

许兵, 李珂, 刘佳, 等. 臭氧-生物活性炭工艺处理饮用水研究进展[J]. 净水技术, 2022, 41(12):9-18, 25.

XU B, LI K, LIU J, et al. Research progress of ozone-biological activated carbon (O₃-BAC) process for drinking water treatment[J].

Water Purification Technology, 2022, 41(12):9-18, 25.



扫我试试?

臭氧-生物活性炭工艺处理饮用水研究进展

许兵¹, 李珂¹, 刘佳², 成小翔¹, 梁金浩¹, 杜建成¹

(1. 山东建筑大学市政与环境工程学院, 山东济南 250101; 2. 济南水务集团有限公司, 山东济南 250118)

摘要 目前, 在水源受到污染并且污染物经常超过标准, 而水厂常规处理工艺又无法满足饮用水水质标准的情况下, 臭氧-生物活性炭工艺是微污染水源深度处理的有效方法。文章介绍了该工艺对嗅味、有机物、新兴污染物等特定污染物的去除机理, 总结了工艺运行过程中温度、臭氧投加方案、生物活性炭性能等因素对处理效果的影响, 以及工艺当前存在的微生物泄漏、溴酸盐生成及其他问题的控制措施, 并分析了多种组合工艺的优缺点及具体的工程案例, 以对水厂的工艺运行提供参考及技术支持。最后, 结合最新的研究成果及当前研究存在的不足对工艺进行了展望, 可以为研究者提供新的研究方向。

关键词 臭氧-生物活性炭 微污染水源 饮用水 深度处理 工艺运行

中图分类号: TU991 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2022)12-0009-11

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2022.12.002

Research Progress of Ozone-Biological Activated Carbon (O₃-BAC) Process for Drinking Water Treatment

XU Bing¹, LI Ke¹, LIU Jia², CHENG Xiaoxiang¹, LIANG Jinhao¹, DU Jiancheng¹

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Shandong Jianzhu University, Jinan 250101, China;

2. Jinan Water Group Co., Ltd., Jinan 250118, China)

Abstract At present, as polluted water sources and standard-exceeding water quality, and the conventional treatment process of water treatment plant (WTP) can not meet the standard of drinking water quality, ozone-biological activated carbon (O₃-BAC) process has been an effective method for advanced treatment of micro-polluted water sources. It introduces the removal mechanism of specific pollutants such as odors, organic matter and emerging pollutants by the process, the influence of temperature, ozone dosing scheme and BAC performance on the treatment effect during the process operation, as well as the control measures for microbial leakage, bromate formation and other problems currently existing in the process are summarized, and analyzes the advantages and disadvantages of various combined processes and specific engineering cases in order to provide reference and technical support for the process operation of WTP. Lastly, the process is prospected by combining the latest research results and the shortcomings of current research, which can provide new research directions for researchers.

Keywords ozone-biological activated carbon (O₃-BAC) micro-polluted water source drinking water advanced treatment process operation

随着我国工业、生活和农业废水排放量的增加,

原水中污染物的浓度也随之增高, 部分地区的供水水源遭受不同程度的微污染^[1]。《2020年中国生态环境状况公报》^[2]数据显示, 国内水资源水质状况总体较优, 但仍有部分河流及湖泊(水库)处于微污染状态, 如辽河流域、海河流域、淮河及松花江部分水系、太湖等, 主要污染物为化学需氧量、高锰酸盐

[收稿日期] 2022-08-30

[基金项目] 国家自然科学基金项目(51908334)

[作者简介] 许兵(1977—), 男, 博士, 副教授, 主要从事污水生态化处理及雨水综合利用等方面的研究, E-mail: xubing1977@sdjzu.edu.cn。

指数(COD_{Mn})、总磷等,并且在色度、嗅味等感官性指标上较为突出。而随着新版《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)的发布,人们对于生活饮用水的卫生标准将进一步提高^[3]。

面对国内部分水资源的微污染状况及严格的饮用水卫生标准,常规处理工艺存在严重的不足及缺陷,选择合理的深度处理工艺将成为未来给水行业的主流趋势。臭氧-生物活性炭(O₃-BAC)深度处理工艺由于O₃的高效氧化作用及BAC的物理吸附、生物降解作用,与常规处理相结合处理微污染水源,不仅能够有效地控制色度和嗅味,而且具备去除多种有机化合物的能力,已被证明能够提供高质量的饮用水^[4]。本文在该工艺对特定污染物去除机理、影响因素、问题控制方面进行了分析总结,介绍了最新的研究进展,并对今后的发展方向进行了展望。

1 工艺对特定污染物去除机理

饮用水安全是国内乃至全球关注的重要问题,高品质饮用水将是人类不断追求的目标。新版《生活饮用水卫生标准》在修订过程中进一步关注了嗅味、氨氮、藻类、有机物、消毒副产物(DBPs)及新兴污染物等,而相较于常规工艺及其他饮用水深度处理工艺,O₃-BAC工艺对以上特定污染物的去除表现出独特的优势,下文将对其去除机理进行阐述。

1.1 嗅味

嗅味是消费者关注的主要问题,近年来嗅味事故的发生甚至导致公众恐慌,使此类问题成为水厂的一个重要问题。O₃及其产生的羟基自由基($\cdot\text{OH}$)能够破坏嗅味物质的不饱和键,并且经过BAC的过滤,能够有效地去除嗅味。Guo等^[5]研究认为,O₃和BAC均能去除嗅味强度为6~6.7、6~7.5、4~5的化粪池味、霉味、化学嗅味,而强度为3.3~4.8、2.3~5.8的青草味、鱼腥味需在BAC阶段才可以被去除,另外,沉降及臭氧化过程可能会造成嗅味化合物浓度的增加,并且臭氧化还会产生醛类等新的嗅味化合物,因此,在运行过程中需提高警惕。若常规处理前有预臭氧工艺,则砂滤过程也能去除部分嗅味,并且与BAC阶段呈现出功能互补关系^[6]。2-甲基异茨醇(2-MIB)和土臭素(GSM)是水中最常见的致霉味物质,但近年来新型的致嗅味化合物在水环境中不断被检测出来,如黄浦江中二恶烷、二氧戊环等致化粪池味/化学嗅味的化合物^[7],对于新出

现的致不同类型嗅味化合物的检测及去除效果将是今后的重点研究内容。

1.2 氨氮

氨氮是微污染地表水源中最常见的污染物之一,超出限值(0.5 mg/L)将会对人体造成危害。O₃-BAC工艺中微生物的作用能够将氨氮转化为硝酸盐氮(NO₃⁻-N),使其浓度降低,其中起主要作用的为氨氧化古细菌(AOA)及氨氧化细菌(AOB),并且AOA与AOB之间存在生长竞争关系,低氨条件下AOA的氧化能力优于AOB^[8]。当原水中氨氮质量浓度较高(1.5~3.0 mg/L)时,可在O₃-BAC工艺前设置生物预处理工艺,若氨氮浓度超过上述值,可考虑采用两个阶段的O₃-BAC处理工艺。图1为贯泾港水厂二期工程针对季节性高氨氮的工艺流程^[9]。Shan等^[10]研究认为,低频超声可以显著提高BAC的氨氮去除效率,这归因于超声作用下生物膜结构、微生物种类、酶活性和细胞通透性的变化等,通过外部环境诱导从而提高氨氮的去除效率还有待研究。

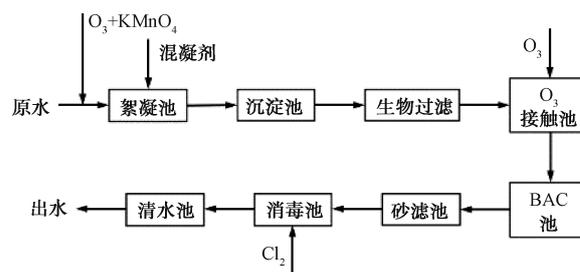


图1 贯泾港水厂二期工程工艺流程^[9]

Fig. 1 Process Flow of the Second Phase Project of Guanjinggang WTP^[9]

1.3 藻类

高藻原水中的藻类会散发强烈的嗅味,并引起水质安全问题,目前已经受到了水厂的广泛关注。O₃及其产生的 $\cdot\text{OH}$ 能够氧化藻类,通过灭活细胞及矿化能力可以有效地减少藻类的出水含量及微囊藻毒素的释放,并且预臭氧的投加能够加强其混凝去除效果。近年来,随着膜过滤技术的兴起,超滤在处理高藻原水中表现出独特的优势。刘坤乔等^[11]采用混凝/超滤-O₃-BAC(CUF-O₃-BAC)一体化工艺处理太湖高藻原水,组合工艺对藻密度和叶绿素a的平均去除率为99.39%和98.75%,相较于其他工艺在处理高藻水方面表现出更强的优势。超滤(UF)置于O₃-BAC工艺之前可提高膜的利用率并防止

BAC 池堵塞,并且在线混凝能够延缓运行过程中的膜污染问题,提高系统稳定性。

1.4 有机物

O₃-BAC 工艺中 O₃ 的作用并不是彻底氧化分解有机物,而是将大分子难降解的有机碳转化成小分子可生物降解的溶解性有机碳(BDOC)及可同化有机碳(AOC),提高有机物的可生物降解性,通过 BAC 的物理吸附和生物降解作用进一步被去除^[12]。沈恺乐等^[13]对浙江省某水厂对东太湖微污染原水的处理情况进行了研究,表明 O₃-BAC 工艺对 COD_{Mn}、UV₂₅₄、溶解性有机碳(DOC)和溶解性有机物(DOM)有明显的去除效果,去除率分别为 13.40%~19.86%、27.27%~56.25%、13.41%~27.82%和 33.11%,解决了常规处理后有机物超标的问题。

1.5 DBPs 前体物

饮用水氯消毒会与天然有机物(NOM)反应产生 DBPs,且多种 DBPs 具有致癌性,而常规处理对 DBPs 前体物的去除效果并不理想。O₃-BAC 工艺中 O₃ 可以将高分子量有机物氧化为低分子量有机物,并通过 BAC 过滤可以提高氮前体物和有机碳的去除率。对于某些前体物,包括部分含氮消毒副产物(N-DBPs)前体物,臭氧化过程中可能会促进其生成,但它改变了前体物的分子化学结构并增加了含氮有机化合物的生物降解性,这些 DBPs 前体物会通过后续的 BAC 过滤过程得到较好的降解,突出了 O₃ 和 BAC 的协同作用^[14]。但过高的 O₃ 浓度会导

致微生物释放可溶性微生物产物(SMPs)和蛋白质等有机物,成为除 NOM 以外的新 DBPs 前体物^[15]。

需要注意的是,由于前体物的不同化学性质、微生物的不同生物降解能力及其释放的 SMPs 的作用等,O₃-BAC 工艺对于不同 DBPs 前体物的去除效果可能存在较大差异。例如 Chen 等^[16]利用上向流生物活性炭(UBAC)过滤器对二氯乙腈(DCAN)前体物的去除率为 22.5%~34.1%,而对二氯乙酰胺(DCAcAm)前体物的去除率仅为 9.3%~19.1%。此外,臭氧化过程中可能会产生新的 DBPs,如可与溶解性有机氮反应产生 N-亚硝基二甲胺(NDMA),但产率较低,并且臭氧化及后续的 BAC 吸附已被证明可降低其前体物浓度以抑制其在氯胺消毒过程中的产生^[17]。目前,关于 O₃-BAC 对 DBPs 前体物的去除效果,关注点应在新兴的、不受监管的 DBPs 上,尤其是某些致毒性较大的 N-DBPs。

1.6 新兴污染物

随着社会水平的发展,水源中频繁检测出持久性有机污染物(POPs)、内分泌干扰物(EDCs)、抗生素及微塑料等新兴污染物。其中 POPs 主要包括全氟/多氟烷基物质(PFASs)等,EDCs 包括农药、重金属物质等。新兴污染物对生态环境及人体健康存在潜在的毒性风险,但由于其特殊的物理化学性质,常规工艺对其处理能力非常有限,而 O₃-BAC 工艺对新兴污染物具有一定的去除效果。表 1 对比了 O₃-BAC 工艺对各类新兴污染物的去除机理及特点。

表 1 O₃-BAC 工艺对各类新兴污染物的去除机理及特点

Tab. 1 Mechanism and Characteristics of O₃-BAC Process for Various Emerging Pollutants Removal

污染物种类	主要去除机理	去除特点	参考文献
PFASs	臭氧化、吸附、生物降解	O ₃ -BAC 工艺再组合颗粒活性炭吸附工艺可增强对水中 PFASs 前体物的去除效果,从而间接降低 PFASs 的浓度	[18]
农药	臭氧化、吸附	臭氧化及吸附效果均与化合物中最高占据分子轨道的能级呈正相关,粉末活性炭的吸附效果优于颗粒活性炭,母体农药释放到环境中成为农药转化产物后,将会增加处理难度	[19]
重金属	吸附	通过对活性炭表面进行氧化、硫化、氮化及配体锚定改性,可增强吸附效果	[20]
抗生素	臭氧化、生物降解	臭氧化可有效去除四环素类药物,BAC 可有效去除磺胺类药物,氟喹诺酮类药物可通过臭氧化轻微去除,但在 BAC 阶段难以被吸附或生物降解,并且溶解状态将增加去除难度	[21]
微塑料	臭氧化、吸附、生物降解	对于 1~5 μm 的小尺寸微塑料及球状微塑料的去除更具优势,对于不同成分的微塑料均有去除能力	[22]

2 工艺影响因素

O₃-BAC 工艺的具体净水效果受多种因素影响,主要包括温度、O₃ 投加方案、BAC 性能及工艺形式等,下文将重点进行论述。除此之外,O₃ 接触装置、BAC 池结构、水质情况等也是影响工艺处理效果的重要因素,针对不同情况,水厂需根据中试试验选择合理的工艺参数、装置材料及工艺形式。

2.1 温度

温度对有机物去除效果的影响并不明显,主要体现在低温时氨氮的去除上,这是由于硝化细菌相对于其他菌种对温度表现出更强的敏感性。Jantarakasem 等^[23]以 BAC 在 O₃ 水介质中的体积氨氮去除率(VARR)为指标,研究表明 VARR 在 20、15、10、5 °C 时的值分别降低到 25 °C 时的 58%、50%、20%、11%,因此,需关注季节性气温变化对氨氮去除率带来的影响。此外,通过对活性炭进行改性可提高其低温下的氨氮去除率。Ren 等^[24]在 10 °C 条件下发现负载铁的生物活性炭(Fe/BAC)优化了炭表面的细菌群落结构,增加了嗜冷菌和 AOB 的丰度,从而提高了低温条件下氨氮的去除率。

2.2 O₃ 投加方案

2.2.1 O₃ 投加点

O₃ 投加点通常分为预臭氧投加点和后臭氧投加点,其中预臭氧投加点设置在混凝工艺前,后臭氧投加点设置在 BAC 工艺前。Yang 等^[25]比较了预臭氧-BAC 工艺和后臭氧-BAC 工艺对污染物的去除效果,表明预臭氧-BAC 工艺对 COD_{Mn}、农药等的去除效果略低于后臭氧-BAC 工艺,但在嗅味去除效果方面略优,并产生较少的溴酸盐。通常,预臭氧与后臭氧在工艺中联合使用,后臭氧发挥主要作用,而预臭氧可以增强混凝效果、强化嗅味去除及提高 BDOC 的转化率等^[26],实际运行过程中的 O₃ 投加点需根据原水水质来确定。

2.2.2 O₃ 投加量

O₃ 投加量的影响主要体现在对有机物的氧化效果上,而不同指标所需的最佳剂量往往存在差异。此外,剩余 O₃ 浓度对后续 BAC 吸附性能及微生物活性等也有一定影响。因此,实际投加量需根据综合处理效果进行评估。保持溶解的 O₃ 残留量恒定是一种有效且可靠的剂量控制方案,传统的控制策

略在发生强烈干扰时可能会降低控制性能。Niu 等^[27]提出了一种将模型预测控制(MPC)方法与扰动观测器(DO)相结合的有效控制方法,DO 用于估计扰动和不确定性,然后使用估计值进行前馈补偿,可在臭氧化过程中显著改进干扰抑制。若仅投加 O₃ 对有机物氧化能力不足,可采用 O₃ 耦合其他高级氧化工艺,成小翔^[28]利用 O₃-紫外-沸石/活性炭复合滤池工艺处理淮河微污染水,O₃ 和紫外的协同作用加快了反应速度并提高了有机物的去除效率。

2.3 BAC 性能

2.3.1 BAC 参数

BAC 的炭龄、活性炭浸泡时间、炭床停留时间等参数是影响水质净化效果的重要因素。炭龄是影响 BAC 吸附性能的重要因素,炭龄越低吸附能力越强。通过延长前期活性炭的浸泡时间,有利于尽快降低出水 pH 及浑浊度,并减少洗炭次数^[29]。此外,炭床停留时间对有机物的去除有较大影响,随着停留时间的增加,有机物的去除率表现出先增大后趋于平稳不变的趋势^[30]。因此,合理确定 BAC 的各种工艺参数,可以显著提高系统整体的运行效率及出水质量。

2.3.2 BAC 更换及再生

BAC 上微生物对污染物的降解作用能够延长活性炭的生命周期,但随着使用年限的增加,部分 BAC 的净水效果减弱,需进行更换或再生。针对失效 BAC 的判定依据,可采用碘值作为基本判定参数,机械强度作为限制性参数,生物量和生物活性作为辅助参数,具体数值需根据水厂实际情况予以确定^[31]。

若采用更换方式,则需重点考虑更换时间节点、更换比例及操作方法等因素对更换后实际运行效果的影响^[32]。BAC 更换过程相对简单,但产生的大量固体废弃物难以处理,并引起环境、安全等一系列问题,因此,再生技术成为当前的研究热点。相较于热再生、化学再生等方式,超声波再生方式能够有效地恢复 BAC 的比表面积和孔容,并通过改变生物膜结构提高生物降解性能,具有很高的应用价值和前景^[33]。

2.3.3 BAC 替代产物

近年来,生物离子交换树脂(BIEX)因其卓越的性能逐渐兴起,由于附着微生物对污染物的降

解, BIEX 可通过离子交换连续去除 DOM 而不需经常对其进行化学再生^[34]。表 2 对 BIEX 和 BAC 的性能进行了比较。对于某些原水, BIEX 在特定条件下可以替代 BAC 以提高饮用水处理效果。除

BIEX 外, 生物沸石、生物活性焦及其他吸附材料也可在相应的水质场合下与 BAC 进行性能比较, 并根据综合效果判断其能否作为 BAC 的替代产物。

表 2 BIEX 和 BAC 的性能比较
Tab. 2 Performance Comparison of BIEX and BAC

性能指标	BIEX	BAC	参考文献
NOM 去除率	总去除率及过滤器顶部去除率较高	均略低	[35]
NOM 主要去除种类	腐殖质等高分子量物质	生物聚合物等低分子量物质	[36]
NOM 主要去除机制	更依赖离子交换而不是生物降解	主要依靠生物降解	[12, 35]
NOM 去除影响因素	离子竞争、NOM 浓度及性质	温度、空床接触时间等	[37-38]
氨去除率	略低, 不稳定	较高, 硝化彻底	[35]
离子去除效果	可交换去除 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 等离子	可吸附部分金属离子	[20, 37]
水头损失	较高, 可加压运行并增加反洗频率	较低	[35]
与臭氧耦合效果	臭氧化可促进有机物扩散到树脂孔中并减少尺寸排斥现象, 但树脂与溶解的 O_3 不相容, 需采取淬灭等措施控制树脂中 O_3 流入浓度	臭氧化可提高 BAC 上有机物的生物降解性, 但剩余 O_3 浓度过高会影响 NOM 吸附效果、BAC 吸附性能及生物活性等, 需控制	[35, 39]

2.4 工艺形式

根据 BAC 池中的水流方向及其相对砂滤池的位置, 通常将 O_3 -BAC 工艺分为前置上向流、后

置下向流及中置上向流, 其中后置下向流是传统的工艺形式。表 3 简单归纳了 3 种工艺形式的优缺点。

表 3 不同工艺形式优缺点比较
Tab. 3 Comparison of Advantages and Disadvantages of Different Processes

工艺形式	优点	缺点	参考文献
前置上向流	(1) 水头损失小, 炭池不易堵塞, 过滤介质混合效果好, 炭床利用充分 (2) 菌落更具多样性并处于悬浮状态, 可提高有机物和氨氮的去除率 (3) 生物泄漏风险低	(1) 对浑浊度的去除效果不佳, 且对沉淀池出水浑浊度敏感 (2) 负荷大, 炭池控制不当可能存在滤料流出现象	[40]
后置下向流	(1) BAC 发挥截留杂质及吸附降解双重作用, 对浑浊度去除效果较好 (2) 负荷小, 滤料寿命长且运行稳定	(1) 水头损失大, 易堵塞 (2) 微生物多附着在滤池顶部, 炭床利用率低 (3) 生物泄漏风险高	[41]
中置上向流	(1) 对原水浑浊度的适应范围广, 适用于原水水质恶劣的情况 (2) 生物泄漏风险低, 出水水质稳定	(1) 占地面积大 (2) 运行成本及能耗高	[42]

3 工艺问题控制

由于 O_3 投加等因素, O_3 -BAC 工艺在运行过程中难免存在某些问题, 包括微生物泄漏、溴酸盐生成等。目前, 关于饮用水深度处理工艺, 膜过滤、光催化氧化等也都各有利弊。因此, 针对该工艺的弊端, 应积极寻找合理、高效的控制措施, 并且在控制过程中需兼顾水质变化及经济成本等问题。

3.1 微生物泄漏

O_3 的投加在一定程度上能够降低微生物的多样性及丰度, 但会使水中 AOC、BDOC 浓度及溶解氧含量迅速增加, 因此, 在活性炭表面和孔隙中会孳生大量细菌及无脊椎动物等, 并可能发生泄漏导致出水微生物指标超出限值。研究^[43]表明, BAC 池中常见的细菌门包括变形菌门、酸杆菌门、拟杆菌门、蓝

细菌门和浮霉菌门等,并存在轮虫、线虫、剑水蚤等无脊椎动物。此外,供水系统中机会性病原体(OPs)的泄漏和扩散已成为一个新的令人关注的领域^[43]。针对微生物泄漏问题,目前已有多种控制措施。

3.1.1 优化工艺形式

嘉兴市南郊水厂一期工程采用前置式 BAC 工艺,利用砂滤池对微生物进一步截留,运行过程中出水水质稳定,未出现微生物泄漏情况^[44]。广州北部水厂采用常规处理结合 O₃-BAC-UF 工艺,UF 有效去除了包括隐孢子虫、贾第鞭毛虫、细菌和病毒等在内的微生物,并且总体加氯量比同水源的常规水厂减少约 1 mg/L,降低了 DBPs 的生成,保障了饮用水的安全性,工艺流程如图 2 所示^[45]。此外,可设计其他工艺形式以控制微生物泄漏。

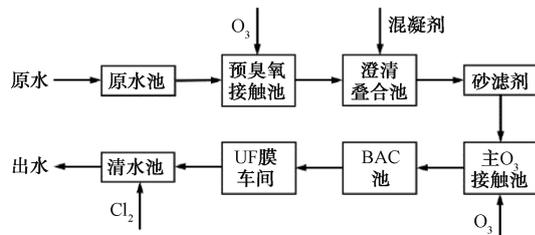


图 2 广州北部水厂工艺流程^[45]

Fig. 2 Process Flow of Guangzhou North WTP^[45]

3.1.2 增设砂垫层

若采用下流式 BAC 工艺,可在 BAC 池下方增设砂垫层以增加对无脊椎动物的截留效果,具体效果受砂垫层石英砂粒径及厚度、滤池滤速等因素影响。由于砂垫层的截留限值,无脊椎动物会随着时间的增加积累渗透,需要定期进行反冲洗,并且通过对反冲洗方式的优化,可以控制炭砂混层及滤池跑炭现象^[46]。相较于中置式工艺增设砂滤池,增设砂垫层可以节省投资及占地面积,但对微生物的截留效果还有待研究。

3.1.3 优化活性炭性能

(1) 优化工艺参数

活性炭的比表面积、总孔容及粒径是影响无脊椎动物渗透的主要因素。比表面积和总孔体积越小,在活性炭上生长并穿透炭层的无脊椎动物数量就越少;粒径越小,无脊椎动物越难以穿透炭层,但粒径的选择需结合考虑反冲洗情况下被冲走的影响^[47]。通过对活性炭进行反冲洗,并选择合适的反

冲洗强度、方式、周期等参数,能够去除表面积累老化的生物膜从而降低微生物泄漏量,并且必要时可采取干池法反冲洗进行应急处理^[48]。

(2) 更换活性炭类型

不同制造原料的活性炭对微生物泄漏的控制能力可能不同。Xing 等^[49]研究发现,新兴的椰子壳活性炭(CAC)能够使微生物胞外聚合物(EPS)表现出优异特性,包括更强的黏度、更快的絮凝效率、更高的机械稳定性、更多具有长碳骨架的多糖及细菌细胞的结合位点等。因此,CAC 表面形成大范围致密且相互连接的生物膜,对微生物絮体和代谢物表现出一定的结合作用并降低了其泄漏量,并且 EPS 与 CAC 的强相互作用增强了生物膜中微生物细胞外的电子转移及代谢活性。

(3) 金属改性活性炭

研究^[50-51]表明,使用 Cu、Ag 等金属物质改性的活性炭,对于微生物的大量生长具有一定程度的抑制效果。然而,金属物质的添加将存在溶出风险,并且会刺激微生物分泌大量的 EPS,表现出较弱的絮凝效率和疏水性,使氯与 EPS 之间的化学反应更加活跃从而造成 DBPs 的急剧增加^[51]。由于不能同时保证水质的化学和微生物安全,使用类似金属物质改性活性炭的方案仍存在争议。

3.1.4 投加化学物质

通常,化学灭杀、强化消毒等是水厂常用的措施,但消杀剂的大量使用会影响 BAC 的孔结构及生物氧化性,并增加 DBPs 的生成。Xing 等^[52]发现在 O₃ 工艺前向水中投加磷酸盐可以破坏 EPS 的蛋白质二级结构并降低其疏水性,抑制微生物的聚集并削弱它们的抗氯能力,从而控制 OPs 等致病菌的流出。此外,磷酸盐使水中悬浮的 EPS 总量减少,降低了 DBPs 的生成,但出水总磷浓度会随之升高。因此,无论投加何种化学物质,均需关注其对水质带来的变化。

3.2 溴酸盐生成

当原水中含有溴离子(Br⁻)时,O₃ 或 O₃ 产生的·OH 能与 Br⁻ 反应生成副产物溴酸盐,并且溴酸根(BrO₃⁻)已被认定具有致癌和致突变性。若原水 Br⁻ 质量浓度超过 35 μg/L,投加 O₃ 将可能导致 BrO₃⁻ 超出限值(10 μg/L),而我国多地水源 Br⁻ 质量浓度超过 50 μg/L,例如黄河水中 Br⁻ 质量浓度最高达到

200 $\mu\text{g/L}$ 。除 Br^- 浓度外, O_3 投加方案、有机物浓度、pH、BAC 吸附时间等也是影响出水 BrO_3^- 浓度的关键因素^[53]。针对溴酸盐生成问题, 目前已有多种控制措施。

3.2.1 优化 O_3 投加方案

减少 O_3 投加量、缩短 O_3 接触时间及 O_3 多点投加等方案能够降低 O_3 与 Br^- 反应的 CT 值, 从而减少 BrO_3^- 的生成, 而相同 CT 值条件下, O_3 投加量越低则 BrO_3^- 生成量越低^[53]。优化 O_3 投加方案操作过程相对简便且无成本增加, 已成为水厂的常用措施, 但必须同时考虑其对有机物氧化效果的负面影响。

3.2.2 投加 H_2O_2

H_2O_2 能够将 HOBr/OBr^- 还原为 Br^- , 减少生成 BrO_3^- 的中间产物。此外, H_2O_2 能够加速 O_3 的分解和 $\cdot\text{OH}$ 的形成, 这也会影响溴化物氧化成 BrO_3^- 。然而, 初始阶段投加 H_2O_2 时 $\cdot\text{OH}$ 的大量生成可能会造成 BrO_3^- 的增加, 随着反应时间的增长, O_3 被大量分解并导致生成 BrO_3^- 的重要中间产物减少, 从而将 BrO_3^- 生成量控制在较低水平^[54]。

H_2O_2 的投加量需根据 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3$ 的值进行确定。 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3$ 的值受 Br^- 浓度、有机物含量等因素影响。此外, 投加 H_2O_2 能够增强对臭味、有机物的去除^[55], 但会影响三卤甲烷前体物的去除效果^[56], 并造成醛类物质浓度的升高^[57]。因此, 考虑到原水水质的不同, 合理的 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3$ 值需要根据中试试验做进一步判断, 一般将 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3$ 控制在 0.5~1.0。

3.2.3 投加 NH_3 、 Cl_2 - NH_3 、 NH_3 - Cl_2

在臭氧化之前投加 NH_3 、 Cl_2 - NH_3 和 NH_3 - Cl_2 预处理过程可以有效抑制 BrO_3^- 的生成。在 NH_3 预处理过程中, NH_3 与 HOBr 反应生成 NH_2Br , 防止其被氧化为 $\text{BrO}\cdot$; 在 Cl_2 - NH_3 过程中, Cl_2 首先将 Br^- 氧化为 HOBr , HOBr 和残留的 Cl_2 与随后加入的 NH_3 反应分别生成 NH_2Br 和 NH_2Cl ; 在 NH_3 - Cl_2 过程中, Cl_2 和 NH_3 反应生成的 NH_2Cl 可用作 $\cdot\text{OH}$ 的清除剂以抑制 $\text{Br}\cdot$ 的生成, 并通过与 HOBr 反应生成 NHBrCl 来抑制 $\text{BrO}\cdot$ 的生成^[58]。

如果需要高 O_3 剂量或长接触时间, 添加 NH_3 可能无法很好地控制 BrO_3^- 的生成, 而 Cl_2 - NH_3 和 NH_3 - Cl_2 可克服其缺点, 并且 Cl_2 - NH_3 和 NH_3 - Cl_2 的

选择需根据原水水质来确定。对于含 NH_3 原水, 必须选择 NH_3 - Cl_2 过程; 对于不含 NH_3 原水, 在酸性或中性条件下 Cl_2 - NH_3 过程更具优势, 碱性条件下, 若 Br^- 浓度较低以及允许更长的预处理时间, 则 NH_3 - Cl_2 过程可能更合适, 否则仍选用 Cl_2 - NH_3 过程^[59]。

3.2.4 催化臭氧化

催化臭氧化能够提高 O_3 的利用效率及氧化能力, 并且抑制臭氧化副产物 BrO_3^- 的生成, 具体机理较为复杂多样。目前常用的催化剂包括金属氧化物 (CeO_2 、 SnO_2 、 TiO_2 等)、新型复合催化剂 (Fe-Cu-MCM-41 、 Ce-MCM-48 、 $\text{Fe-Al LDH}/\text{Al}_2\text{O}_3$ 、 CuCo_2O_4 -GO 等) 及其他类型催化剂。此外, 光催化臭氧化也能控制 BrO_3^- 的生成, 光催化速率/臭氧化速率 ≈ 0.3 时可获得最高的协同作用, 并且光催化在低 pH 下能够将 BrO_3^- 还原为无害的溴化物^[60]。需要注意, 催化臭氧化可能会导致有机氮以 NO_3^- -N 和氨氮的形式矿化, 但氨氮的增加可减少 BrO_3^- 的生成。

3.2.5 其他措施

除以上措施之外, 投加 KMnO_4 、紫外照射、降低 pH 等也能控制 BrO_3^- 的生成, 但由于具体效果或经济成本等, 相关案例及报道较少。因此, 水厂在运行过程中需结合原水水质选择合理的措施方案, 并且若通过投加化学物质来控制 BrO_3^- , 还需考虑到引起的水质变化及运行费用。

3.3 其他问题

3.3.1 抗生素耐药菌 (ARB) 及耐药基因增加

O_3 -BAC 工艺运行过程中可能会造成水中 ARB 的显著增加。Bai 等^[61] 研究认为, 抗生素耐药基因 (ARGs) 在 BAC 生物膜中不同菌种之间的转移, 是导致更多细菌获得抗生素抗性的主要原因。因此, O_3 -BAC 工艺并不比传统的混凝+沉淀工艺更适合去除 ARGs, 并且氯消毒过程不再是对抗 ARB 和 ARGs 的最后一道防线, 这突出了对新型高效水净化技术的需求。

3.3.2 出水 pH 降低

由于 O_3 氧化生成有机酸、微生物代谢过程释放 CO_2 , 并且 BAC 使用过程中官能团数会减少而影响其酸碱缓冲效果, 出水 pH 可能降低, 如果原水碱度不足则会变成酸性。实际运行过程中常采用多点加碱的方式。Lu 等^[62] 开发了一种调节 pH 的新方

法:先将活性炭在氢氧化钠溶液中浸泡改性,使其 pH 达到理想值,然后在砂滤器进水中投加石灰,将进水的 pH 控制在一定值,该方法已在中试试验和自来水厂得到了证实。

3.3.3 耦合膜过滤工艺中膜污染

O_3 -BAC 耦合膜过滤是水厂中常见的工艺类型,用于防止微生物泄漏及实现更高效的水质净化等。并且 O_3 -BAC 预处理可减少 DOC 的低表观分子量部分并增加 DOM 的平均斯托克斯半径,因此,膜结垢主要是饼层形成而不是孔堵塞,从而使稳定通量更高^[63]。然而,BAC 减少了有助于减轻膜污染的残留 O_3 、释放了 SMPs,并且 O_3 对 BAC 生物膜和吸附组分的化学氧化作用产生了污垢^[64-65],因此,需采取措施控制 BAC 造成的膜污染。

Yu 等^[66]提出了 $O_3+UF+H_2O_2$ 的方案,即在 UF 前用 0.4 mg/L 的 O_3 预处理,并用 8 mg/L 的 H_2O_2 反冲洗来杀灭附着在膜表面的细菌。Aryai 等^[67]研究认为,将磁性离子交换树脂(MIEX)与 BAC 联合使用进行纳滤膜过滤前的预处理,MIEX 可有效减少水中的高分子量污染物,并且按 MIEX-BAC 顺序组合可使膜稳定通量更高。此外, O_3 /陶瓷膜-BAC 工艺将臭氧化和膜过滤结合到一个反应器里,有助于减轻膜污染及降低 BAC 负荷,并且陶瓷膜由于其优越的物理和化学稳定性可以抵抗 O_3 氧化及清洗剂的清洗,但将膜过滤前置需判断微生物泄漏风险。该一体化工艺因出水水质稳定、抗污染能力强、占地面积小,可用于农村分散供水。图 3 为某农村全自动化饮用水处理系统工艺流程^[68]。

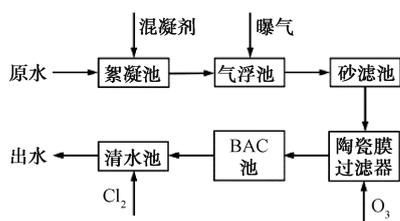


图 3 某农村全自动化饮用水处理系统工艺流程^[68]

Fig. 3 Process Flow of a Rural Fully Automated Drinking Water Treatment System^[68]

4 结语

(1) O_3 -BAC 工艺对于污染物的去除机理主要归结于臭氧化、BAC 吸附及生物降解作用,工艺对不同污染物的去除机理可能存在显著差异。因此,

研究工艺对特定污染物的具体去除机理,并通过优化运行条件提高去除效果,将是 O_3 -BAC 工艺面对新兴污染物治理背景下的重点研究方向。

(2) O_3 -BAC 工艺运行过程中存在的问题不可避免,未来仍需不断发现问题并优化控制措施。通过投加化学物质对工艺进行改善的方案,如改良活性炭性能及控制溴酸盐生成等,需考虑到其对微生物及水质带来的负面影响,因此,寻找实现最佳效果的平衡点至关重要。

(3) O_3 -BAC 耦合膜过滤组合工艺实现了对水质的进一步净化,并且随着 UF 膜经济成本降低,具有广阔的应用前景。此外,膜过滤的位置及工艺形式需根据水源水质、重点污染物的去除、出水指标及其他因素来确定,切勿生搬硬套。

(4)随着 BIEC 等产物的兴起,BAC 的发展将面临巨大挑战,可作为微生物载体的新型吸附材料的制备及 BAC 的改性增强将是今后的研究热点。另外,若对它们进行性能比较,应重点围绕重点污染物去除、运行稳定性及经济成本等方面。新材料将有可能在特定条件下成为 BAC 的替代产物。

参考文献

- [1] WANG G Q, LI J W, SUN W C, et al. Non-point source pollution risks in a drinking water protection zone based on remote sensing data embedded within a nutrient budget model[J]. Water Research, 2019, 157: 238-246. DOI: 10.1016/j.watres.2019.03.070.
- [2] 生态环境部. 2020 年中国生态环境状况公报(摘录)[J]. 环境保护, 2021, 49(11): 47-68.
- [3] 国家市场监督管理总局, 国家标准化管理委员会. 关于批准发布《生活饮用水卫生标准》等 5 项强制性国家标准的公告[J]. 中国标准化, 2022(7): 272-272.
- [4] SHEN H, FAN H L, WU N X, et al. A comparison of removal efficiencies of conventional drinking water treatment and advanced treatment equipped with ozone-biological activated carbon process[J]. Environmental Technology, 2021, 42(26): 4079-4089. DOI: 10.1080/09593330.2020.1745290.
- [5] GUO Q Y, ZHANG X H, LI X, et al. Variation and mitigation of musty, septic, chemical, grassy, fishy odors and corresponding odorants in a full-scale drinking water treatment plant with advanced treatments[J]. Chemosphere, 2021, 269: 128691. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128691.
- [6] 董秉直, 王蕊, 郜阔, 等. 预臭氧对深度工艺去除臭味和有机物的影响[J]. 给水排水, 2019, 55(6): 50-53, 58.

- [7] WANG C M, YU J W, CHEN Y, et al. Co-occurrence of odor-causing dioxanes and dioxolanes with bis (2-chloro-1-methylethyl) ether in Huangpu River source water and fates in O₃-BAC process [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 430: 128435. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2022.128435.
- [8] KASUGA I, NIU J, KURISU F, et al. Autotrophic growth competition between ammonia-oxidizing archaea and ammonia-oxidizing bacteria in biological activated carbon filter with nitrification potential [C]. Nagoya; 5th International Slow Sand and Alternative Biological Filtration Conference, 2014.
- [9] XU J J, MA J, FAN Y Z, et al. The process selection and design for the second phase project of the Guanjinggang water plant [C]. Kuala Lumpur: International Conference on Energy, Materials and Manufacturing Engineering (EMME), 2015. DOI: 10.1051/mateconf/20152504011.
- [10] SHAN Y W, LIU C, FENG C L, et al. Effects of low frequency ultrasound on ammonium nitrogen removal by biological activated carbon filter [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, 38: 101682. DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101682.
- [11] 刘坤乔, 胥倩倩, 汪步云, 等. 不同深度处理工艺净化太湖高藻原水的中试研究 [J]. *中国给水排水*, 2021, 37(9): 21-26.
- [12] LIU J G, HAN L C, ZHANG C Y, et al. Study on full-scale H₂O₂/O₃-UBAC process for removing organic matters in drinking water treatment [J]. *Desalination and Water Treatment*, 2014, 52(25/26/27): 5044-5051. DOI: 10.1080/19443994.2014.889435.
- [13] 沈恺乐, 邓慧萍, 沈冠杰. 浙江省某水厂臭氧活性炭深度处理工艺运行效果分析 [J]. *给水排水*, 2021, 47(7): 26-31.
- [14] LIN Q F, DONG F L, MIAO Y X, et al. Removal of disinfection by-products and their precursors during drinking water treatment processes [J]. *Water Environment Research*, 2020, 92(5): 698-705. DOI: 10.1002/wer.1263.
- [15] 刘宝明, 王夕希, 张晓夏, 等. 臭氧对生物活性炭中微生物及出水消毒副产物的影响 [J]. *环境科学*, 2020, 41(1): 253-261.
- [16] CHEN H, LIN T, CHEN W, et al. Different removal efficiency of disinfection-byproduct precursors between dichloroacetonitrile (DCAN) and dichloroacetamide (DCAcAm) by up-flow biological activated carbon (UBAC) process [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(25): 25874-25882. DOI: 10.1007/s11356-019-05736-4.
- [17] FARRE M J, INSA S, LAMB A, et al. Occurrence of N-nitrosamines and their precursors in Spanish drinking water treatment plants and distribution systems [J]. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2020, 6(1): 210-220. DOI: 10.1039/c9ew00912d.
- [18] GLOVER C M, QUINONES O, DICKENSON E R V. Removal of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in potable reuse systems [J]. *Water Research*, 2018, 144: 454-461. DOI: 10.1016/j.watres.2018.07.018.
- [19] MATSUSHITA T, MORIMOTO A, KURIYAMA T, et al. Removals of pesticides and pesticide transformation products during drinking water treatment processes and their impact on mutagen formation potential after chlorination [J]. *Water Research*, 2018, 138: 67-76. DOI: 10.1016/j.watres.2018.01.028.
- [20] RIVERA-UTRILLA J, SANCHEZ-POLO M, GOMEZ-SERRANO V, et al. Activated carbon modifications to enhance its water treatment applications. An overview [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 187(1/2/3): 1-23. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.01.033.
- [21] LIAO X B, ZHANG X J, WANG J, et al. Application of conventional and O₃-BAC processes to treat organic matter and antibiotic pollutants in a lake in East China [J]. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2013, 13(6): 1470-1477. DOI: 10.2166/ws.2013.155.
- [22] 许龙, 王志峰. 某水厂中微塑料的赋存及去除特性 [J]. *净水技术*, 2020, 39(7): 109-113, 120.
- [23] JANTARAKASEM C, KASUGA I, KURISU F, et al. Temperature-dependent ammonium removal capacity of biological activated carbon used in a full-scale drinking water treatment plant [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(20): 13257-13263. DOI: 10.1021/acs.est.0c02502.
- [24] REN Z J, FU X L, ZHANG G M, et al. Study on performance and mechanism of enhanced low-concentration ammonia nitrogen removal from low-temperature wastewater by iron-loaded biological activated carbon filter [J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 301: 113859. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113859.
- [25] YANG K, YU J W, GUO Q Y, et al. Comparison of micropollutants' removal performance between pre-ozonation and post-ozonation using a pilot study [J]. *Water Research*, 2017, 111: 147-153. DOI: 10.1016/j.watres.2016.12.043.
- [26] 董秉直, 孙雨卉, 蒋福春, 等. 预臭氧在臭氧生物活性炭深度处理工艺中的优化和协同作用 [J]. *给水排水*, 2019, 55(1): 24-30.
- [27] NIU D, WANG X J, CHEN X S, et al. Optimized dosage control of the ozonation process in drinking water treatment [J]. *Measurement & Control*, 2021, 54(5/6): 692-700. DOI: 10.1177/00202940211007164.
- [28] 成小翔. 臭氧/紫外/复合吸附滤池组合工艺处理淮河水试验研究 [D]. 济南: 山东建筑大学, 2014.
- [29] 沈小红. 臭氧生物活性炭系统调试水质变化研究 [J]. *给水排水*, 2022, 58(1): 50-55.
- [30] 冯俊凯, 陶辉, 陈卫, 等. 不同水源下臭氧/生物活性炭运行参数的优化 [J]. *中国给水排水*, 2020, 36(9): 47-51.
- [31] 刘成, 杨瑾涛, 李聪聪, 等. 生物活性炭在应用过程中的变化规律及其失效判定探讨 [J]. *给水排水*, 2019, 45(2): 9-

- 16, 21.
- [32] 陈诗琦, 刘成, 沈海军, 等. 水厂失效生物活性炭的更换策略探讨[J]. 中国给水排水, 2020, 36(17): 49-56.
- [33] LIU C, SUN Z H, CHEN W. Variation in the biological characteristics of BAC during ultrasonic regeneration [J]. Ultrasonics Sonochemistry, 2020, 61: 104689. DOI: 10.1016/j.ultsonch.2019.104689.
- [34] LIU Z, SOLLIEC M, PAPINEAU I, et al. Elucidating the removal of organic micropollutants on biological ion exchange resins [J]. Science of the Total Environment, 2022, 808: 152137. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152137.
- [35] LIU Z, LOMPE K M, MOHSENI M, et al. Biological ion exchange as an alternative to biological activated carbon for drinking water treatment [J]. Water Research, 2020, 168: 115148. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115148.
- [36] WINTER J, WRAY H E, SCHULZ M, et al. The impact of loading approach and biological activity on NOM removal by ion exchange resins [J]. Water Research, 2018, 134: 301-310. DOI: 10.1016/j.watres.2018.01.052.
- [37] ZIMMERMANN K, WRIGHT J, BERUBE P, et al. Biological ion exchange capable of sulphate-based secondary ion exchange during long-term DOC removal [J]. Water Research, 2021, 196: 117036. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117036.
- [38] LIU Z, MILLS E C, MOHSENI M, et al. Biological ion exchange as an alternative to biological activated carbon for natural organic matter removal; Impact of temperature and empty bed contact time (EBCT) [J]. Chemosphere, 2022, 288: 132466. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.132466.
- [39] 关春雨, 马军, 唐升卿, 等. 剩余臭氧影响活性炭净水效能原因分析[J]. 给水排水, 2010, 46(5): 19-23.
- [40] 韩立能, 刘文君, 王占生, 等. 上/下向流生物活性炭处理效果比较[J]. 清华大学学报(自然科学版), 2012, 52(5): 677-681.
- [41] 毕爱军. 后置下向流臭氧-生物活性炭工艺深度处理工程应用[J]. 净水技术, 2020, 39(8): 36-43.
- [42] 陈皓琮, 吴俊业, 沈恺乐, 等. 不同流向臭氧生物活性炭工艺对比分析[J]. 净水技术, 2020, 39(2): 57-65.
- [43] DONG S, LIU L J, ZHANG Y X, et al. Occurrence and succession of bacterial community in O₃-BAC process of drinking water treatment [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2019, 16(17): 3112. DOI: 10.3390/ijerph16173112.
- [44] 许嘉炯, 雷挺, 沈裘昌, 等. 嘉兴南郊水厂微污染河水集成净水处理工艺选择与设计[J]. 给水排水, 2008, 34(9): 9-14.
- [45] 李丰庆. 我国超大超滤水厂——广州北部水厂工艺设计[J]. 中国给水排水, 2021, 37(10): 66-70.
- [46] 范志强, 窦茵, 陈洪斌. 生物活性炭砂垫层对饮用水生物安全性控制的研究与应用[J]. 净水技术, 2022, 41(2): 16-23.
- [47] WU Z L, TANG X C, CHEN H B. Influence of the type of activated carbon on invertebrate leakage in biological activated carbon filter [J]. Desalination and Water Treatment, 2017, 94: 40-46. DOI: 10.5004/dwt.2017.21521.
- [48] 李建勇, 段冬. O₃-BAC 工艺微型动物泄漏控制技术研究进展[J]. 给水排水, 2012, 48(9): 165-168.
- [49] XING X C, LI T, BI Z H, et al. Efficient removal of disinfection by-products precursors and inhibition of bacterial detachment by strong interaction of EPS with coconut shell activated carbon in ozone/biofiltration [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 392: 122077. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122077.
- [50] 王自强, 刘守新, 刘尚. 饮用水深度净化载银活性炭研究进展[J]. 化工进展, 2009, 28(12): 2226-2231, 2236.
- [51] BI Z H, LI T, XING X C, et al. Contribution of extracellular polymeric substances and microbial community on the safety of drinking water quality: By mean of Cu/activated carbon biofiltration [J]. Chemosphere, 2022, 286: 131686. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131686.
- [52] XING X C, WANG H B, HU C, et al. Effects of phosphate-enhanced ozone/biofiltration on formation of disinfection byproducts and occurrence of opportunistic pathogens in drinking water distribution systems [J]. Water Research, 2018, 139: 168-176. DOI: 10.1016/j.watres.2018.03.073.
- [53] ZHU Q, LIU D M, CUI F Y, et al. Study of bromate formation and control by ozonation-biological activated carbon process [C]. Guilin: International Conference on Energy and Environment Technology (ICEET 2009), 2009. DOI: 10.1109/iceet.2009.421.
- [54] YU J W, WANG Y J, WANG Q, et al. Implications of bromate depression from H₂O₂ addition during ozonation of different bromide-bearing source waters [J]. Chemosphere, 2020, 252: 126596. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126596.
- [55] BENI WAL D, TAYLOR-EDMONDS L, ARMOUR J, et al. Ozone/peroxide advanced oxidation in combination with biofiltration for taste and odour control and organics removal [J]. Chemosphere, 2018, 212: 272-281. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.08.015.
- [56] WANG Y J, YU J W, HAN P, et al. Advanced oxidation of bromide-containing drinking water: A balance between bromate and trihalomethane formation control [J]. Journal of Environmental Sciences, 2013, 25(11): 2169-2176. DOI: 10.1016/s1001-0742(12)60280-0.
- [57] WANG Y J, WANG S T, LI J L, et al. The formation and control of ozonation by-products during drinking water advanced treatment in a pilot-scale study [J]. Science of the Total Environment, 2022, 808: 151921. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.151921.

(下转第 25 页)

参 考 文 献

- [1] 江苏省住房和城乡建设厅. 江苏省城镇供水厂臭氧-生物活性炭工艺运行管理指南(试行):苏建城[2014]611号[S].
- [2] 上海市市场监督管理局. 净水厂用煤质颗粒活性炭选择、使用及更换技术规范:DB31/T 451—2021[S].
- [3] 广州市市场监督管理局. 臭氧-生物活性炭深度净水工艺设计与运行管理技术规程:DB 4401/T 71—2020[S].
- [4] 陈有军, 许光, 杨杨, 等. 颗粒活性炭在净水厂中的使用性能分析[J]. 给水排水, 2014, 50(9): 9-12.
- [5] LIU C, SUN Y K, WANG D Y, et al. Performance and mechanism of low-frequency ultrasound to regenerate the biological activated carbon[J]. Ultrasonics-Sonochemistry, 2017, 34: 142-153. DOI: 10.1016/j.ultsonch.2016.05.036.
- [6] 巢猛, 盛德洋, 刘清华, 等. 臭氧-生物活性炭深度处理工艺炭料选型试验研究[J]. 给水排水, 2017, 53(7): 55-58.
- [7] WANG J Z, SUMMERS R S, MILTNER R, et al. Biofiltration performance: Part 1, relationship to biomass[J]. Journal of American Water Works Association, 1995, 87(12): 55-63. DOI:10.1002/J.1551-8833.1995.TB06465.X.
- [8] LIU C, SUN Z H, CHEN W. Variation in the biological characteristics of BAC during ultrasonic regeneration[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 2020, 61: 104689. DOI: 10.1016/j.ultsonch.2019.104689.
- [9] SUN Z H, LIU C, CAO Z, et al. Study on regeneration effect and mechanism of high-frequency ultrasound on biological activated carbon[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 2018, 44: 86-96. DOI: 10.1016/j.ultsonch.2018.01.024.
- [10] 余祎, 刘文君, 董丽华, 等. 活性炭孔径分布对 BAC 运行和微生物特性影响研究[J]. 给水排水, 2016, 52(3): 36-41.
- [11] 刘成, 杨瑾涛, 李聪聪, 等. 生物活性炭在应用过程中的变化规律及其失效判定探讨[J]. 给水排水, 2019, 55(2): 9-16, 21.
- [12] 刘嘉琪, 胡侃, 庄星宇, 等. 自来水厂失效生物活性炭再生技术研究及应用分析[J]. 中国给水排水, 2022, 38(10): 25-31.
- [13] 冯昌龙, 庄星宇, 王慕, 等. 生物活性炭运行过程中的强度变化规律及机理[J]. 净水技术, 2022, 41(12): 37-45, 85.
- [14] 陈诗琦, 刘成, 沈海军, 等. 水厂失效生物活性炭的更换策略探讨[J]. 中国给水排水, 2020, 36(17): 49-56.
- [58] LIU Z, WEN G, NI Y L, et al. Inhibition of bromate formation in the ozone/peroxymonosulfate process by ammonia, ammonia-chlorine and chlorine-ammonia pretreatment; Comparisons with ozone alone[J]. Separation and Purification Technology, 2022, 278: 119600. DOI: 10.1016/j.seppur.2021.119600.
- [59] LING L, DENG Z, FANG J Y, et al. Bromate control during ozonation by ammonia-chlorine and chlorine-ammonia pretreatment; Roles of bromine-containing haloamines[J]. Chemical Engineering Journal, 2020, 389: 123447. DOI: 10.1016/j.cej.2019.123447.
- [60] PARRINO F, CAMERA-RODA G, LODDO V, et al. Photocatalytic ozonation; Maximization of the reaction rate and control of undesired by-products[J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2015, 178: 37-43. DOI: 10.1016/j.apcatb.2014.10.081.
- [61] BAI X H, MA X L, XU F M, et al. The drinking water treatment process as a potential source of affecting the bacterial antibiotic resistance[J]. Science of the Total Environment, 2015, 533: 24-31. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.06.082.
- [62] LU S M, CHEN J L, LI F. Investigation on the key factors and the solution for pH value decrease in carbon filter in O₃-BAC process[J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2013, 21(8): 914-919. DOI: 10.1016/s1004-9541(13)60555-8.
- [63] QU F S, YAN Z S, WANG H, et al. A pilot study of hybrid biological activated carbon (BAC) filtration-ultrafiltration process for water supply in rural areas; Role of BAC pretreatment in alleviating membrane fouling[J]. Environmental Science-Water Research & Technology, 2018, 4(2): 315-324. DOI: 10.1039/c7ew00381a.
- [64] IM D, NAKADA N, FUKUMA Y, et al. Effects of the inclusion of biological activated carbon on membrane fouling in combined process of ozonation, coagulation and ceramic membrane filtration for water reclamation[J]. Chemosphere, 2019, 220: 20-27. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.12.071.
- [65] HAMID K I A, SANCIOLO P, GRAY S, et al. Impact of ozonation and biological activated carbon filtration on ceramic membrane fouling[J]. Water Research, 2017, 126: 308-318. DOI: 10.1016/j.watres.2017.09.012.
- [66] YU X F, LIN T, XU H, et al. Ultrafiltration of up-flow biological activated carbon effluent: Extracellular polymer biofouling mechanism and mitigation using pre-ozonation with H₂O₂ backwashing[J]. Water Research, 2020, 186: 116391. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116391.
- [67] ARYAI A, SATHASIVAN A, HEITZ A, et al. Combined BAC and MIEX pre-treatment of secondary wastewater effluent to reduce fouling of nanofiltration membranes[J]. Water Research, 2015, 70: 214-223. DOI: 10.1016/j.watres.2014.12.003.
- [68] CHEN L, LI J B, FU W Y, et al. Ceramic membrane based hybrid process for the upgrade of rural water treatment plants: A pilot study[J]. Water Environment Research, 2021, 93(1): 75-83. DOI: 10.1002/wer.1348.

(上接第 18 页)