

技术总结

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2022.03.008

两种预氧化对氯消毒糖精DBPs转化的影响

项 硕^{1,2}, 胡溪超³, 黄奕鸣³, 宋亚丽¹, 马晓雁³

(1. 浙江科技学院 土木与建筑工程学院, 浙江 杭州 310023; 2. 浙江工业大学 环境学院, 浙江 杭州 310014; 3. 浙江工业大学 土木工程学院, 浙江 杭州 310014)

摘 要: 预氧化是饮用水净化的一种高级处理方法,其目标是减少有机物及其衍生污染,然而部分难降解有机物在氧化后转化为小分子物质,更易与氯发生反应,从而可能增加衍生消毒副产物(DBPs)的风险。以糖精(SAC)为模型前体物,通过模拟试验考察了净水工艺中臭氧及UV/H₂O₂预氧化对人工合成有机物在氯消毒过程中产生DBPs的影响,以及DBPs随供水时间的变化规律。结果表明,臭氧及UV/H₂O₂工艺可使抗氯氧化的SAC转化为易与氯反应的小分子有机物,产生更高含量的二氯乙酸(DCAA)、三氯乙酸(TCAA)、三氯甲烷(TCM)、二氯乙腈(DCAN)等DBPs,卤乙酸类DBPs含量升幅最大。DBPs的生成势(DBPFP)随着臭氧及UV/H₂O₂氧化时间的增加呈先增后减的趋势,在氧化接触15~20 min时DBPFP最大。采用氯消毒并连续2 d供水条件下,TCM、DCAA、TCAA和DCAN等DBPs的生成量随接触时间的延长而逐渐升高。臭氧与UV/H₂O₂预氧化对前体物的降解机理和效果不同,但均改变了难氯化物质在氯消毒阶段衍生DBPs特性,可见氧化接触时间等工艺条件选择不当会导致SAC生成DBPs的风险升高。

关键词: UV/H₂O₂预氧化; 臭氧预氧化; 氯消毒; 消毒副产物; 糖精; 人工合成有机物

中图分类号: TU991 文献标识码: A 文章编号: 1000-4602(2022)03-0050-07

Effect of Ozone and UV/H₂O₂ Preoxidation on DBPs Formation Derived from Saccharin during Chlorine Disinfection

XIANG Shuo^{1,2}, HU Xi-chao³, HUANG Yi-ming³, SONG Ya-li¹, MA Xiao-yan³

(1. School of Civil Engineering and Architecture, Zhejiang University of Science and Technology, Hangzhou 310023, China; 2. College of Environment, Zhejiang University of Technology, Hangzhou 310014, China; 3. College of Civil Engineering, Zhejiang University of Technology, Hangzhou 310014, China)

Abstract: Preoxidation is an advanced treatment method for drinking water purification. Its goal is to reduce contamination caused by organic matters and their derived pollutants. However, some refractory organics are converted into small molecules after oxidation, which are more likely to react with chlorine, thereby increasing the risk of derivative disinfection by-products (DBPs) formation. Taking saccharin (SAC) as the model precursor, the effects of ozone and UV/H₂O₂ preoxidation on DBPs produced by

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51678527); 浙江省自然科学基金资助项目(LY19E080019)

通信作者: 马晓雁 E-mail: mayaner620@163.com

synthetic organic compounds during chlorine disinfection were investigated by simulation test, and the variation of DBPs with water supply time was explored. Ozone and UV/H₂O₂ processes could convert chlorine-resistant SAC into small molecular organic compounds that could easily react with chlorine to produce more DBPs such as dichloroacetic acid (DCAA), trichloroacetic acid (TCAA), trichloromethane (TCM) and dichloroacetonitrile (DCAN), and the content of haloacetic acid increased the most among all the DBPs. The formation potential of DBPs (DBPFP) increased firstly and then decreased with the increase of ozone and UV/H₂O₂ oxidation time, and the maximum DBPFP was obtained when the contact time was 15–20 min. When chlorine disinfection was applied in water supply for two consecutive days, the yield of TCM, DCAA, TCAA and DCAN increased gradually with contact time. Ozone and UV/H₂O₂ pre-oxidation had different degradation mechanisms and effects on precursors, but both of them changed the formation characteristics of DBPs derived from chlorine-resistant substances during chlorine disinfection. Therefore, improper selection of oxidation contact time and other process conditions may lead to an increased risk of DBPs generated by SAC.

Key words: UV/H₂O₂ preoxidation; ozone preoxidation; chlorine disinfection; disinfection by-products; saccharin; synthetic organic matter

氯是国内外饮用水末端消毒处理中应用最广泛的消毒剂,具有杀菌效果好、价格低廉和持久消毒等特点。然而,氯与水中有机物反应可生成一系列氯代有机物,当存在溴离子和碘离子时,还会生成溴代和碘代有机物,这些卤代有机物统称消毒副产物(DBPs)。水厂增设预氧化或深度处理工艺可提高水中有机物去除效率,减少DBPs前体物含量,进而减少DBPs生成量。然而有文献报道预氧化可导致DBPs产量升高。臭氧氧化是去除水中有机物最常用的预氧化方法之一^[1-2],但臭氧氧化有机物不完全,会产生各种醛、羧酸类和酮类等更易与氯反应的小分子终产物,导致DBPs产量升高^[3-5]。高级氧化UV/H₂O₂工艺可产生氧化能力强的羟基自由基(·OH),对有机物的降解程度高,与臭氧氧化相比,理论上可更有效地减少消毒副产物生成量^[6]。Lin等^[7]指出UV/H₂O₂预氧化工艺可使水中极疏水性酸(VHoA)含量降低,进而减少氯化后三卤甲烷(THMs)产生量。Chu等^[8]报道经UV/H₂O₂辐照,3种不同水源水衍生含氮消毒副产物(N-DBPs)减少了74%~94%。然而,也有研究表明,在低紫外线剂量下应用UV/H₂O₂预处理工艺,可造成THMs和HAAs的前体物略有增加^[9-10]。因此,预处理工艺类型及工艺条件均对后续氯消毒过程中DBPs的生成量存在较大影响。

笔者以新型污染物糖精(SAC)为模型前体物,

考察了UV/H₂O₂和臭氧预氧化对其在净水工艺中转化为DBPs的影响,阐述了糖精及其氧化中间产物在氯消毒过程中产生DBPs的特征及随供水时间的变化。

1 材料与方法

1.1 试验材料和仪器

1.1.1 试验试剂

试验所使用的试剂主要有糖精(纯度>98%)、1,2-二溴丙烷、甲基叔丁基醚、三卤甲烷(三氯甲烷TCM、二氯一溴甲烷BDCM、一氯二溴甲烷BCBM、三溴甲烷TBM)、卤乙酸混标(氯乙酸MCAA、二氯乙酸DCAA、三氯乙酸TCAA、溴乙酸MBAA、二溴乙酸DBAA)、卤乙腈(三氯乙腈TCAN、二氯乙腈DCAN、溴氯乙腈BCAN、二溴乙腈DBAN)、三氯硝基甲烷(TCNM)、叔丁醇、草酸钛钾、过氧化氢、硫代硫酸钠、乙酸铵、甲醇、甲酸、乙腈、磷酸二氢钾、三水合磷酸二氢钾、次氯酸钠溶液、浓硫酸、碘化钾、淀粉、抗坏血酸、无水硫酸钠等。所有试剂均为分析纯及以上纯度。超纯水为实验室纯水机自制。

1.1.2 试验仪器设备

试验所用仪器设备包括高效液相色谱仪(LC-20A)、TOC自动分析仪(TOC-V_{CPN})、液相色谱柱(ODS-3, 4.6 mm×150 mm, 5 μm)、Talboys磁力搅拌器(6位)、气相色谱仪(GC-ECD)、紫外分光光度计(TU-1901)、电热恒温水浴锅(XMTE-8112)。

1.2 试验方法

1.2.1 SAC检测方法

用液相色谱法检测SAC,流动相为0.02 mol/L乙酸铵水溶液和甲醇(90:10),流速为1.0 mL/min,柱温箱温度为20℃,紫外检测器波长为220 nm。

1.2.2 UV/H₂O₂氧化及后氯化试验

将1 g/L的SAC储备液稀释到一定浓度,调节pH值为7±0.2,控制水温为20℃,采用磁力水浴搅拌器进行搅拌反应,开启UV灯管,投加H₂O₂后,在反应1~60 min内以一定时间间隔取样,检测溶液剩余H₂O₂浓度;加入过量硫代硫酸钠溶液消耗H₂O₂后,再加入NaClO溶液进行氯化反应,2 d内间隔取样进行DBPs的检测,获取模拟连续供水2 d的DBPs变化规律或测定消毒副产物7 d生成势(DBPFP)。

1.2.3 DBPs检测方法

三卤甲烷(THMs)、卤乙腈(HANs)和三硝基甲烷(TCNM)采用液液萃取方法进行预处理,以2 mL含150 μg/L内标物1,2-二溴丙烷的MTBE溶液为萃取剂富集25 mL水样中目标物,取上层有机相进行GC-ECD分析。使用Rtx-5ms毛细管柱(30 m×0.25 mm×0.25 μm, Shimadzu),采用不分流进样模式,进样口温度为180℃,升温程序如下:初始温度为35℃,以8℃/min升温至100℃,保留2 min,再以20℃/min升温至200℃,保留1 min。卤乙酸(HAAs)采用液液萃取后酸化甲醇衍生化法检测,色谱柱采用Rtx-5ms毛细管柱(30 m×0.25 mm×0.25 μm, Shimadzu),以高纯氮气为载气,进样口温度为210℃,详细方法见文献[11]。

2 结果与讨论

2.1 不同氧化剂对糖精的降解效果

SAC在不同氧化工艺中的去除率见图1(SAC浓度为20 mg/L,反应温度为20℃,pH值为7±0.2,NaClO投加量为84 mg/L,H₂O₂投加量为20.4 mg/L,UV光强为1.46 mW/cm²,O₃通量为7.10 mg/min)。可知,反应60 min后,NaClO对SAC的去除率<22%,可见SAC抗氯化特性明显,与其缺乏可氧化的负电子位点有关^[12-14]。Scheurer等^[14]的研究也表明SAC的抗氯化性较强。单独UV及单独H₂O₂条件下,SAC在反应60 min内去除率均低于10%,SAC的抗氧化性较强。在UV/H₂O₂体系中,SAC降解效果显著,反应30 min后去除率可达89%,UV/H₂O₂工艺中

产生大量·OH等活性基团^[15],氧化能力强,可使SAC快速有效降解。在臭氧氧化过程中,反应30 min去除率可达到84%。可见,UV/H₂O₂体系降解SAC的效率较臭氧氧化略高。

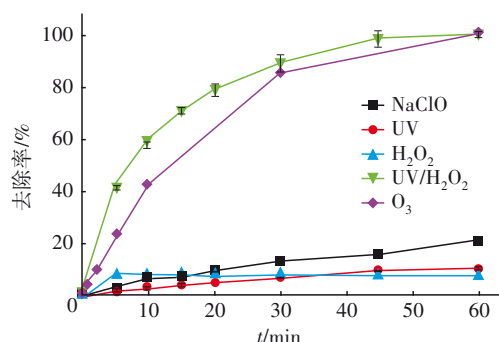


图1 不同氧化工艺对SAC的降解效果

Fig.1 SAC degradation by different oxidation processes

2.2 氧化剂剂量对SAC降解的影响

以TOC表征SAC在UV/H₂O₂氧化系统(H₂O₂投加量为20.4 mg/L)和臭氧氧化系统(O₃通量为7.10 mg/min)中的矿化程度,考察了H₂O₂投加量和臭氧通量对SAC降解效果的影响,结果如图2所示(SAC浓度为20 mg/L,反应温度为20℃,pH值为7±0.2,UV光强为1.46 mW/cm²)。

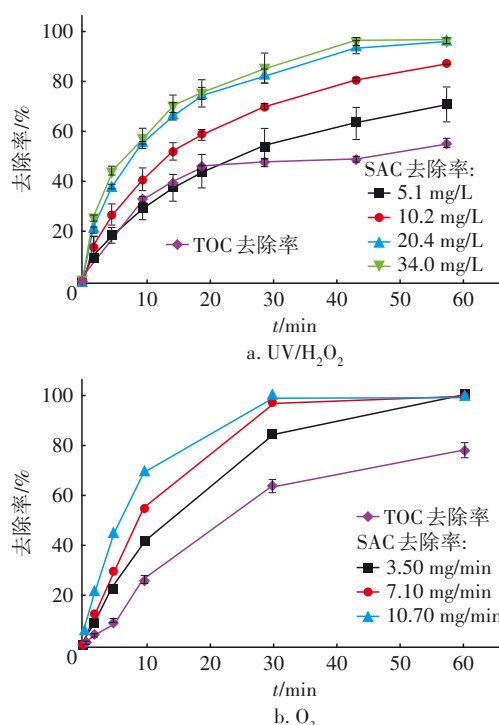


图2 H₂O₂浓度和臭氧通量对SAC降解效果的影响

Fig.2 Effect of H₂O₂ concentration and ozone flux on SAC degradation effect

H_2O_2 投量是UV/ H_2O_2 体系的重要技术参数。由图2(a)可见, H_2O_2 浓度升高可提高SAC的去除率,然而 H_2O_2 过高(34.0 mg/L)可能抑制SAC的降解,因为过量的 H_2O_2 与 $\cdot\text{OH}$ 反应使其淬灭,从而降低了UV/ H_2O_2 系统的氧化活性,此外,高浓度的 $\cdot\text{OH}$ 也可能发生聚合反应而失去高氧化活性^[15-16]。在UV/ H_2O_2 系统中, H_2O_2 投加量为20.4 mg/L条件下,反应60 min对SAC的去除率为95%以上,对TOC的去除率仅约为50%,目标物与TOC的去除趋势不同步。可见,SAC在UV/ H_2O_2 系统中完全降解滞后,在氧化剂量及接触时间不足的条件下,存在较多中间产物。实际工程中,应用预氧化处理技术可能存在氧化不彻底^[17]以及将难降解有机物转化为小分子有机物的问题,可能导致后续氯消毒阶段DBPs增加。

臭氧通量从3.50 mg/min增至10.70 mg/min,反应5~30 min期间SAC去除率明显升高,随着臭氧通量的增加,SAC去除速率明显加快。臭氧通量增加使得臭氧传质推动力增大,促进了臭氧溶解,从而促进了 $\cdot\text{OH}$ 的生成。当臭氧通量为7.10 mg/min时,反应10 min对SAC的去除率54.4%,对TOC的去除率为26.4%。可见臭氧氧化SAC时,SAC不能完全降解,会产生各种中间产物和终产物。

2.3 预氧化对SAC氯化衍生DBPs的影响

2.3.1 预氧化工艺对SAC氯化衍生DBPs的影响

比较了SAC经2种预氧化工艺处理后氯化衍生DBPs种类及产量的变化,如表1所示(SAC浓度为20 mg/L,反应温度为20℃,pH值为7±0.2, H_2O_2 投加量为20.4 mg/L,UV光强为1.46 mW/cm², O_3 通量为7.10 mg/min)。

表1 SAC直接氯化 and 预氧化-氯化衍生DBPs的7 d生成势
Tab.1 DBPs formation potential of SAC chlorination and preoxidation-chlorination $\mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$

项 目		直接氯化	UV/H ₂ O ₂ -氯化	臭氧氧化-氯化
THMs	TCM	8.1	13.7	24.6
HAAs	DCAA	0.4	17.8	15.7
	TCAA	1.2	12.4	49.2
HANs	DCAN	0.1	4.4	17.8
THNMs	TCNM	ND	ND	ND

从表1可知,SAC被直接氯化、UV/ H_2O_2 氧化后氯化及臭氧氧化后氯化均可产生TCM、DCAA、TCAA和DCAN等DBPs,均无TCNM产生。SAC被直接氯化的DBPs产量少,主要以TCM为主。SAC

经臭氧及UV/ H_2O_2 氧化后,衍生DBPs的种类未发生明显变化,但各类DBPs生成势有不同程度的升高。经UV/ H_2O_2 氧化后DBPs生成量大小排序为DCAA>TCM>TCAA>DCAN,分别为直接氯化的45、1.7、10和44倍。在SAC氯化前增加UV/ H_2O_2 工艺,生成量最高的DBPs为DCAA,DCAN升高幅度最大。SAC经臭氧氧化后,各类DBPs产量升高幅度较大,HAAs成为最主要的DBPs。SAC经臭氧氧化后氯化衍生DBPs的生成势从大到小依次为TCAA、TCM、DCAN和DCAA,分别为直接氯化的41、3、178和39倍,TCAA成为生成量最高的DBPs,DCAN升高幅度仍为最大。

Ding等^[18]在氯化消毒前增加UV/ H_2O_2 氧化工艺,氯化DBPs中THMs的生成量增加了49.5%,HAAs的生成量也明显增加;Zhang等^[19]以氯霉素(CAP)为前体物,在氯化前先经UV/ H_2O_2 氧化,发现DCAN的生成量明显增加;Li等^[20]采用UV/ H_2O_2 氧化重氮农药,氯消毒中TCM和HAAs的生成量均增加。上述文献表明,在UV/ H_2O_2 氧化有机物不完全的条件下,中间产物多为小分子有机物,更容易与氯反应生成DBPs。臭氧氧化能力较UV/ H_2O_2 弱,而且有大量脂肪酸生成,使得HAAs含量升高^[21-22]。2种预氧化工艺使抗氯化的SAC转变为DBPs前体物,且接触反应时间不足等可能导致DBPs生成量大幅上升。

2.3.2 预氧化时间对DBPs生成势的影响

UV/ H_2O_2 和臭氧氧化时间会影响SAC及其中间产物的降解程度,进而影响后续氯消毒中DBPs的生成量。考察了预氧化时间对DBPs生成势的影响,结果如图3所示(SAC浓度为20 mg/L,反应温度为20℃,pH值为7±0.2, H_2O_2 投加量为20.4 mg/L,UV光强为1.46 mW/cm², O_3 通量为7.10 mg/min)。

由图3可以看出,在UV/ H_2O_2 氧化SAC过程中,DBPs的生成势随着氧化时间呈先增后减的趋势,20 min时生成量最高。UV/ H_2O_2 主要通过产生 $\cdot\text{OH}$ 等活性物质^[15],破坏SAC的双环结构,生成更易与氯发生反应的小分子物质,促进了SAC向DBPs的转化。理论上,随着UV/ H_2O_2 氧化时间的延长,SAC可被UV、 H_2O_2 及 $\cdot\text{OH}$ 充分降解,DBPs逐渐降为0。

在60 min内,随着臭氧氧化时间的延长,SAC转化DBPs规律与UV/ H_2O_2 类似,在氧化15~20 min时DBPs生成量最大。UV/ H_2O_2 氧化后TCM、TCAA、

DCAN的生成势均小于臭氧氧化,仅有DCAA的生成势大于臭氧氧化。

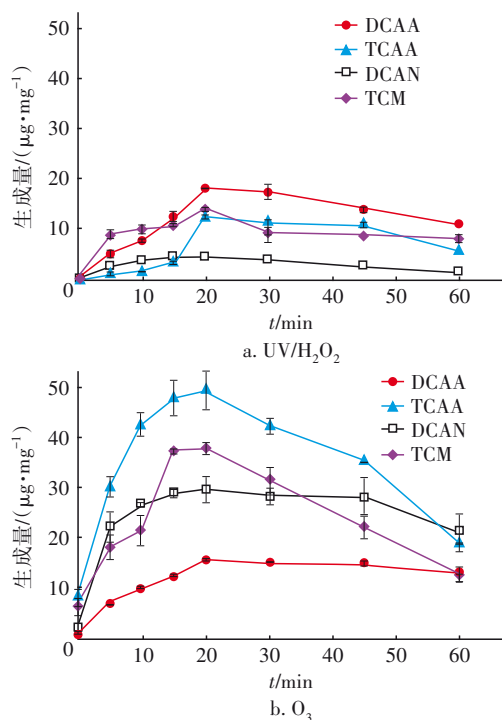


图3 UV/H₂O₂和O₃氧化时间对SAC衍生DBPs生成势的影响

Fig.3 Effect of UV/H₂O₂ and O₃ oxidation time on DBPs formation

2.3.3 预氧化对SAC衍生DBPs过程的影响

DBPFP反映了消毒副产物的生成潜能,但不能反映DBPs生成过程变化。由于余氯的存在,DBPs在输水过程中持续产生,不同供水点的DBPs含量不同。在管网存在余氯(最大水龄为2 d)情况下,SAC经UV/H₂O₂氧化20 min和臭氧氧化15 min后,氯消毒持续48 h时4种典型DBPs的变化曲线见图4(SAC浓度为20 mg/L,反应温度为20℃,pH为7±0.2,H₂O₂投加量为20.4 mg/L,UV光强为1.46 mW/cm²,O₃通量为7.10 mg/min)。

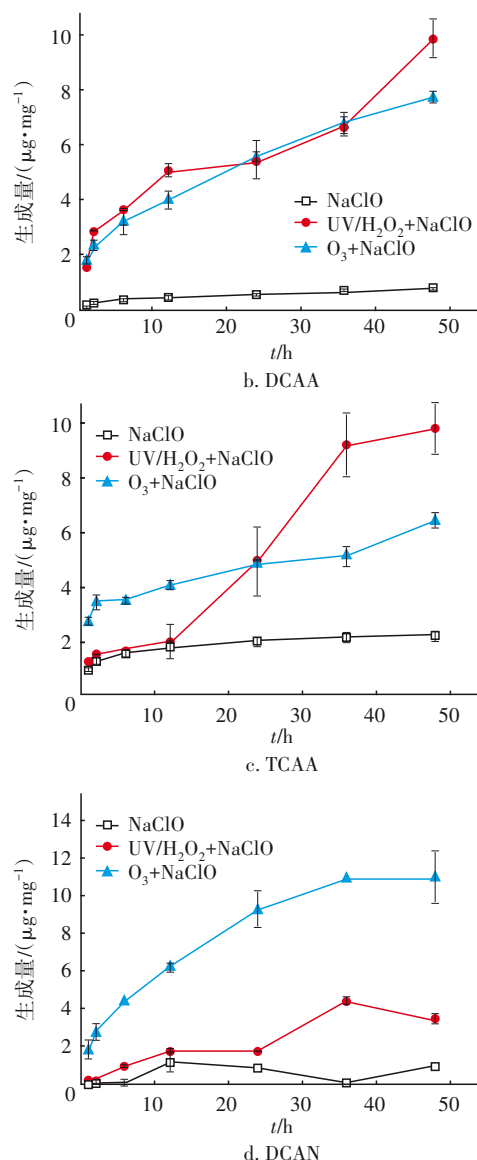
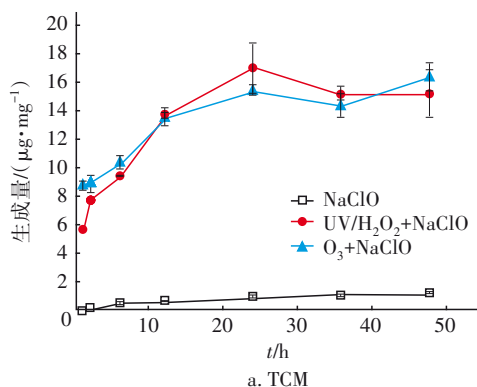


图4 持续氯消毒对DBPs生成量的影响

Fig.4 Effect of chlorine disinfection time on DBPs formation

由图4可知,氯消毒对照组反应48 h后的TCM、DCAA、TCAA和DCAN生成量分别为1.08、0.87、2.20和0.90 μg/mg,UV/H₂O₂氧化-氯消毒的试验组中,反应48 h后TCM、DCAA、TCAA和DCAN生成量分别为15.14、9.96、9.83和3.41 μg/mg,分别为直接氯化的14.1、11.4、4.47和3.79倍。各类DBPs在试验时间内基本呈现上升趋势。结合表1可知,臭氧与UV/H₂O₂相比,除了DCAA生成势较为接近,臭氧氧化-氯消毒试验组中TCM、TCAA、DCAN生成势高于UV/H₂O₂氧化-氯消毒。低于TCM在UV/H₂O₂氧化-氯消毒1 d后已经基本达到生成势,而在

臭氧氧化-氯消毒2 d后仍低于生成势。臭氧氧化-氯消毒的DCAN生成量和生成速率明显高于UV/H₂O₂-氯消毒,原因可能是SAC经臭氧氧化降解后脱砷基生成氨基苯酚,进一步氧化生成酮基和亚氨基,在后续氯化消毒过程中更易发生开环和取代反应,从而显著提高了生成势和生成速率。2种预氧化处理对DCAA生成速率的影响没有明显区别。而在TCAA生成过程中,臭氧氧化-氯消毒显著增加了其前体物而导致生成势高于UV/H₂O₂氧化-氯消毒,但反应速率减缓。在SAC的直接氯消毒前引入UV/H₂O₂氧化工艺,TCM、DCAA、TCAA和DCAN的生成量在2 d内明显持续升高,DBPs随水龄的升高而增加,可见供水管网服务面积愈广,DBPs的风险愈高。

3 结论

① 臭氧及UV/H₂O₂预氧化工艺可使氯化消毒阶段不产生DBPs的难降解有机物转变为DBPs前体物,TCM、DCAA、TCAA和DCAN的生成势分别为直接氯化的3~178倍和1.7~45倍。

② 在氧化剂量一定的条件下,臭氧及UV/H₂O₂预氧化时间是影响SAC在后续氯化消毒阶段向DBPs转化的主要因素,臭氧氧化15~20 min、UV/H₂O₂氧化20 min时DBPs生成量最高,实际生产过程中确定预氧化时间时建议考虑DBPs风险。

③ UV/H₂O₂工艺因氧化能力强,后续氯化消毒产生TCM、TCAA和DCAN量较臭氧氧化-氯消毒少43%~75%,仅DCAA的产量相当,在水源水处理过程中也存在一定的风险,工艺及其参数选择时需从多方面多角度考虑。

参考文献:

- [1] XIAO J D, XIE Y B, CAO H B. Organic pollutants removal in wastewater by heterogeneous photocatalytic ozonation[J]. Chemosphere, 2015, 121: 1-17.
- [2] HOLLENDER J, SASKIA G Z, KOEPKE S, *et al.* Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration [J]. Environmental Science & Technology, 2009, 43 (20): 7862-7869.
- [3] JIANG Y J, GOODWILL J E, TOBIASON J E, *et al.* Comparison of ferrate and ozone pre-oxidation on disinfection byproduct formation from chlorination and chloramination [J]. Water Research, 2019, 156: 110-124.
- [4] HU C Y, DU Y F, LIN Y L, *et al.* Kinetics of iohexol degradation by ozonation and formation of DBPs during post-chlorination [J]. Journal of Water Process Engineering, 2020, 35: 101200.
- [5] BERNAT-QUESADA F, ÁLVARO M, GARCÍA H, *et al.* Impact of chlorination and pre-ozonation on disinfection by-products formation from aqueous suspensions of cyanobacteria: *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena aequalis* and *Oscillatoria tenuis* [J]. Water Research, 2020, 183: 116070.
- [6] BLACK K E, BERUBE P R. Rate and extent NOM removal during oxidation and biofiltration [J]. Water Research, 2014, 52: 40-50.
- [7] LIN H C, WANG G S. Effects of UV/H₂O₂ on NOM fractionation and corresponding DBPs formation [J]. Desalination, 2011, 270(1/3): 221-226.
- [8] CHU W H, GAO N Y, YIN D Q, *et al.* Impact of UV/H₂O₂ pre-oxidation on the formation of haloacetamides and other nitrogenous disinfection byproducts during chlorination [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(20): 12190-12198.
- [9] DOTSON A D, KEEN V O S, METZ D, *et al.* UV/H₂O₂ treatment of drinking water increases post-chlorination DBP formation [J]. Water Research, 2010, 44 (12): 3703-3713.
- [10] METZ D H, MEYER M, DOTSON A, *et al.* The effect of UV/H₂O₂ treatment on disinfection by-product formation potential under simulated distribution system conditions [J]. Water Research, 2011, 45(13): 3969-3980.
- [11] 毕薇薇, 叶胜, 于建全, 等. 长距离供水系统中消毒副产物分布特征及二次加氯的影响 [J]. 环境科学, 2020, 41(7): 3297-3306.
BI Weiwei, YE Sheng, YU Jianquan, *et al.* Distribution characteristics of disinfection by-products and the effects of booster chlorination in long-distance water supply systems [J]. Environmental Science, 2020, 41 (7): 3297-3306(in Chinese).
- [12] CÉSAR I T, SMITHA R, CHIU C A, *et al.* Fate of sucralose during wastewater treatment [J]. Environmental Engineering Science, 2011, 28 (5): 325-331.
- [13] SOH L, CONNORSK A, BROOKS B W, *et al.* Fate of sucralose through environmental and water treatment

- processes and impact on plant indicator species [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45 (4): 1363-1369.
- [14] SCHEURER M, STORCK F R, BRAUCH H J, *et al.* Performance of conventional multi-barrier drinking water treatment plants for the removal of four artificial sweeteners[J]. Water Research, 2010, 44(12): 3573-3584.
- [15] ZHU H H, JIA R B, SUN S H, *et al.* Elimination of trichloroanisoles by UV/H₂O₂: kinetics, degradation mechanism, water matrix effects and toxicity assessment [J]. Chemosphere, 2019, 230: 258-267.
- [16] 许芬, 张如锋, 沈芷璇, 等. UV/H₂O₂降解美罗培南的影响因素及毒性研究[J]. 环境科学学报, 2019, 39 (12): 4031-4038.
- XU Fen, ZHANG Rufeng, SHEN Zhixuan, *et al.* Degradation of meropenem by UV/H₂O₂: influencing factors and antibacterial activity [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019, 39 (12): 4031-4038 (in Chinese).
- [17] XIA Y, LIN Y L, XU B, *et al.* Effect of UV irradiation on iodinated trihalomethane formation during post-chloramination [J]. Water Research, 2018, 147: 101-111.
- [18] DING S K, WANG F F, CHU W H, *et al.* Using UV/H₂O₂ pre-oxidation combined with an optimised disinfection scenario to control CX₃R-type disinfection by-product formation[J]. Water Research, 2019, 167: 115096.
- [19] ZHANG Y M, CHU W H, XU T, *et al.* Impact of pre-oxidation using H₂O₂ and ultraviolet/H₂O₂ on disinfection byproducts generated from chlor(am)ination of chloramphenicol [J]. Chemical Engineering Journal, 2017, 317: 112-118.
- [20] LI W, LIU Y C, DUAN J M, *et al.* UV and UV/H₂O₂ treatment of diazinon and its influence on disinfection byproduct formation following chlorination [J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 274: 39-49.
- [21] YANG X, PENG J F, CHEN B Y, *et al.* Effects of ozone and ozone/peroxide pretreatments on disinfection byproduct formation during subsequent chlorination and chloramination [J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 239/240: 348-354.
- [22] LI A Z, ZHAO X, LIU H J, *et al.* Characteristic transformation of humic acid during photoelectrocatalysis process and its subsequent disinfection byproduct formation potential [J]. Water Research, 2011, 45 (18): 6131-6140.

作者简介: 项硕(1977-), 男, 浙江兰溪人, 硕士, 讲师, 主要研究方向为水污染控制。

E-mail: xiangshuo@zust.edu.cn

收稿日期: 2021-04-01

修回日期: 2021-05-28

(编辑: 任莹莹)

加强湖泊管理保护
改善湖泊生态环境
维护湖泊健康生命