

DOI:10.11918/j.issn.0367-6234.2017.02.004

高级氧化组合工艺协同净化微污染水的示范生产实验

鲁金凤^{1,2}, 杜 智¹, 张爱平³, 王 斌¹, 杨家轩⁴, 刘一夫¹, 马 军⁴

(1.南开大学 环境科学与工程学院, 天津 300071; 2. 环境污染过程与基准教育部重点实验室(南开大学), 天津 300071;
3.中国农业科学院 农业环境与可持续发展研究所, 北京 100081; 4.哈尔滨工业大学 市政环境工程学院, 哈尔滨 150090)

摘 要: 为考察催化氧化-UV/H₂O₂-生物活性炭(BAC)高级氧化组合联用工艺在实际生产中对微污染水源水的处理效能,在淮南某水厂示范工程对微污染淮河水进行了生产实验.结果表明,催化臭氧氧化-BAC 组合联用工艺对水中的 UV₂₅₄、DOC、氨氮、COD_{Mn} 及 THMFP 均有较好的去除效果,且不会带来溴酸盐的问题.催化臭氧氧化工艺对 UV₂₅₄、DOC、COD_{Mn} 的平均去除率分别为 21.8%、8.1%、10.8%.BAC 对氨氮有很好的去除效果,最高去除率可达 61%;对 DOC 和 COD_{Mn} 的平均去除率分别为 10.4%和 15.3%.催化臭氧氧化接触池对 THMFP 的平均去除率为 34.9%,最高去除率可达 53.2%.UV/H₂O₂在示范性生产实验中,对进一步提高有机物的去除能力有限;在实际生产设计中,考虑 UV 分解剩余臭氧的效用建议采用:催化臭氧氧化-UV-BAC-砂滤是确保饮用水出水安全可靠的高级氧化工艺必要的组合工艺模式.研究结果可为各自来水厂处理低温低浊水、提高出厂水水质以及自来水厂整体工艺的提升改造提供借鉴和参考.

关键词: 高级氧化;催化臭氧氧化;生物活性炭滤池;微污染;生产实验

中图分类号: X703.1 文献标志码: A 文章编号: 0367-6234(2017)02-0020-06

Demonstrative and productive experimental research on synergistic purification of the micro-polluted water by advanced oxidation combined process

LU Jinfeng^{1,2}, DU Zhi¹, ZHANG Aiping³, WANG Bin¹, YANG Jiaxuan⁴, LIU Yifu¹, MA Jun⁴

(1.College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300071, China; 2.Key Laboratory of Pollution Processes and Environmental Criteria (Nankai University), Ministry of Education, Tianjin 300071, China; 3.Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, CAAS, Beijing 100081, China; 4.School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: The aim of this work is to investigate the practical effect of the combined advanced oxidation processes (catalytic ozonation-UV/ H₂O₂-biological activated carbon (BAC)) on improving the water quality of micro-polluted raw water from Huaihe river. The results suggest that catalytic ozonation combined with BAC process could improve the water quality by enhancing the removal efficiency of UV₂₅₄, DOC, ammonia nitrogen, COD_{Mn} and trihalomethanes formation potential (THMsFP), while it did not bring any bromate risk because of low bromate formation after catalytic ozonation. The average removal rates of UV₂₅₄, DOC and COD_{Mn} by catalytic ozonation were 21.8%, 8.1% and 10.8%, respectively. And the BAC filter could efficiently remove the ammonia nitrogen in water with a highest removal rate of 61%. The average reduction percentages of DOC and COD_{Mn} by BAC process were 10.4% and 15.3%, respectively. Furthermore, the catalytic ozonation process could significantly decrease THMsFP, with an average removal rate of 34.9%, and the maximum rate could arrive to a percentage of 53.2% during the test. However, UV/H₂O₂ process in this project could not furthered improve the water quality of the Huaihe river with seasonal characteristics of low temperature and low turbidity. Therefore, the combination of catalytic ozonation-UV/H₂O₂ is of little significance, but catalytic ozonation-BAC-sand filter process is a necessary combination mode of advanced oxidation process to ensure the safety and reliability of drinking water in the practical production design. Considering the decomposition role of UV for residual ozone, catalytic ozonation-UV-BAC-sand filter process are the recommended processes as AOPs for micro-polluted river water. The results from the demonstration project can provide a reference for improving the quality of effluent water with low temperature and turbidity and reconstruction for the drinking water treatment plant.

Keywords: advanced oxidation process; catalytic ozonation; biological-activated-carbon-filter; micro-polluted water; full scale experiment

收稿日期: 2016-03-06
基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0400707); 国家科技重大专项水体污染控制与治理(2015ZX07203-007); 国家自然科学基金(31601834); 天津市应用基础及前沿技术研究计划(14JCYBJC22900)
作者简介: 鲁金凤(1980—),女,副教授;
马 军(1962—),男,博士生导师,长江学者特聘教授
通信作者: 鲁金凤, lujinfeng@nankai.edu.cn

随着水源污染的日益加重和饮用水水质标准的不断提高,传统水处理工艺已经很难保障饮用水的安全可靠性,这就需要对水厂现有的传统水处理工艺进行改进,并在传统水处理工艺的基础上进行预处理和深度处理.催化臭氧氧化工艺作为一种能高效降解水中高稳定性有机物的饮

用水深度处理技术,已经受到越来越多的关注^[1].但对催化臭氧氧化工艺及催化臭氧氧化-生物活性炭(BAC)联用工艺的研究大都还只局限于实验室静态小试研究或实验室条件下的连续流实验,缺乏系统的生产性实验数据和生产运行经验.这就亟需建立一套包含催化氧化-BAC联用工艺在内的生产性示范工程,以期指导生产,并为大规模推广使用该深度处理工艺提供设计和运行参数.

鉴于淮南某水厂原水水质的污染现状及冬季原水低温低浊的典型特征,课题组对该水厂原有常规水处理工艺进行了改造和升级,建立一整套包含强化常规工艺和高级氧化深度处理工艺相结合的示范工程.本研究以该水厂示范工程各工艺段为研究对象,考察该示范工程各主要工艺在实际生产中对微污染水源水的DOC、UV₂₅₄、氨氮、COD_{Mn}、溴酸盐及THMsFP等水质指标的处理效能.以期为各自来水厂处理低温低浊水、提高出厂水水质进行自来水厂整体工艺的升级改造提供借鉴和参考.

1 实 验

1.1 示范工程工艺流程及采样点

该生产性实验在淮南市某水厂进行,该水厂的原水取自淮河水,水厂原有处理工艺为:硫酸铝混凝、平流沉淀和石英砂过滤.通过引进催化臭氧氧化-UV/H₂O₂-BAC联用工艺对水厂进行改造后建立示范工程,其工艺如图1所示.设计改造流量2万t/d,改造前后水厂吨水成本增加0.368元(折旧按10年计).示范工程采用强化常规工艺和深度处理工艺相结合,增加了网格絮凝池、斜板沉淀池,平流沉淀池末端改造为气浮池,普通快滤池改造成了鸭

舌阀快滤池,增加了催化臭氧接触氧化、UV/H₂O₂高级氧化及活性炭生物滤池等深度处理工艺,其中催化臭氧氧化工艺中所用的催化剂为蜂窝陶瓷负载羟基氧化铁,催化剂在催化臭氧接触池中层列放置.

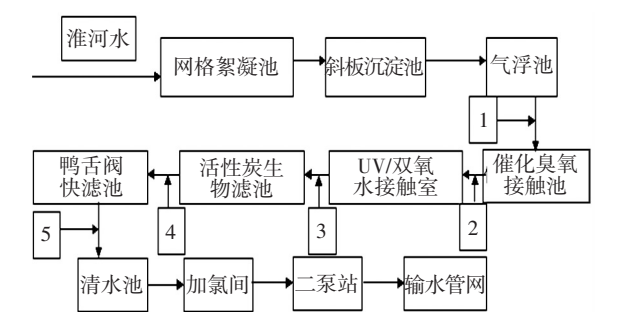


图 1 水厂工艺流程示意

Fig.1 Technological flow chart in waterworks

实验在水厂运行的状况下进行.在示范工程不同工艺出水端设置5个取样点(如图1所示),分别为:1.气浮池出水;2.催化臭氧氧化接触池出水;3.UV/H₂O₂高级氧化工艺出水;4.活性炭生物滤池出水;5.砂滤池(即鸭舌阀快滤池)出水.每天早9:00、下午14:00、晚上19:00在以上5个取样点分别取样,3次取样结果的平均值为每天相应水质指标数值.实验期间,水厂日处理水量为2万t/d,臭氧投加量为1.2~1.7mg/L,臭氧接触时间约为3min.

1.2 原水水质

水厂原水为淮河水,本生产性实验时间在冬季,为淮河水水质较差的季节,实验期间水温为5~10℃,浊度为10~25NTU,属于低温低浊水.具体水质参数如表1所示.

表 1 原水水质

Tab.1 Water quality of the raw water

浑浊度/NTU	总硬度/度	碱度	亚硝酸氮/(mg·L ⁻¹)	COD _{Mn} /(mg·L ⁻¹)	氨氮/(mg·L ⁻¹)	水温/℃	UV ₂₅₄	DOC/(mg·L ⁻¹)
10~25	140~170	100~130	0.1~1.0	1~6	1.2~3.0	5~10	0.07~0.09	5~10

1.3 分析方法

THMsFP 试验方法参照 AWWA Standard Method (1992) 进行. THMs 根据 USEPA Method 551.1 的方法测定. 气相色谱为 Agilent 6890 (ECD 检测器, DB-5 30 m×0.25 mm 硅胶柱).

氨氮采用纳氏试剂分光光度法测定. BrO₃⁻ 和 Br⁻ 质量浓度采用离子色谱 (Dionex ICS-1000) 按照 USEPA Method 321.8 测定. UV₂₅₄ 采用美国 HACH 公司 DR/4000U 型紫外/可见分光光度计测定. DOC 采用日本岛津公司的 Shimadzu TOC-V CPH TOC 测定仪.

2 结果与讨论

2.1 对 UV₂₅₄ 和 DOC 的影响

图2为水厂改造后各工艺段出水UV₂₅₄.可以看出,原水经过催化臭氧接触池后,水中的UV₂₅₄明显降低,最大去除率为30.6%,平均去除效率为21.8%.表明气浮池会将水中的部分有机物上浮分离去除掉,剩余的含C=C双键和C=O双键的芳香族化合物在进入催化臭氧接触池后,臭氧和催化氧化产生的羟基自由基攻击这些不饱和键,使UV₂₅₄大幅降低. UV/H₂O₂工艺对UV₂₅₄的降低能力

有限; BAC 和砂滤池对 UV_{254} 的平均去除效率分别为 4.1% 和 6.8%。在经过整个水厂工艺处理后, UV_{254} 总去除效率可达 55.4%, 该生产性试验的结果也进一步验证了基于臭氧的催化臭氧氧化-BAC-砂滤组合联用工艺对不饱和双键类有机物有很高的去除效能, 且运行稳定可靠, 是今后饮用水水质保障的重要研究方向。

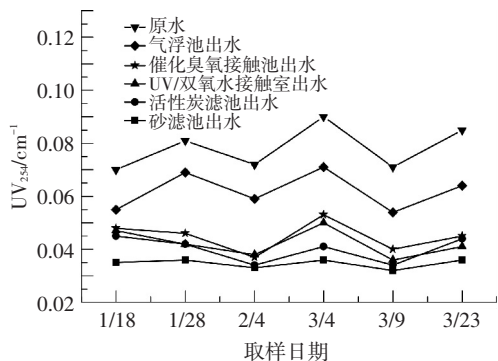


图 2 示范工程各取样点出水 UV_{254}

Fig.2 UV_{254} value of the effluent from each sampling point in the demonstration project

图 3 为示范工程各工艺段出水 DOC。水中 DOC 总体呈下降趋势, 总去除率在 24.2%~29.2%。在催化臭氧接触池段, DOC 平均去除率为 8.1%, 这与查人光等^[2]在生产性实验中得出催化氧化对 DOC 的去除率为 10% 的结果相近, 另外, 马军等^[3]所做的催化臭氧氧化连续流中试实验中也得出了相近的结果。经实际生产运行发现, 催化臭氧接触池中产生的羟基自由基在实际生产中与臭氧单独氧化相比, 可进一步矿化一些有机物, 但大部分难降解有机物只是被催化氧化打碎成了小分子有机物, 这也是实际生产中催化氧化工艺后续必须与 BAC 工艺联用的原因。在 BAC 滤池工艺段, 出水的 DOC 一直呈平稳下降的趋势, 平均去除效率均稳定在 10.4% 以上。催化氧化过程中将大分子有机物打碎成小分子有机物^[4], 进一步保证了后续 BAC 滤池吸收和降解水中有机碳的稳定性。催化臭氧氧化-BAC 联用工艺使得水中的 DOC 大幅下降, 保证了出水水质。

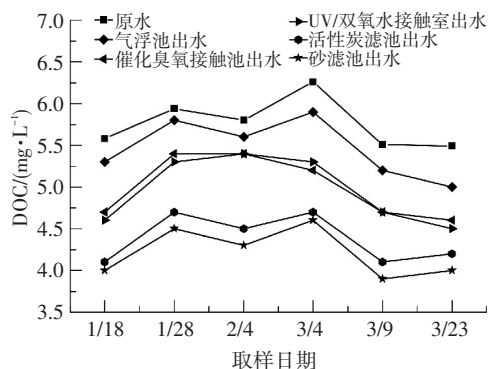


图 3 示范工程各取样点出水 DOC

Fig.3 DOC value of the effluent from each sampling point in the demonstration project

2.2 对氨氮和化学需氧量的影响

氨氮是水体中的营养素, 也是主要耗氧污染物, 可导致水的富营养化现象产生^[5]。

如图 4 所示, 该示范工程在 1 月中旬到 3 月下旬的运行过程中, 所有催化臭氧接触池和 UV/H_2O_2 池出水的氨氮质量浓度均不低于气浮池出水, 甚至大部分采样点远高于气浮池出水的氨氮值。表明催化臭氧氧化及 UV/H_2O_2 高级氧化工艺并不能有效降低水中的氨氮。这可能是由于, 一方面两种高级氧化工艺会氧化降解水中的一部分氨氮, 另一方面臭氧及高级氧化工艺产生的羟基自由基又会将水中的一些有机氮分解成氨氮, 导致这两种工艺出水中的氨氮质量浓度甚至会略有升高。王胜军等^[6]在进行催化臭氧氧化的小试研究中认为, 催化臭氧氧化后水中的氨氮先升高后降低, 只要反应时间够长催化氧化可以降低水中的氨氮质量浓度。本生产性实验中, 催化氧化接触池停留时间为 9 min, 接触反应时间较短可能也是导致催化氧化后出水中氨氮质量浓度较高的原因之一。生产性实验中不可能像小试研究中无限延长反应时间, 因此, 本研究发现催化臭氧氧化工艺在实际生产中无法降低水中的氨氮质量浓度。

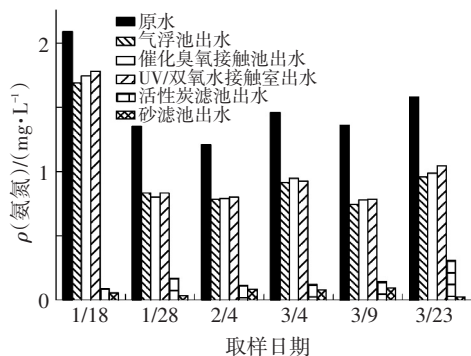


图 4 示范工程各取样点出水的氨氮质量浓度

Fig.4 Ammonia nitrogen concentration of the effluent from each sampling point in the demonstration project

出水经过 BAC 滤池后, 氨氮质量浓度显著降低, 最大去除效率可达 61.0%, 整个示范工程工艺对氨氮的去除效率为 95.6%, 这主要是由于氨氮在 BAC 过滤过程中会发生硝化作用, 而使氨氮转化为其他类型的硝态氮^[7]。此外, 本实验所进行的时段为冬、春季, 水温较低 (5~10℃), 而本实验的结果表明, 在低温条件下, 生物活性炭仍对氨氮有很好的去除效果, 这与 Anneli 等^[7]对中低温条件下生物活性炭对氨氮去除效果的研究中关于开放 BAC 顶层的结论一致, Anneli 发现开放顶层的 BAC 池对氨氮的去除率高达 90% 以上, 而封闭 BAC 顶层的去除率只有 45%。本研究也进一步验证了 BAC 工艺在实际运行中, 开放顶层方式在氨氮去除方面有更好的效果。从氨氮全工艺去除的总效能来看, BAC 滤池去除氨

氮的能力占整个工艺去除能力的 63.8%.

化学需氧量代表着水中有有机物以及亚硝酸盐和亚铁盐等还原性物质的含量,衡量水受有机物污染程度的高低^[8].

图 5 为该示范工程各工艺段出水中 COD_{Mn} 可以看出,催化臭氧接触池部分对 COD_{Mn} 的平均去除率为 10.8%.这主要是催化臭氧接触池中的臭氧和羟基自由基对水中的还原性有机物有一定的氧化分解能力;对 COD_{Mn} 去除率最高的工艺段是 BAC 部分,其平均去除效率为 15.3%,郑洪领等^[9]在考察 O₃-BAC 工艺深度处理黄河水的生产性研究中发现,BAC 对 COD_{Mn} 的去除效率会随空床停留时间的增加而增大,但当空床停留时间增大到 14 min 之后去除率就不再明显增大了.本研究中生物活性炭滤池的空床停留时间约为 15 min,这可能也是 COD_{Mn} 去除效率不能继续升高的主要原因.

而 UV/H₂O₂ 接触室对 COD_{Mn} 的去除率相对较低,这可能是实际生产中紫外光辐射传质效率不高所致.由于本示范工程中,将 UV/H₂O₂ 工艺置于催化臭氧氧化工艺之后的另一个目的,是考虑到 UV/H₂O₂ 工艺中的紫外线可以分解来自催化接触氧化池的剩余臭氧,防止剩余臭氧抑制后续生活活性炭滤池中微生物的生长及其挂膜,并可为滤池微生物提供氧气.该示范工程中 UV/H₂O₂ 工艺进一步降低有机物的能力不高可能与剩余臭氧消耗一部分紫外光也有关系.

整个工艺出水水质的 COD_{Mn} 均 ≤ 2 mg/L,远低于预期设计指标 3.8 mg/L.

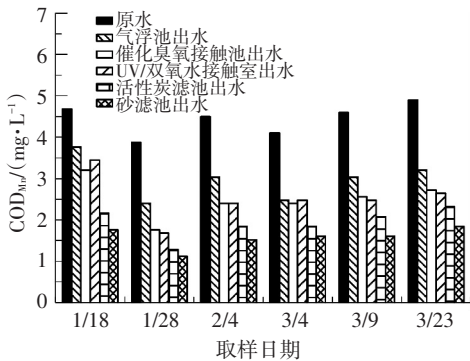


图 5 示范工程各取样点出水 COD

Fig.5 COD density of the effluent from each sampling point in the demonstration project

2.3 对溴酸盐及溴化物的影响

溴酸盐是臭氧氧化工艺中的一种无机副产物,由于具有致癌和致突变性^[10],且一经生成在常规水处理中很难去除^[11],是导致臭氧氧化工艺在饮用水处理过程中使用受限的主要原因.本研究对催化臭氧氧化-BAC 滤池不同阶段中的溴酸盐进行了监测,

结果如表 2 所示.可以看出,溴酸盐只在 3 月 4 日的样品中测出,其余的溴酸盐质量浓度皆低于仪器的检测限.研究表明,催化臭氧氧化工艺可以抑制臭氧氧化过程中溴酸盐的生成^[12],本研究验证了在实际生产中,催化臭氧氧化工艺不会带来溴酸盐的问题.此外,水中氨氮质量浓度较低也会降低溴酸盐的生成^[13].与催化臭氧氧化工艺联用的 BAC 滤池各代表层的溴酸盐质量浓度变化不大,皆低于国家标准的 10 μg/L.

表 2 生物活性炭滤池各高度溴酸盐质量浓度				
Tab.2 Formation of bromate of different heights of activated carbon filter				
μg · L ⁻¹				
催化臭氧氧化 接触池出水	活性炭滤池 进水 0 m(底部)	沸石上 层 0.55 m	活性炭中 层 1.08 m	活性炭顶 层 2.2 m
1.10	1.59	0.08	1.11	3.64

注:溴酸盐质量浓度均为 3 次采样的平均值.

催化臭氧氧化后出水的 5 个采样点均检测到溴离子(见图 6),在 11.53~21.95 μg/L.表明水厂原水中的溴离子在经催化臭氧氧化后仍然有部分未反应,剩余的溴离子保留在出水中,在整个 BAC 滤池处理过程中,溴离子的质量浓度有一定的波动,但整体上呈下降趋势,表明 BAC 对溴离子具有一定的吸附去除作用.

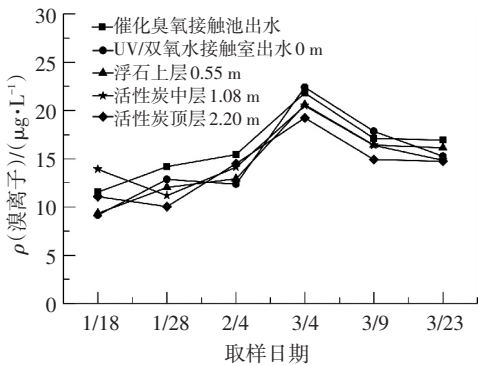


图 6 示范工程各取样点出水 Br⁻ 质量浓度

Fig.6 Br⁻ density of the effluent from each sampling point in the demonstration project

2.4 对三卤甲烷生成势的影响

三卤甲烷是一种具有“三致”作用的氯消毒副产物,中国现行饮用水水质标准 GB 5749—2006 中也限定了三卤甲烷在出厂水中的质量浓度.本研究检测了各工艺段出水中的 THMFP 质量浓度,结果如图 7 所示.可以看出,在经过整个深处理后,水中 THMFP 的平均去除效率为 60.6%.李璇等^[14]对 O₃-BAC 工艺深度处理黄浦江微污染水源的中试研究发现,O₃-BAC 工艺可去除 31% 的三卤甲烷前体物,催化臭氧氧化工艺在实际生产中表现出了更高的三卤甲烷前驱物的去除能力.本研究中催化臭氧

氧化对三卤甲烷前体物的平均去除率可达 41.1%，与课题组前期在连续流中试^[15]和静态小试^[16]中对催化臭氧氧化控制三卤甲烷生成势的研究结论相似，也验证了催化臭氧氧化工艺在实际生产中仍具有控制三卤甲烷前体物的优势。UV/H₂O₂ 高级氧化工艺在催化臭氧氧化的基础上，可进一步降低 23.8% 的三卤甲烷生成势。BAC 可进一步降低三卤甲烷前体物的去除，但在极少数生产运行中，也出现了三卤甲烷生成势波动升高的情况，这可能与 BAC 滤池中某些生物代谢产物使得三卤甲烷前体物增多有关。因此，本示范性工艺中在 BAC 工艺后端增加了砂滤工艺，以保障饮用水出水的安全。

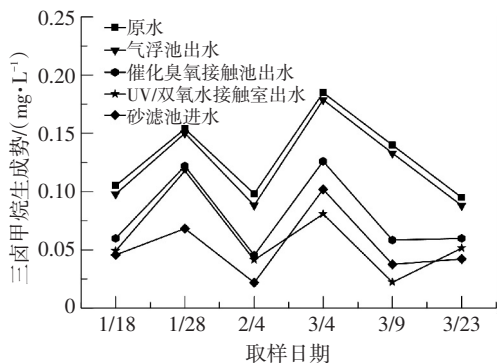


图 7 示范工程各取样点出水 THMFP 质量浓度

Fig.7 THMFP of the effluent from each sampling point in the demonstration project

改造后的示范工程出水中的三卤甲烷生成量均低于 GB 5749—2006 的要求，从前端常规工艺的三卤甲烷生成势看，若不增加催化臭氧氧化-BAC 工艺，出水可能会存在三卤甲烷质量浓度超标的风险。

3 结论及运行经验

3.1 结论

1) 以催化臭氧氧化-BAC-砂滤高级氧化组合联用工艺为主的改造工艺大大提高的该低温低浊水的处理效能，UV/H₂O₂ 高级氧化工艺进一步提高水质的能力有限。

2) 催化臭氧氧化工艺对 UV₂₅₄、DOC、COD_{Mn} 的平均去除率分别为 21.8%、8.1%、10.8%。生物活性炭滤池对水中的氨氮有很好的去除效果，最高去除率可达 61%，对 DOC 和 COD_{Mn} 的平均去除率分别为 10.4% 和 15.3%。

3) 在该示范性工程的实际生产研究中发现，催化臭氧氧化产生的溴酸盐质量浓度很低，不会带来溴酸盐的问题。表明催化臭氧氧化-BAC 工艺可以避免臭氧氧化溴酸盐的副产物问题，可以在饮用水深度处理中安全使用。

4) 催化臭氧氧化工艺在示范性工程中也被证实

对三卤甲烷生成势有较好的控制效能，平均去除效率为 41.1%。催化臭氧氧化-BAC 联用工艺对三卤甲烷生成势的控制由于生物活性炭滤池的生物不稳定性而有所波动，后续砂滤池的保障作用不容忽视。

3.2 运行经验及建议

本研究示范工程的新增改造工艺在运行过程中取得了一定的运行经验，对新增工艺也有一些需要注意的问题：

改造后，各工艺运行稳定，处理效果良好，但由于上游企业不定时排污或暴雨等原因造成的氨氮、有机负荷提高的情况，有一定的抗冲击负荷能力；但由于臭氧在高温下分解较快，该工艺在水温较高（20℃以上）时，处理效果差，可通过加大源水管线的埋设深度降低水温的设计方式来保证处理效果；该工艺对低温低浊水的处理效果尤佳。

UV/H₂O₂ 工艺进一步提高水质的能力有限；鉴于 UV 对剩余臭氧的分解功能，可保留 UV 工艺，但不投加 H₂O₂，建议水厂采用的高级氧化深度处理组合工艺模式为：催化臭氧氧化-UV-BAC-砂滤工艺。或从经济角度考虑，采用设计中的低臭氧投量，且设计其他成本较低的去除剩余臭氧的方法取代 UV 工艺，即高级氧化模式为：催化臭氧氧化-BAC-砂滤工艺。

实际运行工艺中，水厂在气浮池与生物活性炭滤池之间，以及气浮池与石英砂滤池之间设置了超越管，在原水水质较好时，可以超越部分处理单元，在满足出水安全的条件下降低制水成本。

参考文献

- [1] 鲁金凤, 张涛, 刘艳芳, 等. 负载型 FeOOH 催化臭氧氧化 HAAsFP 的控制效果[J]. 中国给水排水, 2010, 19: 49-53.
LU Jinfeng, ZHANG Tao, LIU Yanfang, et al. Control of HAAs formation potential using supported goethite catalyzed ozonation[J]. China Water & Wastewater, 2010, 19: 49-53.
- [2] 查人光, 韩帮军, 马军, 等. 臭氧多相催化氧化技术在水深度处理中的应用[J]. 中国给水排水, 2007, 23(17): 1-5, 10.
ZHA Renguang, HAN Bangjun, MA Jun, et al. Application of catalytic ozonation technology to advanced treatment in waterworks[J]. China Water & Wastewater, 2007, 23(17): 1-5, 10.
- [3] 马军, 韩帮军, 张涛, 等. 臭氧多相催化氧化处理微污染水中试研究[J]. 环境科学学报, 2006, 26(9): 1412-1419.
MA Jun, HAN Bangjun, ZHANG Tao, et al. Pilot study on heterogeneous catalyzed oxidation for micro-polluted drinking water treatment[J]. ACTA Scientiae Circumstantiae, 2006, 26(9): 1412-1419.
- [4] 鲁金凤, 王冬, 刘芳池, 等. 高级氧化技术控制消毒副产物生成势的研究进展[J]. 水处理技术, 2014, 5: 5-9.
LU Jinfeng, WANG Dong, LIU Fangchi, et al. Review on advance

oxidation processes for the degradation of disinfection by-product formation potential [J]. Technology of Water Treatment, 2014, 5: 5-9.

[5] 张大超,曾宪营,张菊花. 氨氮废水处理研究方法研究进展[J]. 四川有色金属,2011,4:46-49.

ZHANG Dachao, ZENG Xianying, ZHANG Juhua. Recent advances on the treatment methods of ammonia-nitrogen waste water [J]. Sichuan Nonferrous Metals, 2011,4:46-49.

[6] 王胜军,马军,杨忆新,等. 纳米 TiO₂催化臭氧化对松花江水中氨氮的影响[J].环境科学,2007,28(11):2520-2525.

WANG Shengjun, MA Jun, YANG Yixin, et al. Influence of nanosized TiO₂ catalyzed ozonation on the ammonia concentration in Songhua River water[J]. Chinese Journal of Environmental Science, 2007,28(11):2520-2525.

[7] ANDERSSON A, LAURENT P, KIHN A, et al. Impact of temperature on nitrification in biological activated carbon (BAC) filters used for drinking water treatment [J]. Water Research, 2001, 35(12):2923-2934.

[8] 沈孝霖,杨鹏杰,鲍得友,等. 臭氧-活性炭法降低印染废水 COD 的研究[J]. 长春理工大学学报(自然科学版),2015,3:86-88, 93.

SHEN Xiaolin, YANG Pengjie, BAO Deyou, et al. The research of using activated carbon and ozone to reduce COD in waste water[J]. Journal of Changchun University of Science and Technology, 2015, 3:86-88,93.

[9] 郑洪领,刘汝鹏,王全勇,等. 给水厂臭氧-生物活性炭深度处理生产性试验研究[J].给水排水,2011(12):11-15.

ZHENG Hongling, LIU Rupeng, WANG Quanyong, et al. Production experiment study of the O₃-BAC advanced treatment in water treatment plant[J]. Water & Wastewater Engineering, 2011 (12):11-15.

[10] KUROKAWA Y, HAYASHI Y, MAEKAWA A, et al. Carcinogenicity of potassium bromate administered orally to F334 rats [J]. Journal of the National Cancer Institute, 1983, 71: 965-972.

[11] VON G U. Ozonation of drinking water; Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine [J]. Water Research, 2003, 37: 1469-1487.

[12] ZHANG T, CHEN W P, MA J, et al. Minimizing bromate formation with cerium dioxide during ozonation of bromide-containing water [J]. Water Res, 2008, 42(14): 3651-3658.

[13] 吴清平,孟凡亚,张菊梅.臭氧消毒中溴酸盐的形成、检测与控制[J].中国给水排水,2006,22(16):12-15.

WU Qingping, MENG Fanya, ZHANG Jumei, et al. Formation, detection and control of bromate in the ozone disinfection of drinking water[J]. China Water & Wastewater,2006,22(16):12-15.

[14] 李璇,吕锡武,朱光灿.臭氧-生物活性炭工艺处理黄浦江微污染原水的中试研究[J].水处理技术,2007,33(11):53-56.

LI Xuan, LÜ, Xiwu, ZHU Guangcan. Pilot studies on ozone-biological activated carbon process for treating micro-polluted raw water in Huangpujiang river[J]. Technology of Water Treatment, 2007,33(11):53-56.

[15] 鲁金凤,马军,钱敏蕾,等.负载型二氧化铈催化氧化对滤后水 THMsFP 的影响[J].哈尔滨工业大学学报,2010,42(8):1323-1326.

LU Jinfeng, MA Jun, QIAN Minlei, et al. Effect of catalytic ozonation with supported cerium oxide on THMs formation potential of filtered surface water [J]. Journal of Harbin Institute of Technology,2010,42(8):1323-1327.

[16] 鲁金凤,张涛,马军,等.羟基氧化铁催化臭氧氧化对滤后水 THMs 生成势的控制作用[J].环境科学,2006, 27(5):935-940.

LU Jinfeng, ZHANG Tao, MA Jun, et al. Control of THMs formation potential of filtered surface water with catalytic ozonation by ferric hydroxide[J]. Environmental Science, 2006, 27(5):935-940.

(编辑 刘 彤)