

UV/O₃ 协同深度去除化工园区生化尾水有机物

张静超, 尤仁金, 朱文德, 陈志冬, 赵海舰, 刘田田, 赵贤广*
(南京工业大学环境科学与工程学院, 江苏 南京 210009)

摘要:采用 UV、O₃ 和 UV/O₃ 3种方法处理化工园区污水处理厂实际生化尾水, 考察了 UV 灯功率、照射时长、O₃ 投加量和反应初始 pH 等因素对反应过程的影响。结果表明, UV/O₃ 的处理效果大于 UV 和 O₃ 处理效果的总和, 具有协同效应; 在 UV 灯功率为 16 W、O₃ 体积浓度为 0.6 mL/min、初始 pH=7.1、照射时长 120 min 的条件下, 尾水 COD 从 82.3 mg/L 降至 49.5 mg/L, COD 去除率达 40%, 达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中的一级 A 标准。

关键词: UV/O₃; 协同效应; 深度处理; 生化尾水

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 0253-4320(2020)S-0166-04

DOI: 10.16606/j.cnki.issn.0253-4320.2020.S.036

Deep removal of organic matters in biochemical tail-water from chemical parks by UV/O₃

ZHANG Jing-chao, YOU Ren-jin, ZHU Wen-de, CHEN Zhi-dong, ZHAO Hai-jian,
LIU Tian-tian, ZHAO Xian-guang*

(School of Environmental Science and Engineering, Nanjing Tech University, Nanjing 210009, China)

Abstract: Three methods, including UV, O₃ and UV/O₃, are separately used to treat with actual biochemical tail-water of the sewage treatment plant in a chemical industrial park. Influences of UV lamp power, irradiation time, O₃ dosage and reaction initial pH on the reaction are explored. The results show that the treatment effect by UV/O₃ is larger than the sum of that by UV and O₃, representing a synergistic effect. The content of COD in tail water drops from 82.3 mg·L⁻¹ to 49.5 mg·L⁻¹, with a removal rate of 40% when the power of UV lamp is 16 w, the dosage of O₃ is 0.6 mL·min⁻¹, the initial pH is 7.1, and the duration of irradiation is 120 min. The effluent reaches grade A of China's Discharge Standard of Pollutants for Municipal Wastewater Treatment Plant (GB 18918—2002).

Key words: UV/O₃; synergistic effect; deeply processing; biochemical tail-water

化工园区产污水企业和污水处理厂废水中的 COD 主要以难降解的有机污染物为主^[1]。目前化工园区污水处理厂普遍采用生化处理工艺, 由于来水 BOD₅/COD 低, 可生化性差, 接管废水中难降解有机污染物难以再通过生化处理达到很好的降解效果, 不可避免地导致生化尾水达标排放不稳定, 由此引发的水环境污染事故时有发生^[2-3]。随着“水十条”的实施, 对化工园区污水处理厂尾水达标排放的监管进一步加强, 较多园区污水处理厂需要进行提标改造, 因此, 对生化尾水进行深度处理势在必行^[4]。

紫外(UV)氧化技术是利用 UV 和氧化剂的协同作用使污水中的有机污染物降解^[5], 是一种环保的氧化技术。臭氧(O₃)是常用的水处理强氧化剂, 也是氧化性极强的催化剂, 能使污水中的大分子有机污染物分解成小分子有机物, 但直接氧化为 CO₂

和 H₂O 的能力较弱。通常情况下, O₃ 氧化以直接氧化为主^[6]。近年来, 一些学者采用 UV 对 O₃ 进行强化, 促进 O₃ 分解出更多的羟基自由基(·OH), 提高 O₃ 的氧化能力和利用效率。刘鲁建等^[7]采用 UV/O₃ 对印染废水进行深度处理, 原水色度为 300 倍, COD 为 300 mg/L, 处理后其去除率可分别达 97% 和 90%。刘旭等^[8]采用 UV/O₃ 工艺作为深度处理或三级处理方案运行后, 工业园区生化尾水可达标排放, 而单独使用 UV 技术不能满足要求。陈祥佳等^[9]对 UV/O₃ 氧化焦化废水尾水进行了分析, 结果表明, UV/O₃ 的氧化能力强于重铬酸钾, 除有机物被氧化外, 尾水中的 NH₄⁺-N 也能被氧化。陈颖等^[10]研究了 UV/O₃ 法对采油废水的深度处理, 处理 1 h 后有机物浓度降解率可达 90% 以上, UV/O₃ 法对废水深度处理比普通 O₃ 法更具有优势。研究表明, UV/O₃ 法处理后尾水中难降解有机物残留

收稿日期: 2020-03-16; 修回日期: 2020-06-01

作者简介: 张静超(1993-), 男, 硕士生, 研究方向为水污染控制理论与技术, 15151813705, zjc24103@163.com; 赵贤广(1968-), 男, 教授, 硕士生导师, 研究方向为工业污染控制新技术研发及工程应用, 通讯联系人, zxcg174@163.com。

少,适当延长氧化时间,可将难降解有机物较彻底地氧化,而 O₃ 氧化后尾水中难降解有机物仍残留较多^[11]。

目前采用 UV/O₃ 法处理生化尾水的报道较多,但针对化工园区复杂废水深度处理的研究较少。因此本文以某大型化工园区污水处理厂尾水为对象,开展 UV/O₃ 协同深度处理的研究,为化工园区废水处理提标改造达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中的一级 A 标准(以下简称“一级 A 标准”)提供技术支撑。

1 实验部分

1.1 原水水质

实验采用的废水水样取自南京某新材料产业园(国家级化学工业园)污水处理厂生化尾水。采集的尾水水样经过 48 h 的自然沉降后,取上清液备用。尾水水样的指标分析见表 1。

表 1 尾水水样指标分析

指标	平均值	园区污水处理厂尾水排放标准 (DB 32/939—2006)一级标准	一级 A 标准
pH	7.1	6.0~9.0	6.0~9.0
COD _{Cr} /(mg·L ⁻¹)	82.3	80	50

由表 1 可知,该园区污水处理厂生化尾水 COD 略有超标,需进一步深度处理才能达到园区排放标准,但与一级 A 标准还存在较大差距。随着环保政策的日益严格,目前许多省市已要求工业集中区污水排放执行一级 A 标准。因此本研究通过 UV 协同 O₃ 处理化工园区污水处理厂生化尾水,探索使 COD 直接达到一级 A 标准的可行性,即 COD<50 mg/L。

1.2 试剂和仪器

重铬酸钾、浓硫酸、NaOH、浓 HCl、硫酸亚铁(FeSO₄·7H₂O)、硫酸亚铁铵[(NH₄)₂Fe(SO₄)₂·6H₂O]、硫酸银、硫酸汞,均为分析纯。

pHB-4 型便携式 pH 计,上海仪电科学仪器股份有限公司;JW-20 型臭氧发生器,徐州九洲设备制造有限公司;KHCOD-8Z 型标准 COD 消解装置,南京科环分析仪器有限公司。

1.3 实验装置

实验装置如图 1 所示,臭氧发生器产生的 O₃ 经流量计调节投加量进入反应装置内,并在反应装置的底部通过曝气头均匀布气,与尾水水样充分混匀,反应过程溢出的 O₃ 尾气由反应器上方导管连接集气罩排出。

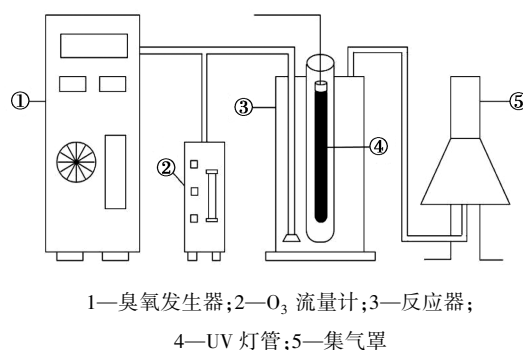


图 1 实验装置示意图

反应装置由内外两层反应器组成,用于研究 UV、O₃ 和 UV/O₃ 3 种体系下尾水处理的效果。外层反应器是一个直径 154 mm、高 620 mm 的容器,下接装置底座,形成密闭圆柱,内装石英套管,上部由泡沫板连接,固定反应器和套管,能够容纳约 8 L 的生化尾水。外层反应器材质为有机玻璃,可以有效吸收、拦截 UV,防止其外泄。石英套管为直径 54 mm、高 650 mm 的圆柱形套管,管内放置 UV 灯管,并确保 UV 可以有效穿过,到达套管和外层反应器夹层的反应区域,以激发反应的发生。

1.4 实验方法

1.4.1 UV 处理生化尾水

取水样 8 L 作实验用水,分 5 组进行,每组分别使用功率为 6、8、10、12、16 W 的 UV 灯对水样进行照射,照射时长 3 h,每间隔 30 min 取水样分析 COD,探究 UV 功率与降解 COD 的关系。选取处理 COD 效果最佳功率的 UV 灯延长照射时间,考察时长对降解 COD 的影响。

1.4.2 O₃ 处理生化尾水

设定 O₃ 进气流量分别为 0.2、0.4、0.6、0.8 和 1.0 mL/min,反应时长 3 h,每间隔 30 min 取水样分析 COD,考察 O₃ 投加量对 COD 去除效果的影响。

1.4.3 UV/O₃ 处理生化尾水

设定初始 pH = 3、5、7、9 和 11,考察酸碱度对 UV/O₃ 降解 COD 的影响。对 UV 功率、O₃ 投加量和反应时长等参数进行优化。

1.4.4 氧化方式分析比较

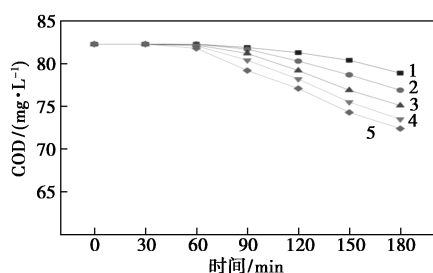
对比分析 UV、O₃ 和 UV/O₃ 3 种不同氧化体系的 COD 去除效果,选择最佳处理工艺。

2 结果与讨论

2.1 UV 处理效果

2.1.1 UV 功率的影响

不同功率 UV 灯对 COD 去除率的影响见图 2。



1—6 W;2—8 W;3—10 W;4—12 W;5—16 W

图 2 UV 功率对降解 COD 的影响

由图 2 可见,经过 3 h 和不同功率的 UV 灯照射,尾水 COD 略有下降。反应后 1 h 左右才初现下降趋势,且 UV 灯功率越大下降趋势越明显;16 W UV 灯照射 3 h 后,尾水 COD 由 82.3 mg/L 降至 74.4 mg/L,去除率为 9.6%,降解 COD 能力有限。原因可能是化工园区污水处理厂生化尾水中难降解有机物较多,单独使用 UV 法很难产生较多的氧化基来降解 COD。

2.1.2 UV 照射时长的影响

取 8 L 水样,选择 16 W UV 灯对尾水进行照射,照射时长 6 h,每间隔 30 min 取样分析 COD,不同照射时长对降解 COD 的影响见图 3。

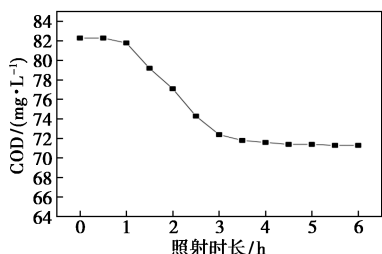


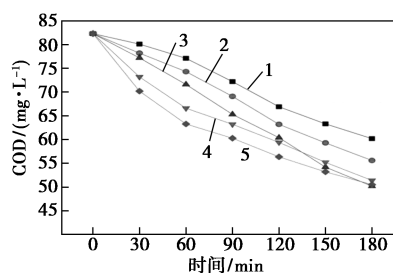
图 3 UV 照射时长对降解 COD 的影响

由图 3 可见,UV 照射前 1 h 内 COD 无明显变化,照射 1 h 后才初现下降趋势;1~3 h 内,COD 从 81.8 mg/L 降至 74.4 mg/L,去除率为 9%,有机物降解速率相对较快;继续延长照射时长,COD 下降不明显,3~6 h 内 COD 从 74.4 mg/L 降至 72.3 mg/L,去除率仅有 2.8%。可知反应前 3 h 是 UV 照射有效降解 COD 的主要工作时段。

2.2 O₃ 处理效果

不同 O₃ 投加量对降解 COD 的效果见图 4。

图 4 表明,在不同 O₃ 投加量下,随着反应时间的增加,尾水 COD 均呈现出线性下降的趋势,但下降速率不同。反应 180 min 后,在 O₃ 投加量分别为 0.6、0.8 和 1.0 mL/min 时,处理后尾水 COD 依次为 50.2、51.4 和 50.5 mg/L,均接近一级 A 标准。



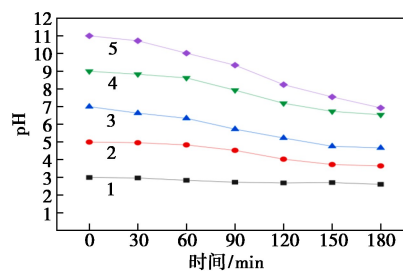
1—0.2 mL·min⁻¹;2—0.4 mL·min⁻¹;3—0.6 mL·min⁻¹;
4—0.8 mL·min⁻¹;5—1.0 mL·min⁻¹

图 4 O₃ 投加量对 COD 降解的影响

当 O₃ 量达 0.8 和 1.0 mL/min 时,COD 降解速率变缓。其原因可能是由于 O₃ 在水中的溶解度小,容易达到饱和^[12];此外,O₃ 投加量加大后,尾水中·OH 增多,相互碰撞重新形成 O₃ 的几率增大^[13],导致氧化降解效果出现下降。因此从成本控制和氧化降解效果两方面考虑,确定最佳 O₃ 投加量为 0.6 mL/min。

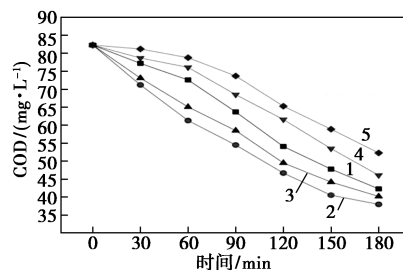
2.3 UV/O₃ 协同处理效果

实验条件为尾水 COD 初始浓度 82.3 mg/L,采用 16 W UV 灯照射,同时 O₃ 投加量为 0.6 mL/min,用 0.1 mol/L 的 NaOH 和 HCl 调节尾水初始 pH 分别为 3、5、7、9、11,每间隔 30 min 取样。氧化降解过程中溶液 pH 的变化以及 COD 降解效果的变化分别见图 5 和图 6。



pH: 1—3;2—5;3—7;4—9;5—11

图 5 UV/O₃ 降解过程中 pH 的变化



pH: 1—3;2—5;3—7;4—9;5—11

图 6 不同初始 pH 对降解 COD 的影响

由图 5 可见,随着反应的进行,废水的 pH 呈下降趋势。当尾水在初始 pH 呈碱性的条件下,反应

3 h 时溶液呈中性或弱碱性;当初始 pH 小于 7 时,反应 3 h 后溶液 pH 增大。表明在 UV/O₃ 氧化尾水有机污染物的过程中,会产生一些酸性中间产物如羧酸等^[14-15],导致废水中的 OH⁻ 减少,pH 降低。

由图 6 可见,处理效果依次为 pH = 5 > pH = 7 > pH = 3 > pH = 9 > pH = 11,可见 UV/O₃ 在弱酸性和中性环境下氧化效果较好,强酸或碱性条件下效果相对较弱。在初始 pH 为 5 和 7、反应 2 h 时,COD 从 82.3 mg/L 降至 46.7 和 49.5 mg/L,去除率分别为 43% 和 40%;反应 3 h 时,COD 可进一步分别降低至 39.7 和 40.2 mg/L,处理效果均达到一级 A 标准,甚至达到了某些更为严格的地方标准。考虑实验对象化工园区污水处理厂的生化尾水水量大,原水 pH 已经为 7.1,调节 pH 为弱酸成本高,UV/O₃ 深度处理时可不对原水 pH 进行调节。

2.4 3 种氧化方式处理效果比较

在 COD 初始浓度 82.3 mg/L、pH = 7.1、UV 灯功率为 16 W、O₃ 投加量为 0.6 mL/min、照射时长 3 h 的条件下,UV、O₃ 和 UV/O₃ 3 种氧化方式降解尾水 COD 效果的比较见图 7。

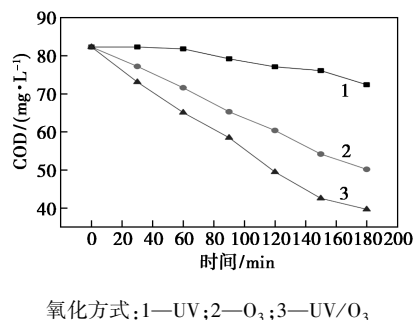


图 7 3 种氧化方式处理效果比较

由图 7 可知,UV、O₃ 和 UV/O₃ 3 种氧化方式均对尾水 COD 有一定的降解效果,但降解速率和降解性能存在明显差异。UV、O₃ 和 UV/O₃ 在反应 3 h 时,尾水 COD 浓度分别为 74.4、50.2 和 39.7 mg/L,COD 去除率分别为 9%、39% 和 51.8%;且 UV/O₃ 最快将尾水处理达到一级 A 标准,反应 2 h 后,COD 即可降至 49.5 mg/L。

为进一步分析 UV/O₃ 的协同作用,选择在 2 和 2.5 h 对 3 种氧化方式处理尾水后的 COD 值作比较。反应 2 h 时,UV、O₃ 和 UV/O₃ 的 COD 去除率分别为 6%、27% 和 40%;反应 2.5 h 时,COD 去除率分别为 8%、34% 和 49%。两个时段 UV/O₃ 的去除率都高于 UV 和 O₃ 处理效果的总和,表明 UV 和 O₃ 的耦合存在一定的协同效应^[16-17],其协同机理可能

是在 O₃ 直接氧化的同时,UV 促进了 O₃ 分解产生氧化性更强的·OH,增强了对尾水中有机物的降解,提高了降解速率,使得 COD 明显降低。

3 结论

(1) UV 处理尾水效果有限。UV 灯功率越大降解效果越好;延长照射时长对提高 COD 降解能力的影响不显著。

(2) O₃ 处理尾水的最佳投加量为 0.6 mL/min,增加投加量 COD 降解效果提升不明显。

(3) UV/O₃ 在处理 pH 呈弱酸性或中性的尾水时效果较理想。UV/O₃ 最佳处理工艺条件为 UV 灯功率 16 W、O₃ 投加量 0.6 mL/min、pH = 7.1、照射时长 120 min,COD 可降至 49.5 mg/L,达到一级 A 标准。表明采用 UV/O₃ 对化工园区污水处理厂生化尾水进行深度处理是一种有效的技术途径。

(4) UV、O₃ 和 UV/O₃ 降解尾水 COD 的能力依次为 UV/O₃ > O₃ > UV;UV/O₃ 对 COD 的降解效果高于单独 UV 和单独 O₃ 的总和,表明 UV/O₃ 存在明显的协同效应。

参考文献

- [1] 化工园区“十四五”盯紧绿色可持续[J].乙醛醋酸化工,2019,(12):44.
- [2] 王景光.化工园区智慧环保解决方法[J].智能城市,2020,6(2):129-130.
- [3] 朱辉,刘爱宝,刘娜,等.化工园区污水深度处理技术分析[J].化工管理,2020,(1):144-145.
- [4] 潘兴华,蔡国飞.Fenton+BAF 工艺在化工园区尾水深度处理中的应用[J].工业水处理,2018,38(10):98-101.
- [5] Mozia S, Janus M, Brożek P, et al. A system coupling hybrid biological method with UV/O₃ oxidation and membrane separation for treatment and reuse of industrial laundry wastewater[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2016, 23(19):145-155.
- [6] Chang X M, Dong F, Tang Z C, et al. Construction of carboxyl functional groups and their enhancement effect for methanol electrocatalytic oxidation reaction[J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2019, 50(44):1587-1597.
- [7] 刘鲁建,梅明,董俊.UV/O₃ 工艺深度降解印染废水的研究[J].化学与生物工程,2010,27(7):81-83.
- [8] 刘旭,崔康平,汪翠萍,等.高级氧化-生化深度处理工业园区生化尾水[J].环境工程学报,2016,10(8):3993-3998.
- [9] 陈祥佳,赵国保,韦朝海,等.焦化废水尾水中 UV/O₃ 氧化的组分分析及关键组分动力学[J].环境化学,2012,31(10):1502-1509.
- [10] 陈颖,孙贤波,陈强.O₃/UV 和 O₃/H₂O₂ 氧化法处理聚丙烯酰胺采油废水[J].华东理工大学学报(自然科学版),2016,42(5):658-663.

(下转第 175 页)

化作用、对 PAC 的强化混凝作用及二者的协同絮凝作用可有效促进水中 F^- 和 TOC 的同步去除。

(2) 本实验所确定的处理模拟水样的最佳工艺条件为: 调节原水 pH 为 7.0~8.0, K_2FeO_4 投加量 4.0 mg/L, 快速混合 1 min, 氧化 10 min, 加饱和亚硫酸钠溶液淬灭后絮凝反应 15 min; 调节 PAC 絮凝 pH 为 7.0~8.0, PAC 投加量 300 mg/L, 絮凝反应 15 min, 静置 30 min。该条件下 F^- 去除率可达 71.13%。

(3) 根据实验结果, 最优条件下 TOC 去除率仅为 5.25%, K_2FeO_4 -PAC 对异丙醇有一定去除作用, 但未实现高效矿化去除。

参考文献

- [1] 付宏祥, 汪诚文, 赵雪峰. 太阳能电池板生产废水污染与处理技术[J]. 节能, 2015, 34(10): 56-60.
- [2] Dubey S, Agrawal M, Gupta A B. Advances in coagulation technique for treatment of fluoride-contaminated water: A critical review[J]. Rev Chem Eng, 2019, 35(1): 109-137.
- [3] 马明, 胡文涛. 含氟废水处理方法综述[J]. 江西化工, 2011, (1): 34-36.
- [4] 夏晨娇, 唐胜强, 曹国家, 等. 太阳能电池企业含氟废水处理工程实例[J]. 中国给水排水, 2018, 34(10): 91-95.
- [5] 周武超, 付权锋, 张运武, 等. 含氟废水处理技术的研究进展[J]. 化学推进剂与高分子材料, 2013, 11(1): 45-50.
- [6] 瞿露, 付宏祥, 汪诚文, 等. 钙盐法处理太阳能电池生产含氟废水的污泥产量及成分研究[J]. 环境工程, 2014, 32(1): 147-152.
- [7] Yates B J, Zboril R, Sharma V K. Engineering aspects of ferrate in water and wastewater treatment—A review[J]. J Environ Sci Health Part A—Toxic/Hazard Subst Environ Eng, 2014, 49(14): 1603-1614.
- [8] 苗宗成, 王蕾, 霍小平, 等. 高铁酸钾/聚合硫酸铁在制革废水处理中的应用[J]. 工业水处理, 2013, 33(2): 45-47.
- [9] 张新妍, 崔建国, 李红艳, 等. K_2FeO_4 -PAC-PAM 同时去除污水中氨氮、总磷和 COD_{Cr} 的研究[J]. 应用化工, 2019, 48(10): 2358-2362.
- [10] 毛哲林. 太阳能行业含氟废水处理工程实例[J]. 中国给水排水, 2012, 28(2): 69-71.
- [11] 彭明江, 吴菊珍. 高铁酸钾处理多晶硅废水影响因素研究[J]. 工业水处理, 2016, 36(8): 48-51.
- [12] 宋同安, 苏燕彬, 张天然, 等. 多晶硅太阳能电池生产废水的除氟工艺: CN102234159A[P]. 2011-11-09.
- [13] 陈绪钰. 聚合硫酸铁去除水中氟的试验研究[J]. 中国农村水利水电, 2009, (11): 95-97.
- [14] Choi J, Kim J O, Chung J. Removal of isopropyl alcohol and methanol in ultrapure water production system using a 185 nm ultraviolet and ion exchange system[J]. Chemosphere, 2016, 156: 341-346.
- [15] 孟志国, 王金生, 付磊, 等. 湿式过氧化物氧化法处理苯酚丙酮废水研究[J]. 西安建筑科技大学学报(自然科学版), 2009, 41(4): 571-574.
- [16] Song Y L, Deng Y, Jung C I. Mitigation and degradation of natural organic matters (NOMs) during ferrate (VI) application for drinking water treatment[J]. Chemosphere, 2016, 146: 145-153.
- [17] 黄军磊, 刘国光, 王枫亮, 等. 模拟饮用水消毒过程中高铁酸钾降解叫噪美辛的动力学分析[J]. 环境化学, 2016, 35(10): 1985-1993.
- [18] 齐致哲, 余磊, 肖寒, 等. 高锰酸钾及高铁酸钾预氧化及 Al_{13} 对低温低浊水的混凝效果[J]. 净水技术, 2014, 33(2): 65-70.
- [19] Anquandah G A K, Sharma V K, Knight D A, et al. Oxidation of trimethoprim by ferrate(VI): Kinetics, products and antibacterial activity[J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(24): 10575-10581.
- [20] 程浩铭, 张翠玲, 任昊晔, 等. 化学沉淀法处理高氟废水的工艺条件优化[J]. 兰州交通大学学报, 2018, 37(5): 80-84.
- [21] 樊鹏跃, 崔建国, 李玲. pH 对高铁酸钾辅助聚合氯化铝去除废水中 Cu^{2+} 的影响研究[J]. 环境污染与防治, 2014, 36(3): 78-81.
- [22] 苑宝玲, 曲久辉. 高铁酸盐氧化絮凝去除藻类的机制[J]. 中国环境科学, 2002, 22(5): 14-16.
- [23] 王国华, 李晨光, 孙晓, 等. 高铁酸钾强化 PAC 去除景观水体中藻类的研究[J]. 中国给水排水, 2010, 26(9): 83-85.
- [24] 刘立明, 李丽萍, 黄应平. 高铁酸钾/PAC 氧化-混凝去除水体中铜绿微囊藻[J]. 生态科学, 2013, 32(6): 686-691. ■
- [11] Jing L, Chen B, Wen D Y, et al. The removal of COD and NH_3-N from atrazine production wastewater treatment using UV/O_3 : Experimental investigation and kinetic modeling [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2017, 9(3): 556-562.
- [12] 吴孝举, 孔勇, 谢邦伟, 等. $(UV-O_3)/$ 生化/ $(UV-O_3)/$ 活性炭工艺深度降解农药化工废水中试研究[J]. 广东化工, 2019, 46(11): 175-178, 163.
- [13] 邵青, 王颖, 李晶, 等. 紫外/臭氧工艺在水处理中的技术原理及研究进展[J]. 中国给水排水, 2019, 35(14): 16-23.
- [14] Chi W Q, Zhang X D, Zhang W M, et al. Impact of tidally induced residual circulations on chemical oxygen demand (COD) distribution in Laizhou Bay, China[J]. Marine Pollution Bulletin, 2020, 51(27): 1087-1095.
- [15] 李贞燕, 陈冰. $\cdot OH$ 对光催化臭氧降解油田采出水中多环芳烃影响的研究[J]. 水处理技术, 2015, 41(1): 77-80.
- [16] 刘新秀, 王英华, 孙贤波, 等. UV/O_3 处理酒石酸-铜络合体系废水的研究[J]. 华东理工大学学报(自然科学版), 2014, 40(6): 718-722, 745.
- [17] 赵光宇, 吕锡武, 周易. UV/O_3 工艺去除甲基叔丁基醚过程中 BrO_3^- 的产生与控制[J]. 化工学报, 2013, 64(8): 3031-3038. ■

(上接第 169 页)