cdot\text{OH}$ , 这样既降低了  $\text{H}_2\text{O}_2$  的利用率, 又抑制了  $\cdot\text{OH}$  的生成. 因此, 本实验  $\text{H}_2\text{O}_2$  的最佳投加量为 6 mL/L.

### 2.2.2 Fe/C+O<sub>3</sub> 氧化

对 Fe/C 曝气 2 h 后的出水进行 O<sub>3</sub> 氧化 3 h, 调节废水 pH 以考察 O<sub>3</sub> 氧化对反应液 pH 的要求, 实验结果如图 4 所示.

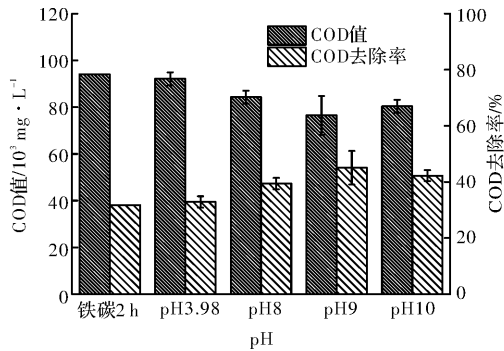


图4 pH对Fe/C+O<sub>3</sub>去除废水COD效果的影响

Fig. 4 The effect of pH on COD removal of veterinary wastewater by Fe/C+O<sub>3</sub> oxidation

由图4可知, Fe/C微电解2h后废水COD的去除率为31.8%, 通入O<sub>3</sub>氧化3h后废水COD的去除率都有所增大, 这是因为Fe/C出水中的污染物继续和O<sub>3</sub>反应或者是和生成的 $\cdot\text{OH}$ 反应的缘故. 碱性条件下废水COD的去除率要高于酸性条件, 且在pH9时达到最大的45.07%. 分析认为, 酸性条件下主要发生O<sub>3</sub>直接氧化反应, O<sub>3</sub>具有很强的选择性, 主要进攻有机物中的双键部分, 使得双键断裂而生成小分子羧酸或者醛类, 但很难将有机物彻底矿化; 碱性条件下, O<sub>3</sub>分解速率增加而产生了氧化性更强的羟基自由基( $\cdot\text{OH}$ ), 它能够与大多数难降解的有机物反应而生成小分子化合物或者完全矿化为CO<sub>2</sub>和H<sub>2</sub>O<sup>[14]</sup>. 因此, 实验确定O<sub>3</sub>氧化的最佳反应液pH为9, 这与王

英健<sup>[15]</sup>的研究结果是一致的.

### 2.3 Fe/C+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>+O<sub>3</sub> 三级氧化

上述研究基础上, 实验考察了Fe/C微电解曝气2h、投加6 mL/L的H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>曝气2h、反应液pH为9下O<sub>3</sub>氧化3h的三级氧化效果, 各级工艺对兽药废水COD的去除效果如图5所示.

从图5可知, Fe/C微电解2h后出水的COD值为116 620 mg/L, 去除率为21.71%; 继续加入H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>之后的COD值降为85 260 mg/L, 去除率累计为42.76%; 最后通入O<sub>3</sub>氧化后, COD进一步下降到63 700 mg/L, COD总去除率提高到57.24%. 兽药废水经Fe/C曝气反应2h后投加H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>可进一步氧化有机物, 从而避免了Fe/C持续曝气去除效果下降的缺陷, 而且相较于一般直接投加Fenton试剂还节约了铁盐成本; 继续通入O<sub>3</sub>氧化, 更进一步地去除废水中的污染物. 通过一、二、三级的氧化工艺优化, 最终确定兽药废水氧化预处理的最佳工艺组合为Fe/C+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>+O<sub>3</sub>.

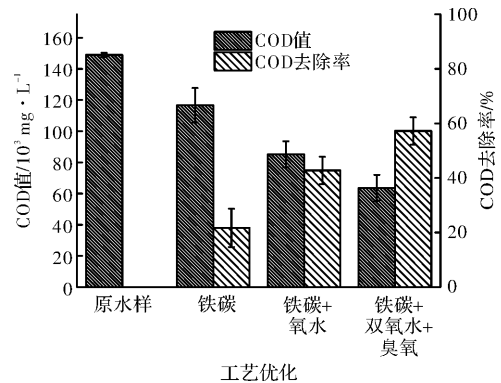


图5 不同氧化工艺下废水COD的去除结果

Fig. 5 COD removals of veterinary wastewater under different combined processes

### 2.4 可生化性分析

氧化预处理后的废水能否直接进行生物降解, 一个重要的指标就是其可生化性, 表3给出了各级氧化工艺处理后兽药废水的可生化性结果.

表3 不同氧化工艺处理后兽药废水的可生化性情况

Tab. 3 The biodegradability of veterinary wastewater after different oxidative processes

	原水样	Fe/C	Fe/C+O <sub>3</sub>	Fe/C+H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Fe/C+H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> +O <sub>3</sub>
COD/mg · L <sup>-1</sup>	148 960	116 620	76 440	85 260	63 700
BOD <sub>5</sub> /mg · L <sup>-1</sup>	4 295	4 360	4 325	4 295	4 250
BOD <sub>5</sub> /COD	0.029	0.037	0.056	0.050	0.067

从表3可知, 各级工艺处理后出水的BOD<sub>5</sub>值与原水相比几乎没有变化, 说明废水中仍然以难生物降解的兽药物质为主, 可生物降解有机物含

量的变化还不足以影响BOD<sub>5</sub>值; BOD<sub>5</sub>/COD值的升高是由于废水COD值的下降所致, 氧化预处理后废水的可生化性依然很差. 因此, 应在厌氧生

物处理前增设水解酸化池,加大污泥回流比并引入生活污水以进一步提高废水的可生化性。

### 3 结论

(1) 实验研究表明,各级氧化工艺对兽药废水的处理均有一定的效果,废水 COD 去除率为 30%~60%左右;单独氧化处理工艺中,Fe/C 微电解宜在酸性条件下反应,臭氧氧化适宜在碱性(pH=9)条件下进行。

(2) Fe/C+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>+O<sub>3</sub> 组合工艺较单独氧化以及二级联合氧化工艺表现出更好的 COD 去除效率,因此确定其为最佳的工艺方案;工艺的联合处理可以弥补各自工艺的不足,而且运行稳定,是高浓度兽药废水的有效处理方法。

(3) 各级工艺氧化后的出水中 COD 降低了,但废水中难生物降解的物质仍然很多,因此可以在生物处理前段增设水解酸化池,将大分子难降解的有机物通过厌氧酸化转化为小分子物质;另外可在生化处理中投加营养物质,如葡萄糖、淀粉等。

### 参考文献 References

- [1] 伦海波. Fe/C 微电解-Fenton-生化组合工艺处理抗生素废水研究[D]. 秦皇岛:燕山大学,2014:11-15.  
LUN Haibo. The study of combined process of Fe/C microelectrolysis-Fenton-biochemical in antibiotic wastewater treatment[D]. Qinhuangdao: Yanshan University, 2014:11-15.
- [2] 肖磊. 生产泰妙菌素工业废水中难降解污染物的回收与处理[D]. 武汉:武汉工程大学,2013:1-3.  
XIAO Lei. Pollutant treatment in tiamullin industrial wastewater[J]. Wuhan: Wuhan Institute of Technology, 2013:1-3.
- [3] 袁书保. 铁碳微电解预处理制药废水实验研究[D]. 武汉:武汉科技大学,2015:32-33.  
YUAN Shubao. Iron carbon inner electrolysis process experimental study of pharmaceutical wastewater treatment[D]. Hubei: Wuhan University of Science and Technology, 2015:32-33.
- [4] 高峰,秦冰,桑军强. 臭氧氧化处理炼油废水的生化处理出水[J]. 工业用水与废水,2009,40(1):48-50.  
GAO Feng, QIN Bing, SANG Junqiang. Treatment of refinery wastewater effluent after biochemical treatment by ozone oxidation process[J]. Industry Water & Wastewater, 2009, 40(1):48-50.
- [5] 桂玉明. 用臭氧法处理焦化废水的研究[D]. 鞍山:辽宁科技大学,2008:21-26.  
GUI Yuming. Study on utilizing ozone treatment of coking wastewater[D]. Anshan: Liaoning: Liaoning University of Science and Technology, 2008:21-26.
- [6] LUCAS Marco S, BELTRÁN-HEREDIA J, Sanchez-Martin J. Treatment of high strength olive mill wastewater by Fenton's reagent and aerobic biological process[J]. Toxic/Hazardous Substance & Environmental Engineering, 2013, 48(8):954-962.
- [7] 王儒珍,郎春燕,李德豪,等. Fenton 氧化预处理碳九树脂废水[J]. 环境化学,2013,32(10):1931-1935.  
WANG Ruzhen, LANG Chunyan, LI Dehao, et al. Fentonoxidation pretreatment of carbon nine resin wastewater [J]. Environmental Chemistry, 2013, 32(10):1931-1935.
- [8] 李海松,闫阳,买文宁,等. 铁碳微电解-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 耦合联用的类 Fenton 法处理浆造纸废水[J]. 环境化学,2013,32(12):2303-2305.  
LI Haisong, YAN Yang, MAI Wenning, et al. Pulb paper-making wastewater treatment by Fe/C-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> coupling combination[J]. Environmental Chemistry, 2013, 32(12):2303-2305.
- [9] SEVEN. 臭氧氧化法在废水处理工程中的应用[DB/OL]. [2015-3-19]. [http://www.cps88.cn/Article/cyyhgzfzscglgzdy\\_1.html](http://www.cps88.cn/Article/cyyhgzfzscglgzdy_1.html).  
SEVEN. The application of ozone oxidation in wastewater treatment engineer-ing[DB/OL]. [2015-3-19]. [http://www.cps88.cn/Article/cyyhgzfzscglgzdy\\_1.html](http://www.cps88.cn/Article/cyyhgzfzscglgzdy_1.html).
- [10] 卢信,罗柱,高岩,等. 畜禽养殖废水中抗生素和重金属的污染效应及其修复研究进展[J]. 江苏农业学报,2014,30(3):676-677.  
LU Xin, LUO Zhu, GAO Yan, et al. A review in ecotoxic effect of antibiotics and heavy metals co-contamination in livestock polutry breeding wastewater and its remediation [J]. Jiangsu Journal of Agriculture, 2014, 30(3):676-677.
- [11] 程婷,李海松,王敏,等. 铁碳微电解/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 耦合类 Fenton 法深度处理制药废水[J]. 环境工程学报,2015,9(4):1754-1755.  
CHENG Ting, LI Haisong, WANG Min, et al. Advanced treatment of pharmaceutical wastewater by iron-carbon microelectrolysis combined with H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2015, 9(7):1754-1755.
- [12] 高湘,王瑞,刘娟. 光催化微 O<sub>3</sub> 氧化饮用水中腐殖质研究[J]. 西安建筑科技大学学报(自然科学版),2006,38(2):281-282.  
GAO Xiang, WANG Rui, LIU Juan. Study on photocatalytic oxidation of humicsubstance in drinking water by micro-ozone[J]. J. Xi'an Univ. of Arch. & Tech. (Natural Science Edition), 2006, 38(2):281-282.
- [13] SCHRANK S. G, SANTOS J. N. R, SOUZA D. S, et al. Decolourisation effects of Vat Green 01 textile dye and textile wastewater using H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV process [J]. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, 2007, 186(2):125-129.
- [14] 刘颖. 臭氧氧化处理废乳化液试验研究[D]. 成都:西南交通大学,2013:35-37.  
LIU Yin. Experimental study of the ozone oxidation of high concertation waste emul-sion [D]. Chengdu: Southwest Jiaotong University, 2013:35-37.
- [15] 王英健. 臭氧氧化法提高稠油污水的可生化性[J]. 工业安全与环保,2010,36(3):31-33.  
WANG Yingjian. The improvement of the sewage biodegradability by the ozone oxidation [J]. Industrial Safety and Environmental Protection, 2010, 36(3):31-33.

(编辑 吴海西)