

朱瑾, 汪文强, 季献华, 等. 原位产 H_2O_2 催化臭氧饮用水深度处理中试[J]. 净水技术, 2023, 42(9): 74-79, 209.

ZHU J, WANG W Q, JI X H, et al. Pilot test on ozone catalyzed by in-situ production of H_2O_2 for advanced treatment of drinking water[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(9): 74-79, 209.

原位产 H_2O_2 催化臭氧饮用水深度处理中试

朱瑾¹, 汪文强¹, 季献华², 田 聃², 周 鹏³, 刘 鼎^{1,*}

(1. 清华苏州环境创新研究院, 江苏苏州 215000; 2. 江苏京源环保股份有限公司, 江苏南通 226000; 3. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 江苏苏州 215000)

摘 要 近年来, 高品质供水受到广泛关注, 而单一技术对污染物的深度处理效果有限。因此, 文中以河北省某水厂高密度沉淀池出水为研究对象, 首先构建了以电催化臭氧-生物活性炭(electro-peroxone-biological activated carbon, EP-BAC)为主体工艺的饮用水深度处理中试装置, 探究了其常规指标包括 COD_{Mn} 、 UV_{254} 的去除效果, 确定了最优运行条件。此外, 对优化后的系统稳定运行效果进行研究, 关注了系统对嗅味物质 2-甲基异莰醇(2-MIB)的去除能力, 并分析了系统的经济性。结果表明, EP-BAC 中试系统具有很好的深度处理效果, 最佳运行条件: 进水流量为 $2\text{ m}^3/\text{h}$, 水温为 $20\sim 25\text{ }^\circ\text{C}$, 氧化停留时间为 30 min, BAC 接触时间为 40 min, H_2O_2 质量浓度为 1 mg/L , O_3 质量浓度为 1.5 mg/L , O_3 与 H_2O_2 摩尔比为 1:1。经 30 d 持续运行测试, 系统可以有效、稳定地运行。通过测算, 该系统吨水运行成本为 0.93 元。整个工艺无二次污染产生, 绿色安全, 工程应用将具有明显的性能优势。

关键词 饮用水 原位产 H_2O_2 电催化臭氧 深度处理 COD 2-甲基异莰醇(2-MIB)

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-0177(2023)09-0074-07

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2023.09.009

Pilot Test on Ozone Catalyzed by In-Situ Production of H_2O_2 for Advanced Treatment of Drinking Water

ZHU Jin¹, WANG Wenqiang¹, JI Xianhua², TIAN Dan², ZHOU Peng³, LIU Ding^{1,*}

(1. Research Institute for Environmental Innovation <Suzhou> Tsinghua, Suzhou 215000, China;

2. Jiangsu Jingyuan Environmental Protection Co., Ltd., Nantong 226000, China;

3. College of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215000, China)

Abstract In recent years, high-quality water supply has received widespread concern, while a single technology has limited effect on advanced treatment. Thus, this study was conducted on purification of a high-density sedimentation tank effluent from a water treatment plant(WTP) in Hebei Province, and a pilot scale equipment for advanced treatment of drinking water with electro-peroxone-biological activated carbon (EP-BAC) as the main process was constructed to investigate its effect on the removal of conventional indices, including COD_{Mn} and UV_{254} , and to determine the optimal operating conditions. Moreover, the stability of optimized system was studied, focusing on the removal effect of taste and odor (T&O) compounds-2-methylisobornyl alcohol (2-MIB), and the economy of the system was analyzed. The results showed that the EP-BAC pilot system had decent effect on advanced treatment. The optimal operating conditions were determined to be $2\text{ m}^3/\text{h}$ of the influent flow rate, $20\sim 25\text{ }^\circ\text{C}$ of the water temperature, 30 min of the oxidation duration, 40 min of BAC contact time, 1 mg/L of H_2O_2 concentration, 1.5 mg/L of O_3 concentration, and 1:1 of the molar ratio of O_3 to H_2O_2 . The system could operate effectively and stably through 30 days of continuous operation test, and the treatment cost of the system was 0.93 yuan per ton of water. The system is green and safe, with no secondary pollution generated throughout the process, thus providing apparent performance advantages when applied in engineering.

[收稿日期] 2023-05-04

[作者简介] 朱瑾(1991—), 女, 硕士, 主要从事水处理技术研发工作, E-mail: zjzy1991@163.com。

[通信作者] 刘鼎, 男, 博士, 主要从事工业废水处理与资源化相关工作, E-mail: Ding.liu@tsinghua-riet.com。

Keywords drinking water in-situ production of H_2O_2 electro-peroxone(EP) advanced treatment COD 2-methylisoborned(2-MIB)

近年来,高品质供水成为关注焦点。然而,对于常规有机物的处理,水厂常规处理技术(混凝、沉淀、过滤、消毒等)处理流程较长,处理效率低;对于新标准《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)中提到的嗅味物质[2-甲基异莰醇(2-MIB)/土臭素(GSM)],传统工艺也无法有效去除^[1-3]。因此,饮用水深度处理成为发展趋势。

饮用水深度处理技术主要包括膜分离、活性炭吸附、高级氧化等单一技术。然而,单一技术对污染物的深度处理效果有限,难以保障饮用水水质,需要结合有效的物理、化学、生物技术,探索更为先进的工艺路线,以满足高标准饮用水水质要求^[1]。

作为一种新型的更具优势的高级氧化技术^[4],电催化 O_3 (electro-peroxone, EP) 技术耦合了电化学与 O_3 氧化^[5],充分利用 O_3 曝气中富余的 O_2 ,以电化学方式原位产生过氧化氢(H_2O_2),再与 O_3 发生过氧化(peroxone) 反应,从而产生氧化性更强的羟基自由基($\cdot OH$),提高对污染物的去除效果^[6-8]。在前期研究中,已开展了 EP 技术与单独 O_3 氧化对水中嗅味物质去除效果的对比性研究^[9]、EP-曝气生物滤池(BAF)联用技术深度处理印染废水的中试研究^[8]等,论证了 EP 技术的优越性;同时设计了 H_2O_2 发生器,以原位产 H_2O_2 的方式催化 O_3 产生 $\cdot OH$,避免了 H_2O_2 在运输、存储中的安全隐患,并以将电极移出污染水体的方式延长了电极寿命。本文以前期研究为基础,拓宽 EP 技术的应用领域,将其应用于饮用水深度处理,并与生物活性炭(BAC)工艺联用,以期达到更优的饮用水深度处理效果。

本研究以河北省某水厂高密度沉淀池出水为研究对象,首先构建了一套以 EP-BAC 为主体的饮用

水深度处理中试试验装置,探究了系统对常规指标包括 COD_{Mn} 、 UV_{254} 的去除效果,确定了最优运行条件。然后对优化后的系统稳定运行效果进行研究,考察了系统对 2-MIB 的去除效果是否满足水厂的提标需求以及新标准限值(≤ 10 ng/L)要求,并评价了工艺的经济可行性,为该工艺的实际应用推广提供参考依据。

1 试验材料和方法

1.1 水厂概况

河北省某水厂设计供水能力为 22.5 万 m^3/d ,分两期建成。一期供水能力为 10 万 m^3/d ,二期供水能力为 12.5 万 m^3/d 。水厂主体工艺为“絮凝+高密度沉淀+超滤”,工艺流程如图 1 所示。

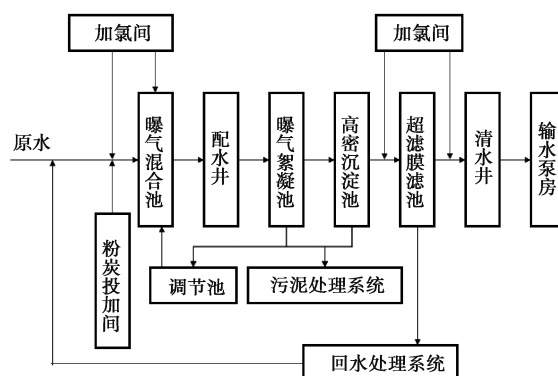


图 1 水厂工艺流程

Fig. 1 Process Flow of WTP

考虑到水厂构筑物实际情况,直接取水厂的出水较为困难,而取水厂高密度沉淀池出水作为中试进水方便可行。因此,在前期调研过程中,对高密度沉淀池出水水质(COD_{Mn} 、浊度、 UV_{254} 、pH、余氯、余铝)进行了一个月的监测,发现水质稳定,具体结果如表 1 所示。

表 1 2021 年 6 月水厂高密度沉淀池出水水质

Tab. 1 Outflow Quality of High-Density Sedimentation Tank in WTP in June 2021

指标	$COD_{Mn}/(mg \cdot L^{-1})$	浊度/NTU	UV_{254}/cm^{-1}	pH 值	余氯/ $(mg \cdot L^{-1})$	余铝/ $(mg \cdot L^{-1})$
最大值	4.67	2.51	0.142	7.59	0.2	0.231
最小值	3.24	1.11	0.081	7.36	0	0.099
平均值	4.12	2.13	0.097	7.44	0.1	0.121

根据现场调研,水厂水源为某河河水,夏季易出现异味问题。经过取样检测分析,高密度沉淀池出水

的 2-MIB 质量浓度为 47.36 ng/L、GSM 质量浓度 < 1 ng/L,因此,该水厂嗅味物质主要来源于 2-MIB。

1.2 EP-BAC 中试装置设计

EP-BAC 中试系统主要由砂滤池、中间水箱、氧化池、吹脱池、BAC 池、清水池、 O_3 发生器以及 H_2O_2 发生器组成,整个系统布置于撬装式装置中。

为提高电极寿命,本研究将电催化产 H_2O_2 移至氧化池外,设计制作了一套 H_2O_2 发生器,用于原位产 H_2O_2 。 H_2O_2 发生器以电化学方式产生 H_2O_2 ,电极采用自制的碳-聚四氟乙烯电极,气源来自于 EP 氧化池的尾气经 O_3 破坏器破坏之后产生的气体。气体通过气泵进入电极模块内部的气室,然后在压力作用下向阴极表面扩散,并吸附在阴极表面,随后,气体中的 O_2 通过二电子还原途径产生 H_2O_2 。

EP-BAC 组合工艺流程如图 2 所示,主要工艺流程如下。(1)中试装置进水管直接接水厂高密度沉淀池出水。高密度沉淀池出水进入砂滤池,水中悬浮物质(SS)被过滤去除,从而减少后续 EP 氧化池中的氧化剂投加量。(2)砂滤池出水通过潜水泵以 $2\text{ m}^3/\text{h}$ 的流量进入中间水箱,而后通过管道混合器与 H_2O_2 均匀混合,再提升至 EP 氧化池,水力停留时间为 15 min。后端清水池的水用来反洗砂滤池。(3)EP 氧化池为柱体结构,采用上进下出的运行形式,其底部设有 4 组微孔曝气盘;氧化池进水管路接 H_2O_2 发生器,用以 H_2O_2 的投加;氧化池外接 O_3 发生器,用以产生 O_3 ,顶部接 O_3 破坏器。发生器产生的 H_2O_2 与 EP 氧化池中的 O_3 混合后发生过氧化反应,产生氧化性更强的 $\cdot\text{OH}$,用以高效降解水中有有机物质及臭味物质。(4)氧化池出水进入吹脱池,吹脱水中残留的 O_3 ,防止对后续 BAC 产生影响。(5)吹脱池出水进入 BAC 池,通过活性炭吸附和微生物降解没有完全矿化的小分子物质,进一步保障出水水质。(6)BAC 池出水进入清水池,经清水池排入水厂内部管道。

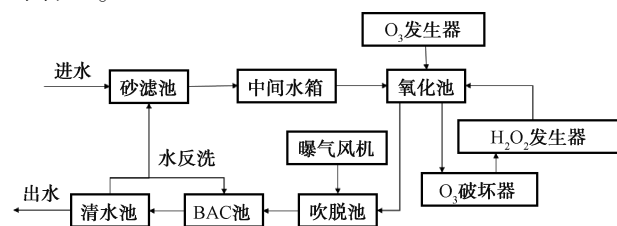


图 2 EP-BAC 中试系统工艺流程

Fig. 2 Process Flow of EP-BAC Pilot System

中试系统各单元具体设计参数如表 2 所示。

表 2 中试系统各单元设计参数

Tab. 2 Design Parameters of Each Unit of the Pilot System

单元名称	尺寸(长×宽×高)/m	材料
砂滤池	1.2×0.8×2.9	304 不锈钢
中间水箱	0.6×0.4×2.9	304 不锈钢
氧化池	2.0×0.8×2.9	316 不锈钢
吹脱池	0.5×1.2×2.9	316 不锈钢
H_2O_2 发生器	1.0×0.6×1.3	金属合金
臭氧发生器	1.0×0.8×1.2	316 不锈钢
BAC 池	1.8×1.4×2.9	304 不锈钢
清水池	0.6×0.8×2.9	304 不锈钢

1.3 分析方法

常规指标 COD_{Mn} 、 UV_{254} 、浊度按照《水和废水监测分析方法》进行测定^[10], COD_{Mn} 采用高锰酸钾法测定, UV_{254} 采用紫外分光光度计测定,浊度通过浊度计测定。

2-MIB 测定方法为气相色谱法,TOC 采用燃烧法测定, H_2O_2 采用钛盐分光光度法测定^[11],气相 O_3 浓度通过 O_3 检测仪实时在线测定。

2 结果和讨论

2.1 O_3 氧化与 EP 技术比较

本研究以 O_3 氧化技术作为参照,以常规指标 COD_{Mn} 、 UV_{254} 作为研究指标,探究 EP 技术应用于饮用水深度处理的工艺可行性,并确定中试系统最佳运行条件。

在水温为 $20\sim 25\text{ }^\circ\text{C}$,进水流量为 $2\text{ m}^3/\text{h}$,氧化停留时间为 30 min,BAC 接触时间为 40 min 的条件下,分别研究了 O_3 与 EP 技术在与 BAC 联用的饮用水深度处理中对 COD_{Mn} 、 UV_{254} 的去除效果,试验结果如图 3 所示。

O_3 氧化试验组分为 4 组, O_3 投加量分别为 0.5、1.0、1.5、2.0 mg/L。由图 3 可知,当 O_3 质量浓度为 1.5、2.0 mg/L 时, O_3 氧化对 COD_{Mn} 、 UV_{254} 的去除效果较佳,由此确定 EP 试验组中的 O_3 投加量。根据 EP 系统中产生 $\cdot\text{OH}$ 的总反应方程[式(1)], O_3 与 H_2O_2 最优摩尔比为 2:1,然而,在实际水处理中,由于水质及运行条件的影响,也有报道^[12]其他最优摩尔比为 0.5:1~3.0:1。本研究根据实际情况综合考虑,采用 1:1 和 2:1 的摩尔比进行研究。

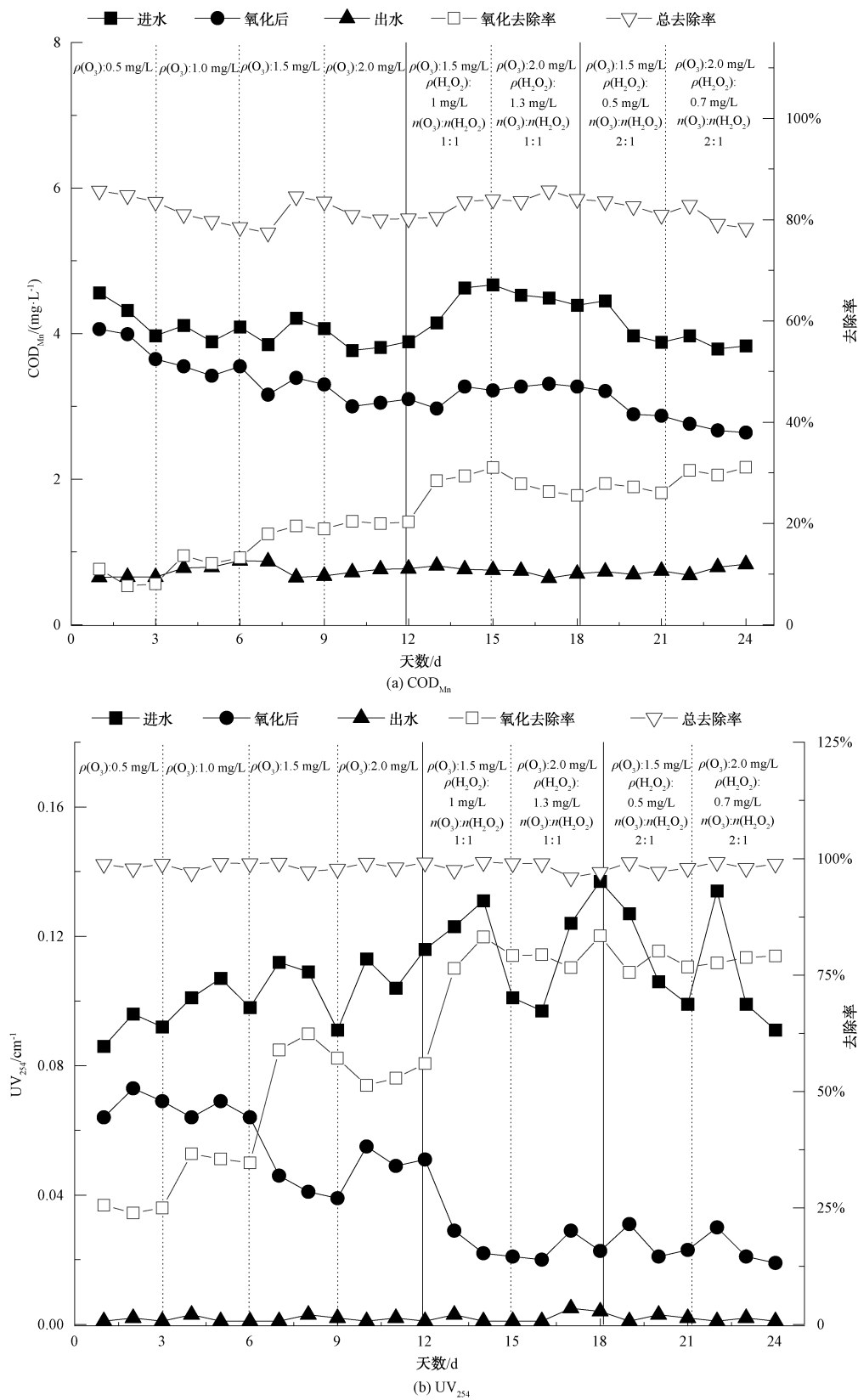
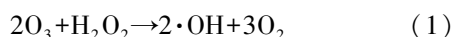


图3 O_3 与 EP 技术对饮用水深度处理效果对比

Fig. 3 Effect Comparison of O_3 and EP on Advanced Treatment of Drinking Water



如图3所示,在单独 O_3 试验组中,当 O_3 质量浓度从 0.5 mg/L 提升至 2.0 mg/L, O_3 氧化后 COD_{Mn} 的去除率呈现先上升后趋于平缓的趋势,分析其主要原因是 O_3 氧化能力不足以使水中的有机物完全矿化。当 O_3 质量浓度为 1.5 mg/L 时,氧化后 COD_{Mn} 、 UV_{254} 的去除率分别达到 19%、61%。 O_3 氧化后 UV_{254} 的去除效果优于 COD_{Mn} ,而 UV_{254} 主要反映是水中天然存在的腐殖质类大分子有机物,说明 O_3 氧化能够有效降低水体中大分子有机物,使水中 UV_{254} 大幅下降,然而 COD_{Mn} 包含小分子有机物,单独 O_3 氧化能力有限,水中小分子有机物尚未完全氧化降解, COD_{Mn} 去除率相对较低^[13]。综合考虑 O_3 氧化的处理效果,确定 O_3 最佳投加量为 1.5 mg/L。

在 EP 试验组中,相比于单独 O_3 氧化,随着 H_2O_2 的加入,EP 对 COD_{Mn} 、 UV_{254} 的去除效果有明显跃升的趋势。当 O_3 质量浓度为 1.5 mg/L、 H_2O_2 质量浓度为 1 mg/L、 O_3 与 H_2O_2 摩尔比为 1:1 时,氧化后 COD_{Mn} 的去除效果最佳,去除率约为 30%,比单独 O_3 氧化效果提升约 50%。4 种试验条件下,氧化后 UV_{254} 去除率均稳定在 80% 左右,比单独 O_3 技术提高 33% 左右。去除效果的进一步提升是因为 H_2O_2 的加入提高了 O_3 向 $\cdot\text{OH}$ 转化的速率,且 $\cdot\text{OH}$ 的强氧化性能够破坏水中有机物的芳香环结构或共轭双键结构,从而高效降解有机物^[14-15]。

经过氧化处理后,水中残留的小分子有机物通过 BAC 工艺的吸附作用和生物降解作用有效去除,进一步保障出水安全。图 3 显示 EP-BAC 系统对 COD_{Mn} 总去除率稳定在 80% 左右, UV_{254} 总去除率接近 100%,说明该系统具有工艺可行性。

饮用水中污染物浓度较低, O_3 -BAC 与 EP-BAC 联用在短期内均能有效保障出水的稳定,而通过对比,EP 技术比单独 O_3 氧化效果更强,从而使 BAC 所承受的负荷更低,因此 EP-BAC 系统更有利于系统的长期稳定运行。

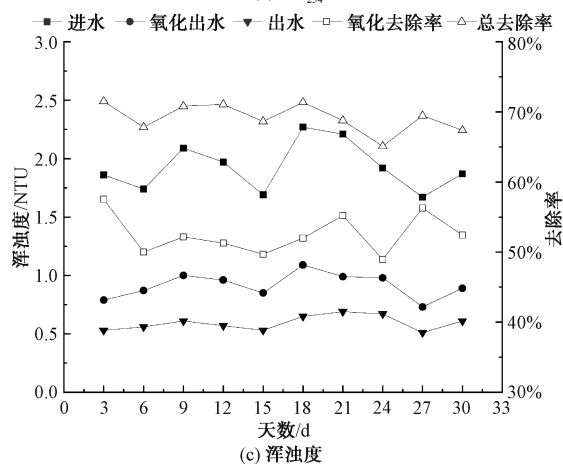
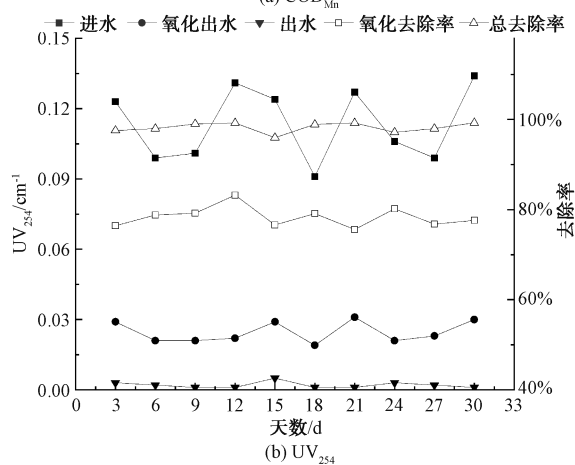
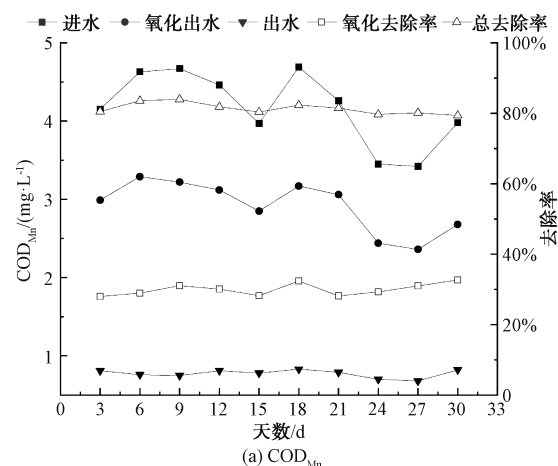
综合上述试验结果,确定该中试系统最优运行条件: O_3 质量浓度为 1.5 mg/L、 H_2O_2 质量浓度为 1 mg/L、 O_3 与 H_2O_2 摩尔比为 1:1。

2.2 EP-BAC 组合工艺稳定运行效果

在优化后的运行条件下(进水流量为 $2 \text{ m}^3/\text{h}$ 、水温为 $20 \sim 25 \text{ }^\circ\text{C}$ 、氧化停留时间为 30 min、BAC 接

触时间为 40 min、 O_3 质量浓度为 1.5 mg/L、 H_2O_2 质量浓度为 1 mg/L、 O_3 与 H_2O_2 摩尔比为 1:1),对中试系统连续运行 30 d,考察了 EP-BAC 系统稳定运行效果,测定了 COD_{Mn} 、 UV_{254} 、浊度、TOC 指标,同时也关注了 2-MIB 的去除效果,试验结果如图 4 所示。

由图 4 可知,系统连续运行 30 d,氧化后 COD_{Mn} 去除率稳定在 35% 左右, COD_{Mn} 总去除率稳定在



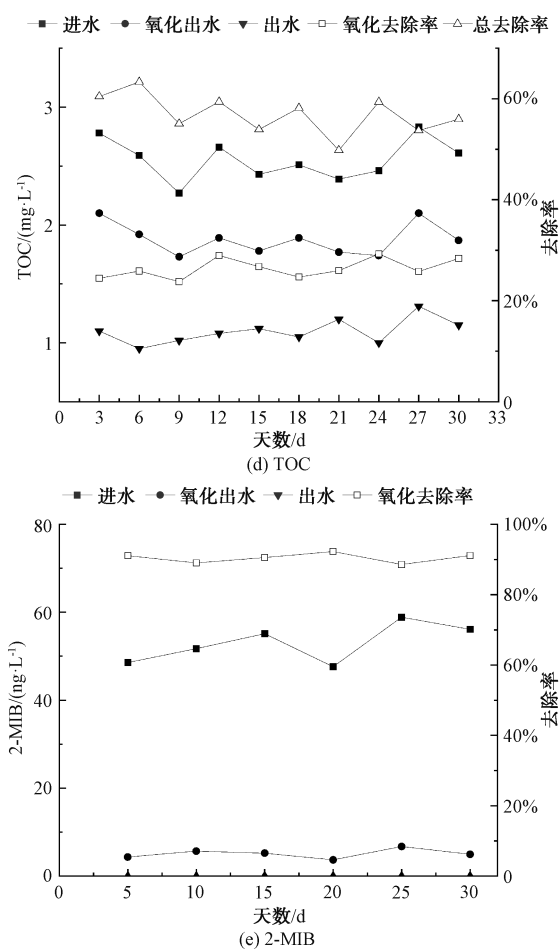


图4 EP-BAC系统稳定运行效果

Fig. 4 Stable Operation Effect of EP-BAC System

80%左右,出水 COD_{Mn} 质量浓度 $<1 \text{ mg/L}$;氧化后 UV_{254} 去除率稳定在 80%左右,经过该系统处理后 UV_{254} 基本完全去除,出水 $\text{UV}_{254} \leq 0.005 \text{ cm}^{-1}$;氧化后浊度去除率均值约为 50%,浊度总去除率稳定在 70%左右,出水浊度约为 0.5 NTU;氧化后 TOC 去除率稳定于 25%左右,总 TOC 去除率达到 51%以上,出水 TOC 质量浓度约为 1 mg/L 。同时,针对新标准对 2-MIB 的限值 ($\leq 10 \text{ ng/L}$) 要求,本研究也关注了系统对 2-MIB 的处理效果。当进水 2-MIB 质量浓度为 $43 \sim 59 \text{ ng/L}$,经过 EP 池氧化后 2-MIB 去除率约为 90%,氧化出水 2-MIB 质量浓度稳定在 $5 \sim 10 \text{ ng/L}$,满足水厂的提标需求以及新标准限值要求。因此,EP 技术对 2-MIB 具有较佳的去除效果,这主要是 EP 系统中产生的 $\cdot\text{OH}$ 具有强氧化性,高效降解了 2-MIB。氧化出水再经过 BAC 处理,出水未检出 2-MIB,说明 EP 技术与 BAC 工艺联

用,可以进一步保障出水品质,避免异味事件的发生。

因此,EP-BAC 系统连续运行 30 d,可以稳定、有效地去除 COD_{Mn} 、 UV_{254} 、浊度、TOC、2-MIB 多项指标,系统运行具有稳定性。

2.3 经济性分析

EP-BAC 中试系统在 30 d 的连续运行期间内,处理总水量约为 1440 m^3 ,产生的运行成本主要包含水费、药剂费及运行电耗 3 个部分。EP-BAC 中试系统运行电耗为 $1449 \text{ kW}\cdot\text{h}$,按照所在地工业用电价格 [$0.62 \text{ 元}/(\text{kW}\cdot\text{h})$] 计,总计约 898.4 元;药剂主要使用无水硫酸钠,使用量约为 234.5 kg,工业级硫酸钠市场价格为 1 元/kg,总计 234.5 元;用水量约为 37.2 m^3 ,水价以所在地工业用水 ($5.5 \text{ 元}/\text{t}$) 计,总计 204.6 元。因此,3 个部分合计 1337.5 元,从而得出该中试系统吨水处理成本约为 0.93 元。

由于本研究现场试验条件限制,所选用的泵功率偏大,且因水量偏低等因素, H_2O_2 发生器一直以低浓度模式运行,这在一定程度上降低了电能的有效利用率从而增加了吨水处理费用。在实际工程应用中, H_2O_2 发生器以中高浓度模式运行,因此,吨水处理费用将低于本研究测算值。

3 结论

(1)通过对常规指标 (COD_{Mn} 、 UV_{254}) 去除效果的探究,相较于单独 O_3 氧化技术,EP 技术对于 COD_{Mn} 、 UV_{254} 的去除效果更佳,最优运行条件:进水流量为 $2 \text{ m}^3/\text{h}$ 、水温为 $20 \sim 25 \text{ }^\circ\text{C}$ 、氧化停留时间为 30 min、BAC 接触时间为 40 min、 O_3 质量浓度为 1.5 mg/L 、 H_2O_2 质量浓度为 1 mg/L 、 O_3 与 H_2O_2 摩尔比为 1:1。

(2)EP-BAC 中试系统在最优条件下可实现长期稳定运行,且 COD_{Mn} 去除率达到 80%以上, UV_{254} 去除率接近 100%,浊度达到 70%左右,总 TOC 的去除率为 51%以上。此外,EP-BAC 中试系统对 2-MIB 具有优异的去除效果,处理出水中 2-MIB 未检出,满足人们日益增长的饮用水品质需求,且达到《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022) 指标要求。

(3)EP-BAC 中试系统对饮用水深度处理的吨水运行成本约为 0.93 元,且尚有优化节省空间,整

(下转第 209 页)

methamidophos residues by gas chromatography-mass spectrometry[J]. Journal of Food Safety & Quality, 2017, 8(2): 481-485.

- [19] 何书海, 李腾崖, 陈菲. 高效液相色谱法对环境样品中甲基托布津与甲霜灵残留的测定[J]. 分析测试学报, 2010, 29

(2): 161-164, 170.

HE S H, LI T Y, CHEN F. Residual determination of thiophanate-methyl and metalaxyl residues in environment by high performance liquid chromatography[J]. Journal of Instrumental Analysis, 2010, 29(2): 161-164, 170.

(上接第 79 页)

个工艺绿色安全,不产生二次污染,具有广阔的市场应用前景。

(4)后续研究可进一步关注 EP 技术对后续 BAC 工艺的影响。

参考文献

- [1] 詹兢兢. 饮用水深度处理技术应用现状及其发展趋势[J]. 环境与发展, 2018, 30(2): 90-91.
ZHAN J J. Application status and development trend of advanced treatment technology of drinking water[J]. Environment and Development, 2018, 30(2): 90-91.
- [2] 张志果. 实施生活饮用水卫生新标准 推动供水高质量发展——《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)解读[J]. 工程建设标准化, 2022, 282(5): 32-35.
ZHANG Z G. The new version of standards for drinking water quality comes out, a move to promote the high-quality development of water supply——Interpretation of the *Standards for Drinking Water Quality* GB 5749—2022[J]. Standardization of Engineering Construction, 2022, 282(5): 32-35.
- [3] LIN T F, WONG J Y, KAO H P. Correlation of musty odor and 2-MIB in two drinking water treatment plants in South Taiwan[J]. Science of the Total Environment, 2002, 289(1/2/3): 225-235. DOI: 10.1016/S0048-9697(01)01049-X.
- [4] YUAN S, LI Z X, WANG Y J. Effective degradation of methylene blue by a novel electrochemically driven process[J]. Electrochemistry Communications, 2013, 29: 48-51. DOI: 10.1016/j.elecom.2013.01.012.
- [5] TURKAY O, ERSOY Z G, BARIŞCI S. The application of an electro-peroxone process in water and wastewater treatment[J]. Journal of the Electrochemical Society, 2017, 164: 94-102. DOI: 10.1149/2.0321706jes.
- [6] 李响. 电催化臭氧技术对水中药物的去除性能和机理研究[D]. 北京: 清华大学, 2016.
LI X. Degradation of pharmaceuticals in e-peroxone process: Removal efficiency and mechanism[D]. Beijing: Tsinghua University, 2016.
- [7] 袁实. 电催化臭氧水处理技术的开发和研究[D]. 北京: 清华大学, 2014.
YUAN S. The development of a novel electro-peroxone technology for water and wastewater treatment[D]. Beijing: Tsinghua University, 2014.
- [8] 周鹏, 展巨宏, 赵尔卓, 等. 电催化臭氧-BAF 工艺深度处理印染废水中试研究[J]. 工业水处理, 2022, 42(11): 100-106.
ZHOU P, ZHAN J H, ZHAO E Z, et al. Pilot study on advanced treatment of printing and dyeing wastewater by electro-peroxone-BAF process[J]. Industrial Water Treatment, 2022, 42(11): 100-106.
- [9] YAO W K, QU Q Y, GUNTEN U V, et al. Comparison of methylisoborneol and geosmin abatement in surface water by conventional ozonation and an electro-peroxone process[J]. Water Research, 2017, 1: 373-382. DOI: 10.1016/j.watres.2016.11.014.
- [10] CHU S G, METCALFE C D. Simultaneous determination of triclocarban and triclosan in municipal biosolids by liquid chromatography tandem mass spectrometry[J]. Journal of Chromatography A, 2007, 1164(1/2): 212-218. DOI: 10.1016/j.chroma.2007.07.024.
- [11] OLIVERIA T S, MURPHY M, MENDOLA N, et al. Characterization of pharmaceuticals and personal care products in hospital effluent and waste water influent/effluent by direct-injection LC-MS-MS[J]. Science of the Total Environment, 2015, 518/519: 459-478. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.02.104.
- [12] ACERO J L, GUNTEN U V. Characterization of oxidation processes: Ozonation and the AOP O_3/H_2O_2 [J]. Journal-American Water Works Association, 2001, 93(10): 90-100.
- [13] 郑浩, 许丹宁, 代蓓蓓, 等. 催化臭氧氧化联合 BAC 工艺深度处理石化废水[J]. 中国给水排水, 2023, 39(1): 73-79.
ZHENG H, XU D N, DAI B B, et al. Catalytic ozonation combined with BAC process for advanced treatment of petrochemical wastewater[J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(1): 73-79.
- [14] 刘烈, 李魁岭, 徐莉莉, 等. 电催化臭氧技术去除水中草酸的研究[J]. 水处理技术, 2019, 45(8): 89-93.
LIU L, LI K L, XU L L, et al. Study on the degradation of oxalic acid in water by electro-peroxon technology[J]. Technology of Water Treatment, 2019, 45(8): 89-93.
- [15] 董文艺, 张红亮, 黄廷林, 等. 微污染源水的预臭氧氧化研究[J]. 中国给水排水, 2003, 19(12): 48-50.
DONG W Y, ZHANG H L, HUANG T L, et al. Study on pre-ozonation of micro-polluted raw water[J]. China Water & Wastewater, 2003, 19(12): 48-50.