

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2020.11.006

O_3 /BAC 工艺中臭氧作用条件优化研究

许子丽¹, 陈卫¹, 陶辉¹, 杨琛栋², 刘彩娥²

(1. 河海大学环境学院, 江苏南京 210098; 2. 常州市金坛自来水有限公司, 江苏常州 213200)

摘要: 为优化以长荡湖为水源的臭氧/上向流生物活性炭(O_3 /BAC)工艺的运行效能, 通过小试装置, 采用响应面 Box-Behnken 设计方法, 探究臭氧氧化过程中甲醛的生成规律; 借助中试装置, 研究臭氧 CT 值(C 为水中臭氧浓度, T 为臭氧接触时间)以及臭氧投加比例对 O_3 /BAC 工艺处理效能的影响, 优化臭氧运行参数。结果表明, 臭氧氧化过程中, 各水质因子对甲醛生成量的影响程度从大到小分别为 TOC 浓度、臭氧投加量、pH 值和 Br^- 浓度, 随着臭氧投加量的增大, 出水中甲醛含量呈现先增大后减小的变化趋势; 针对长荡湖水源, 以 COD_{Mn} 、 UV_{254} 、氨氮、三卤甲烷生成势和甲醛为控制指标, 建议臭氧 CT 值采用 $0.45 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ (臭氧投加量为 $1 \text{ mg}/\text{L}$, 臭氧接触时间为 15 min), 臭氧投加比例采用 $3:1:1$; 同时, 液相色谱/有机碳测定仪(LC/OCD)分析结果表明, 在该臭氧运行条件下, 臭氧能明显改变有机物性质, 有助于提高生物活性炭的处理效能。

关键词: 臭氧; 生物活性炭; 臭氧 CT 值; 臭氧投加比例; 甲醛; 有机物

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)11-0033-06

Optimization of Ozone Action Conditions in O_3 /BAC Process

XU Zi-li¹, CHEN Wei¹, TAO Hui¹, YANG Chen-dong², LIU Cai-e²

(1. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. Changzhou Jintan Water Supply Co. Ltd., Changzhou 213200, China)

Abstract: In order to optimize the operational efficiency of ozone/upflow biological activated carbon (O_3 /BAC) process treating Changdang Lake raw water, formation rule of formaldehyde in a bench-scale equipment during ozonation process was explored by using response surface methodology designed by Box-Behnken Design. The effects of ozone CT value (C : ozone concentration; T : ozone contact time) and ozone dosing ratio on purification efficiency of O_3 /BAC in a pilot plant were explored, and the operational parameters of ozonation were optimized. In the ozonation process, the influence degree of each water quality factor on formaldehyde formation in descending order was TOC concentration, ozone dosage, pH and Br^- concentration, respectively. With the increase of ozone dosage, the formaldehyde in the effluent increased first and then decreased. For the raw water from Changdang Lake, COD_{Mn} , UV_{254} , ammonia nitrogen, trihalomethane formation potential and formaldehyde were taken as the control indexes, and the ozone CT value and ozone dosing ratio were suggested to be $0.45 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ (the corresponding ozone dosage was $1 \text{ mg}/\text{L}$, and the ozone contact time was 15 min) and $3:1:1$.

基金项目: 中央高校基本科研业务费项目(2017B13714); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07201002)
通信作者: 陈卫 E-mail: cw5826@hhu.edu.cn

At the same time, ozone could significantly change the properties of organic matter under the above operational condition according to the results of liquid chromatography and organic carbon analyzer, which was helpful to improve the treatment efficiency of biological activated carbon.

Key words: ozone; biological activated carbon; ozone CT value; ozone dosing ratio; formaldehyde; organic matter

随着人们对生活饮用水水质的要求不断提高,常规水处理工艺难以满足供水要求,需增设深度处理工艺提高供水水质。实际生产经验表明,相比下向流生物活性炭(BAC)工艺,上向流 BAC 工艺往往能表现出更稳定的污染物去除效能以及更长的运行周期^[1]。适当的臭氧氧化作用能够通过改变有机物性质,同时增加水中的溶解氧浓度,与后续 BAC 工艺产生良好的协同作用^[2-3]。但臭氧投加量过大,会导致水中亲水性有机物增多,臭氧剩余浓度过高,不利于后续生物作用,并且造成资源浪费,还可能导致溴酸盐、醛类等臭氧氧化副产物的大量生成。在相同的臭氧投加量下,适当的臭氧投加比例能提高臭氧利用率,保障生物活性炭的高效运行。

响应面法(RSM)结合了数学和统计手段,可通过有限的试验次数探究单因素及多因素的交互作用。本研究通过响应面设计,探究臭氧氧化过程中甲醛的生成规律。针对不同的水源,臭氧的最佳运行参数不同。以往的研究多以臭氧投加量和臭氧接触时间作为臭氧控制指标^[4],而臭氧的利用效能与臭氧反应柱的结构和曝气方式有很大关系。因此,本研究选择以臭氧 CT 值(C 为水中臭氧浓度, T 为臭氧接触时间)为控制指标进行优化试验。依托中试,在长荡湖水源条件下,以提高污染物去除率、减量控制臭氧副产物为目标,优化出最适合上向流 BAC 工艺的臭氧运行参数。同时,借助液相色谱/有机碳测定仪(LC/OCD)分析臭氧在有机物去除过程中所起的作用,以期为水厂的工艺改进提供科学依据和技术支持。

1 试验材料与方法

1.1 试验水质

中试装置的进水采用实际生产工艺中的沉淀池出水,水质参数如下:DO 为 7.38~9.3 mg/L,pH 值为 7.5~7.6,水温为 20~26℃,浊度为 1.07~4.23 NTU,COD_{Mn} 为 1.88~2.95 mg/L,氨氮为 0.11~0.38 mg/L,DOC 为 2.66~3.94 mg/L,UV₂₅₄ 为 0.033~0.054 cm⁻¹,溴离子为 30~80 μg/L。

1.2 试验装置

中试流程见图 1。水厂的沉淀出水通过水泵加压,从臭氧柱的上端接口进入臭氧柱,与底部钛板曝入的臭氧气体充分接触反应后,通过下进上出的方式进入活性炭柱,上升流速为 10 m/h。臭氧投加量和投加比例通过臭氧发生器的电流旋钮和气体流量计的开度控制。活性炭为水厂新炭,臭氧柱高为 4 m、直径为 15 cm,炭柱高为 4 m、直径为 25 cm,炭层高为 2 m,砂滤柱高为 4 m。

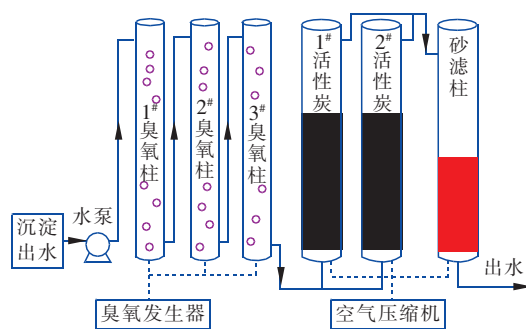


图 1 中试装置流程

Fig. 1 Schematic apparatus of pilot-scale test

1.3 试验方法

通过小试,根据响应面分析的 Box-Behnken 设计方法,探究臭氧氧化过程中甲醛的生成规律。以中试装置为依托,参照水厂实际运行参数,研究臭氧 CT 值以及投加方式对 O₃/上向流 BAC 系统出水水质的影响,确定最佳臭氧运行参数。

1.4 分析项目与方法

三卤甲烷(THMs)、卤乙腈、三氯硝基甲烷采用毛细管柱气相色谱法测定;氨氮采用纳氏试剂分光光度法测定;COD_{Mn}采用酸性高锰酸盐滴定法测定;溴离子、溴酸盐采用离子色谱法测定;UV₂₅₄采用紫外分光光度法测定;甲醛采用 AHMT 分光光度法测定;DOC 采用德国耶拿 N/C 2010 TOC/TN 测定仪测定;气相中的臭氧浓度采用碘量法测定,液相中的臭氧浓度采用靛蓝法测定;有机物分子质量分布采用 LC/OCD 法测定。试验过程中,由于原水中的溶解性有机氮(DON)和溴离子浓度较低,所有试验水样

中的卤乙腈、三氯硝基甲烷以及溴酸盐均未检出,不进行讨论。

2 结果与讨论

2.1 臭氧氧化过程中的副产物生成效能

采用自配水(在去离子水中添加一定浓度的腐殖酸和 KBr)作为小试进水,借助响应面试验的 Box-Behnken 设计方法,选取 Br⁻ 浓度、臭氧投加量、TOC 浓度、pH 值为 4 个独立变量,设计四因素三水平试验,测定响应值:甲醛含量。结合水厂实际进水水质情况,设计试验因素水平见表 1。

表 1 响应面试验因素及水平设计

Tab.1 Experimental factor and level design for RSM

| 项 目 | 编码水平 | | |
|--|------|-----|-----|
| | -1 | 0 | 1 |
| A: 初始 Br ⁻ 浓度/(μg · L ⁻¹) | 100 | 200 | 300 |
| B: 臭氧投加量/(mg · L ⁻¹) | 1 | 2 | 3 |
| C: TOC 浓度/(mg · L ⁻¹) | 2 | 3.5 | 5 |
| D: pH 值 | 6.5 | 7.5 | 8.5 |
| 注: 1 = 高水平, -1 = 低水平, 0 = 中心点。 | | | |

使用 Design-Expert 8.0.6 软件对所得回归方程进行方差分析,结果显示,模型的 F 值为 15.63, $p < 0.0001$,表明所得二次模型回归显著,可靠性高。模型的决定系数 R^2 为 0.9399 > 0.9 , $R^2(\text{adj}) = 0.8797 > 0.8$,说明试验值和预测值之间的相关性较高,在研究范围内,可用回归方程代替真实值对试验结果进行分析,且模型的失拟项不显著,变异系数小($C.V. = 8.78\% < 10\%$),模型的拟合度良好。从方差分析和模型诊断可以看出,依据响应面法所建立的二次回归模型预测臭氧氧化过程中甲醛的生成量可行性较高。

Br⁻ 浓度、臭氧投加量、TOC 浓度和 pH 值这 4 个水质因子的 F 值分别为 13.26、42.51、114.05 和 27.15,对响应值影响的程度为 TOC 浓度 $>$ 臭氧投加量 $>$ pH 值 $>$ Br⁻ 浓度。此外,4 个单因素以及 AD、BC 对应的 p 值均小于 0.05,说明除 4 个单因素对甲醛生成量有显著影响外,各因素间还存在交互作用。根据回归方程可绘制出各水质因子对甲醛生成量影响的响应曲面图,如图 2 所示。其中,曲面坡度可反映交互效应的强弱^[5]。

在其他 3 个参数固定不变的情况下,甲醛生成量随着进水 Br⁻ 浓度的升高呈下降趋势。Br⁻ 与 TOC 在臭氧环境中存在竞争关系,间接降低了甲醛的生成量^[6]。甲醛生成量随着 pH 值的增大而减

小,高 pH 值下,水中 ·OH 含量高,可以去除部分甲醛^[7]。当 Br⁻ 浓度、TOC 浓度和 pH 值分别为 200 μg/L、3.5 mg/L 和 7.5 时,臭氧投加量由 1 mg/L 增加至 3 mg/L,甲醛生成量先升高后降低,并在臭氧投加量为 2.2 mg/L 时达到最大。这可能是因为,过量的臭氧可以直接将甲醛等醛类进一步氧化为酸等有机物^[8]。TOC 浓度对甲醛生成量的影响最为显著,进水 TOC 浓度越高,甲醛生成量越多。

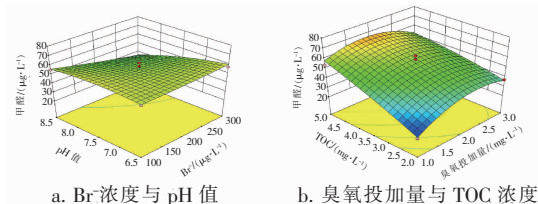


图 2 Br⁻ 浓度与 pH 值以及臭氧投加量与 TOC 浓度对甲醛生成量的影响

Fig.2 Effect of bromine concentration and pH, ozone dosage and TOC concentration on formation of formaldehyde

2.2 臭氧投加 CT 值优化

臭氧氧化过程中,臭氧投加量和接触时间均会影响臭氧的作用效果,本研究以臭氧 CT 值作为综合控制指标进行优化。CT 值为水中臭氧浓度对臭氧接触时间的积分值,试验中,沿水流方向按臭氧接触时间间隔为 1 min 测定臭氧浓度,绘制 $C-T$ 关系图,每两点之间的积分值按梯形面积计算。臭氧接触时间为 15 min,投加比例为 3:1:1,臭氧投加量分别为 0、0.5、1、1.5、2 mg/L,对应的臭氧 CT 值分别为 0、0.15、0.45、0.60 和 0.90 mg · min/L,考察臭氧柱及活性炭柱出水水质的变化情况。

臭氧 CT 值对 COD_{Mn} 去除率的影响如图 3 所示。

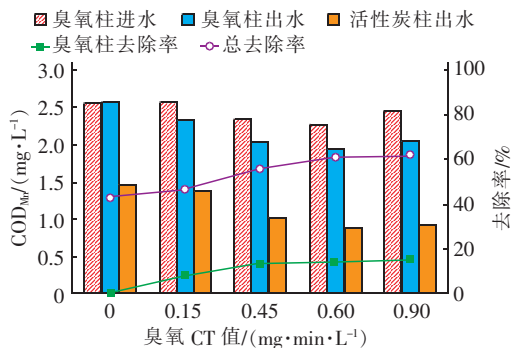


图 3 臭氧 CT 值对 COD_{Mn} 去除率的影响

Fig.3 Effect of ozone CT value on removal efficiency of COD_{Mn}

当臭氧 CT 值由零增加至 $0.45 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ 时, 臭氧对 COD_{Mn} 的去除率由零提升至 13.8% , O_3/BAC 系统对 COD_{Mn} 的总去除率由 42.4% 提升至 56.0% ; 当臭氧 CT 值继续增加至 $0.60 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$, 臭氧对 COD_{Mn} 的去除率提高有限, 为 14.7% , 总去除率提高至 60.6% ; 继续增加臭氧 CT 值至 $0.90 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ 时, 臭氧对 COD_{Mn} 的去除率为 15.6% , 总去除率达到最大, 为 61.8% 。

当臭氧 CT 值由 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ 增加至 $0.45 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ 时, 臭氧对 UV_{254} 的去除率由 11.6% 提升至 34.9% , O_3/BAC 系统对 UV_{254} 的总去除率由 65.1% 增加至 72.1% ; 继续增加臭氧 CT 值至 $0.60 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$, 臭氧对 UV_{254} 的去除率提升至 39.5% , 总去除率达到 76.7% ; 当臭氧 CT 值为 $0.90 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ 时, 臭氧工艺对 UV_{254} 的去除率达到最大, 为 44.2% , 但总去除率保持在 76.7% , 没有明显提升。

臭氧可以将部分有机氮氧化为氨氮, 导致随着臭氧 CT 值的增大, 臭氧柱出水氨氮浓度不断升高, 活性炭柱出水氨氮浓度先降低后升高。当 CT 值分别为 0.15 、 0.45 、 0.60 、 $0.90 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ 时, 臭氧柱出水氨氮浓度相比进水分别增加了 23% 、 45.9% 、 53.2% 和 81.7% , O_3/BAC 系统对氨氮的总去除率分别为 89.9% 、 92.7% 、 89% 和 54.2% 。由此可见, 针对长荡湖水源, 当水温 $>20^\circ\text{C}$ 、臭氧 CT 值 $<0.60 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ 时, 即使臭氧氧化使水体中的氨氮浓度增加, 后续的生物作用也完全可以保证出厂水的氨氮浓度达到要求。但当臭氧 CT 值达到 $0.90 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ 时, O_3/BAC 系统对氨氮的去除率显著降低。

臭氧对 THMs 生成势的去除效果与进水水质有关, 水中有机物组分不同, 臭氧对 THMs 生成势的影响是不确定的。臭氧氧化过程中可以去除部分 THMs 前驱物, 同时也可能生成新的前驱物。针对长荡湖水源, 臭氧 CT 值对 THMs 生成势去除率的影响如图 4 所示。随着臭氧 CT 值的增大, 对 THMs 生成势的去除率逐渐增大, 当 CT 值为 $0.60 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ 时, 对 THMs 生成势的总去除率达到最大, 为 69.2% ; 当 CT 值继续增加至 $0.90 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ 时, 对 THMs 生成势的总去除率略有下降, 为 58.3% 。适量的臭氧可以使水中的大分子有机物分解生成小分子有机物, BAC 单元对这部分有机物的去除效果良好, 可有效降低 THMs 生成势; 但当臭氧 CT 值为 $0.90 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ 时, 出水剩余臭氧浓度达到 0.12

mg/L (大于 $0.1 \text{ mg}/\text{L}$), 不利于后续生物处理, 此时通过臭氧氧化生成过多的小分子亲水性有机物, 这部分 THMs 前驱物不能被后续 BAC 工艺有效去除, 增加了出水加氯消毒产生消毒副产物的风险。

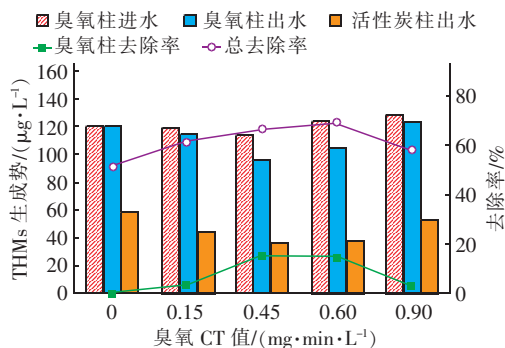


图4 臭氧 CT 值对 THMs 生成势去除率的影响

Fig. 4 Effect of ozone CT value on removal efficiency of THMs formation potential

臭氧 CT 值对甲醛生成量的影响如图 5 所示。当臭氧 CT 值由零升至 $0.45 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ 时, 由于水中还原性物质的竞争作用, 臭氧柱出水甲醛浓度相比进水没有明显升高, 活性炭柱出水甲醛浓度为 $16.2 \mu\text{g}/\text{L}$; 继续增加臭氧 CT 值至 0.60 、 $0.90 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$, 臭氧柱出水甲醛浓度大幅上升, 达到 53.3 和 $64.2 \mu\text{g}/\text{L}$, O_3/BAC 系统对甲醛的总去除率显著降低, 分别为 35% 、 28% 。Nawrocki 等人^[9]研究发现, 醛、酮副产物的最高生成量出现在 $\text{O}_3/\text{DOC} = 1 \sim 1.1$ 时。中试的臭氧柱进水 DOC 在 $2.5 \sim 4 \text{ mg}/\text{L}$ 之间, 故继续增加臭氧投加量, 甲醛生成量有继续升高的可能性。

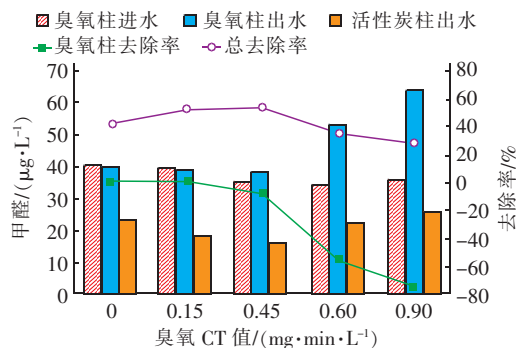


图5 臭氧 CT 值对甲醛生成量的影响

Fig. 5 Effect of ozone CT value on formation of formaldehyde

综上, 针对长荡湖水源, 当臭氧 CT 值达到 $0.45 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$ (臭氧投加量为 $1 \text{ mg}/\text{L}$, 臭氧接触时间为 15 min) 时, 可保证 O_3/BAC 系统对各项污染物指

标的去除效能良好,出水甲醛浓度达标。

2.3 臭氧投加比例优化

臭氧多级投加可延长有效氧化时间,提高有效臭氧浓度。相同臭氧投加量,采用不同的投加比例将影响臭氧功能的发挥。通过中试装置,控制臭氧投加量为 1 mg/L、接触时间为 15 min,对比沿水流方向投加比例分别为 2 : 1 : 1 和 3 : 1 : 1 时(臭氧 CT 值分别为 0.40 和 0.45 mg · min/L),臭氧柱和活性炭柱的出水水质情况,确定臭氧最佳投加比例。

臭氧投加比例对 COD_{Mn} 和 THMs 生成势去除率的影响如图 6 所示。

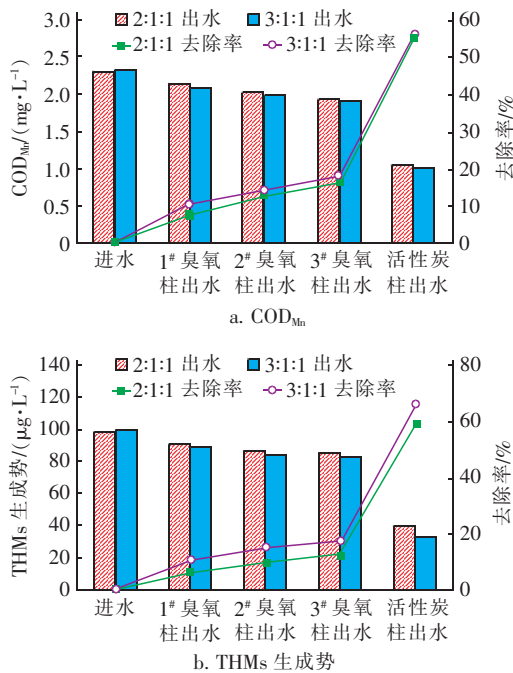


图 6 臭氧投加比例对 COD_{Mn} 和 THMs 生成势去除率的影响
Fig.6 Effect of ozone dosing ratio on removal efficiency of COD_{Mn} and THMs formation potential

当臭氧投加比例为 2 : 1 : 1 时,O₃/BAC 系统对 COD_{Mn} 和 UV₂₅₄ 的总去除率分别为 55.2% 和 63.6% ;当臭氧投加比例为 3 : 1 : 1 时,对 COD_{Mn} 和 UV₂₅₄ 的总去除率分别为 56% 和 69.7%。随着一级臭氧投加比例的增加,臭氧出水氨氮浓度明显上升,但是仍然可以被后续生物活性炭有效去除。当臭氧投加比例为 2 : 1 : 1 时,O₃/BAC 系统对氨氮的总去除率为 81.4% ;当臭氧投加比例为 3 : 1 : 1 时,对氨氮的总去除率为 86.2%。当臭氧投加比例为 3 : 1 : 1 时,臭氧工艺对 THMs 生成势的去除率比臭氧投加比例为 2 : 1 : 1 时更高,分别为 17% 和 12% ,活性炭柱

出水的 THMs 生成势分别为 34 和 40 μg/L。综上,建议臭氧投加比例采用 3 : 1 : 1。

2.4 臭氧氧化过程中有机物性质的变化

针对长荡湖水厂的沉后水,当臭氧 CT 值为 0.45 mg · min/L(臭氧投加量为 1 mg/L,接触时间为 15 min)、臭氧投加比例为 3 : 1 : 1 时,对臭氧柱进水和出水以及活性炭柱出水进行 LC/OCD 分析,结果见表 2。臭氧柱出水的 DOC 组分分布相比进水发生了明显变化,其中,腐殖质(HS)含量明显降低,转化为中、小分子组分,即 Building Blocks(中分子前驱物,腐殖质的降解产物)、LMW Acids(小分子有机酸)和 LMW Neutrals(小分子中性物质),而这部分中、小分子有机物能够被后续的生物活性炭有效去除^[10],尤其是 LMW Acids,去除率达到了 98%,证实了臭氧与生物活性炭在有机物去除方面的协同作用。

表 2 LC/OCD 分析结果

Tab.2 Results of LC/OCD analysis

| 项 目 | DOC | Biopolymers (高聚物) | HS | Building Blocks | LMW Acids | LMW Neutrals |
|---------------------------------------|-------|----------------------|-------|--------------------|--------------|-----------------|
| 臭氧柱进 水/(μg · L ⁻¹) | 2 747 | 158 | 1 106 | 932 | 26 | 525 |
| 占比/% | 100 | 5.7 | 40.3 | 33.9 | 1.0 | 19.1 |
| 臭氧柱出 水/(μg · L ⁻¹) | 2 860 | 165 | 870 | 977 | 296 | 552 |
| 占比/% | 100 | 5.8 | 30.4 | 34.2 | 10.3 | 19.3 |
| 去除率/% | — | -4.4 | 21.3 | -4.8 | -1 038.5 | -5.1 |
| 活性炭柱 出水/(μg · L ⁻¹) | 1 818 | 121 | 702 | 652 | 6 | 337 |
| 占比/% | 100 | 6.7 | 38.6 | 35.9 | 0.3 | 18.5 |
| 去除率/% | — | 26.7 | 19.3 | 33.3 | 98 | 38.9 |

3 结论

① 借助响应面模型分析法,发现臭氧氧化过程中,各水质因子对甲醛生成量的影响程度从大到小分别为 TOC 浓度、臭氧投加量、pH 值和 Br⁻ 浓度。其中,TOC 浓度越大,甲醛生成量越高;随着臭氧投加量的增大,出水甲醛浓度呈现先增大后减小的变化趋势;高 pH 值和高 Br⁻ 浓度均能抑制甲醛的生成。

② 针对长荡湖水源,为保证活性炭柱的出水水质,同时考虑经济性,建议臭氧 CT 值采用 0.45 mg · min/L(臭氧投加量为 1 mg/L,臭氧接触时间

为15 min),投加比例采用3:1:1。

③ 在臭氧氧化的最优运行条件下,LC/OCD分析结果表明,臭氧可使难被去除的大分子有机物转化为易被活性炭吸附和生物降解的小分子有机物,体现出臭氧与生物活性炭的协同作用。

参考文献:

- [1] 廖晓斌,赵雷,陈超,等. 升/降流式生物活性炭滤池处理微污染湖泊水比较[J]. 中国给水排水,2017,33(19):1-5.
Liao Xiaobin, Zhao Lei, Chen Chao, *et al.* Comparison of up-flow and down-flow BAC for micro-polluted lake water treatment[J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(19):1-5 (in Chinese).
- [2] 盛誉,陈卫,刘成,等. 臭氧/生物活性炭工艺对阿特拉津的去除效能研究[J]. 中国给水排水,2011,27(5):72-74.
Sheng Yu, Chen Wei, Liu Cheng, *et al.* Study on removal efficiency of atrazine by O_3 /BAC process[J]. China Water & Wastewater, 2011, 27(5):72-74 (in Chinese).
- [3] 袁展,吉红军,余冉,等. 饮用水处理工艺中臭氧剂量控制消毒副产物生成势研究[J]. 化工学报,2018,69(6):2697-2707.
Yuan Zhan, Ji Hongjun, Yu Ran, *et al.* Study of ozone dosage via disinfection by-product formation potential controlling in drinking water treatment[J]. CIESC Journal, 2018, 69(6):2697-2707 (in Chinese).
- [4] 孟建斌,陆少鸣. 臭氧/生物活性炭工艺中主臭氧投加量的优化[J]. 中国给水排水,2011,27(21):46-49.
Meng Jianbin, Lu Shaoming. Optimization of ozone dose in O_3 /BAC process in drinking water treatment[J]. China Water & Wastewater, 2011, 27(21):46-49 (in Chinese).
- [5] 鲍娟,汪华耀,王帅,等. 臭氧/上向流BAC工艺去除二氯乙腈前驱物的优化[J]. 中国给水排水,2018,34(3):30-36.
Bao Juan, Wang Huayao, Wang Shuai, *et al.* Optimization of precursor removal of dichloroacetonitrile (DCAN) in a ozonation and up-flow BAC filter[J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(3):30-36 (in Chinese).
- [6] 何茹. 臭氧催化氧化过程中副产物生成规律研究[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学,2007.
- He Ru. Study on Formation of Catalytic Ozonation/Disinfection By-products by Dynamic Experiment[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2007 (in Chinese).
- [7] Niazi S, Kalbasi M, Bahramian A. Full scale experimental study of an ozonation reactor: Effects of seasonal water characteristics and operating conditions on total organic carbon removal, aldehydes and ketones formation as well as disinfection efficiency[J]. J Environ Chem Eng, 2017, 5(2):1536-1547.
- [8] 郑晓英,田文静,王靖宇,等. 再生水中有机物的臭氧氧化研究[J]. 环境科学学报,2016,36(7):2512-2516.
Zheng Xiaoying, Tian Wenjing, Wang Jingyu, *et al.* Ozonation of dissolved organic compounds in reclaimed water[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016, 36(7):2512-2516 (in Chinese).
- [9] Nawrocki J, Swietlik J, Raczyk-Stanislawiak U, *et al.* Influence of ozonation conditions on aldehyde and carboxylic acid formation[J]. Ozone Sci Eng, 2003, 25(1):53-62.
- [10] 林涛,陈卫,王磊磊. 臭氧-生物活性炭对南方河网典型污染物的去除特性[J]. 环境科学,2009,30(5):1397-1401.
Lin Tao, Chen Wei, Wang Leilei. Removal characters of ozone-biological activated carbon process for typical pollutants in southern brooky regions of China[J]. Environmental Science, 2009, 30(5):1397-1401 (in Chinese).



作者简介:许子丽(1994-),女,安徽宣城人,硕士研究生,研究方向为水处理理论与技术。

E-mail:1787233018@qq.com

收稿日期:2019-12-28