

刘海龙, 王东升, 程芳琴, 等. 2008 微污染原水预臭氧氧化-强化混凝处理及其安全性 [J]. 环境科学学报, 28 (7): 1320 - 1325

Liu H L, Wang D S, Cheng F Q, *et al* 2008 Treatment of micropolluted raw water and its safety during preozonation and enhanced coagulation [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 28 (7): 1320 - 1325

微污染原水预臭氧氧化-强化混凝处理及其安全性

刘海龙¹, 王东升², 程芳琴^{1,*}, 汤鸿霄²

1. 山西大学环境与资源学院, 太原 030006

2. 中国科学院生态环境研究中心环境水质学国家重点实验室, 北京 100085

收稿日期: 2007-07-03 修回日期: 2008-03-18 录用日期: 2008-05-23

摘要:以强化混凝和臭氧氧化技术为核心建立了中试水处理设备, 采用有机物表观分子量分级、树脂分级等手段表征了原水有机物及其 THMPF 特征; 通过实验室试验和中试运行对预臭氧和强化混凝技术应用中有机物去除效果、消毒副产物 THM 的产生和消除进行了研究; 研究了臭氧应用中可能形成的相关副产物甲醛、溴酸盐等对饮用水安全性影响的问题。结果表明: 预臭氧-强化混凝处理效果较好, 采用适当浓度的臭氧 (如 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 进行预氧化, 可以有效提高有机物去除率, 从常规混凝滤后水的 33.7% 提高到 48%, 有机物浓度降到 $1.385 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; THMPF 总体去除效果从常规处理的 $131 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $53 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; 未出现甲醛、溴酸盐超标的问题, 对余氯没有显著影响, 安全性较高; 但是, AOC 含量比常规混凝和强化常规混凝升高, 可能增进微生物的繁殖和对管网等的腐蚀, 需要进一步控制。

关键词: 臭氧; 强化混凝; 消毒副产物; 饮用水

文章编号: 0253-2468 (2008) 07-1320-06

中图分类号: X52

文献标识码: A

Treatment of micropolluted raw water and its safety during preozonation and enhanced coagulation

LIU Hailong¹, WANG Dongsheng², CHENG Fangqin^{1,*}, TANG Hongxiao²

1. School of Environmental Sciences and Resources, Shanxi University, Taiyuan 030006

2. State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085

Received 3 July 2007;

received in revised form 18 March 2008;

accepted 23 May 2008

Abstract: A pilot-scale drinking water treatment facility based on enhanced coagulation and ozonation was built. Organic matter and its Trihalomethane Formation Potential (THMPF) in raw water were characterized by Apparent Molecular Weight Distribution (AMWD) and resin fractionation. Jar-scale and pilot-scale experiments were conducted to investigate the removal efficiency of organic matter and the formation and removal of the disinfection by-product THM during preozonation and enhanced coagulation. Formation of formaldehyde and bromate, which affect the safety of treated water, was also studied during the preozonation and enhanced coagulation treatments. The results show that preozonation combined with enhanced coagulation yielded the best removal efficiency. When an ozone concentration of $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ was used, removal of Dissolved Organic Carbon (DOC) was increased from 33.7% (after conventional coagulation and filtration) to 48% and a residual DOC value of $1.385 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ was obtained. During the combined treatment, THMPF was reduced from $131 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (conventional coagulation) to $53 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. The concentrations of formaldehyde and bromate after preozonation-enhanced coagulation were below the applicable standards. Assimilated Organic Carbon (AOC), however, increased compared with conventional coagulation and enhanced coagulation alone. AOC may stimulate the proliferation of microorganisms, cause pipe corrosion problems and therefore needs to be controlled.

Keywords: ozone; enhanced coagulation; disinfection by-products; drinking water

1 引言 (Introduction)

强化混凝和臭氧氧化被用于改善常规处理中的有机物处理效果, 以控制水体中消毒副产物等有害物质, 被认为是控制消毒副产物及其危害的最佳

可行性技术 (Edzwald, 1999). 预臭氧本身就是广义上强化混凝的一种手段, 具有较好的推广前景 (Grasso, 1988; Edwalds, 1992; Tobiason, 1995; Schneider, 2000). 然而, 使用臭氧氧化过程中发现臭氧处理可能带来甲醛、溴酸盐等氧化消毒产物或

作者简介: 刘海龙 (1971—), 男, 副教授 (博士), E-mail: hlliu827@yahoo.com.cn; *通讯作者 (责任作者), E-mail: cfangqin@sxu.edu.cn

Biography: LIU Hailong (1971—), male, associate professor (Ph.D.), E-mail: hlliu827@yahoo.com.cn; * Corresponding author

者副产物,并且可能导致可同化有机物 AOC (Assimilable Organic Carbon)过多 (Reckhow, 1984; Singer, 1990; Barbara, 2003; Liu, 2006; Bose, 2007),导致管网中细菌等微生物大量繁殖,从而对用户健康造成威胁.另外,据报道强化混凝过程可能造成余铝超标等问题 (Edzwald, 1999),因而对其安全性备受关注.对于此类强化混凝的安全性研究成为饮用水安全性研究的一个热点问题,就此本研究中针对某市自来水水源水,在建立了预臭氧、强化混凝、过滤消毒的中试系统的基础上,采用表观分子量分级、树脂分级等方法,研究常规混凝、强化常规混凝和预臭氧强化混凝对处理后饮用水中消毒副产物的处理效果,并与某市自来水水厂处理过程作比较,探讨相应的安全性差异及提高安全性的保障措施.

2 材料和方法 (Materials and methods)

2.1 材料和水样

样品准备:试验原水是 2006 年 3 月取水厂入厂原水,取样后测温度、pH 值、浊度、碱度、TOC 等指标;取部分原水作为待分离分级原水,经 $0.45\mu\text{m}$ 滤膜过滤以去除原水中的颗粒物及颗粒态有机物,所用的膜材料应该是玻璃纤维或银质的,必要时也可以采用特殊处理后的普通纤维滤膜.

混凝剂采用自制混凝剂,碱化度为 2.5, Al 浓度为 $0.1\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$;计算混凝剂投量时按 Al_2O_3 计. NaOH、HCl 使用优级纯.

吸附树脂为 DAX-8;玻璃层析柱内径为 2.5cm、长 50cm;采用 200mL 索式提取装置;烧杯试验在六联混凝搅拌机 (深圳中润公司) 上进行.

2.2 混凝条件的确定

混凝条件:自来水厂实际混凝剂投量为 $1.5\sim 3.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;通过烧杯试验确定常规混凝条件、强化常规混凝条件、预臭氧强化混凝条件 (预臭氧处理后进行混凝).烧杯实验条件:烧杯试验采用六联搅拌机,分别取原水 1L 注入到方形烧杯中,在加药管中分别加入 0.5、1.0、2.0、3.0、4.0、5.0mL 自制聚合氯化铝;预臭氧强化混凝试验中臭氧浓度分别为 0.5、1.0、3.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,投入点为快搅 1min 后;搅拌条件分别为 $250\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ (2min)、 $40\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ (15min).所有试验均在静置 20min 后取样口取样.

分级方法:表观分子量分级用 Millipore 超滤杯和相应的超滤膜分级,压力 0.2~0.3MPa,浓缩因子

为 6.1.化学极性分级使用改进的树脂吸附法.

对原水中的有机物进行分析,测定浊度、TOC、 UV_{254} 等指标;利用吸附树脂进行有机物分级,有机物分级流程见文献 (Amy, 1992; Chiang, 2002; Liu, 2006).方法简述如下:水样经 $0.45\mu\text{m}$ 膜过滤后,以 $200\text{mL}\cdot\text{h}^{-1}$ 流速通过预处理后的装有 80mL DAX-8 树脂的层析柱,疏水性碱性有机物 (HoB) 和疏水性中性有机物 (HoN) 被吸附;流出液用优级纯 HCl 调整到 $\text{pH} = 2.0$ 后,通过另一个装有 60mL DAX-8 树脂的层析柱,疏水性酸性有机物 (HoA) 被吸附,水样立即过 XAD-4 柱,被吸附的部分称为弱憎水酸 (WHoA),流出液为亲水性有机物 (HM).试验中各部分水样的体积和 TOC、 UV_{254} 都经过检测,经过平衡计算各级分有机物的含量.试验证明,此方法的回收率在 90%~110%.

2.3 中试试验

模拟水厂常规处理流程并结合研究需要增设预臭氧接触柱建立中试装置,如图 1 所示.停留时间分别为预臭氧接触柱 15min,混合池 2min,絮凝池 15min,沉淀池 45min,滤柱滤速约 $6\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$.混凝剂事先配置好后,用蠕动泵投药,投药量每次实验过程中前后标定 2 次,取平均值.中试水流量为 $250\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$,由流量计控制流量.

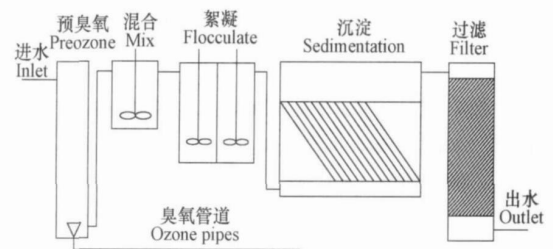


图 1 中试设备流程示意简图

Fig. 1 Sketch of the pilot-scale water treatment facility

通过中试系统对原水进行常规混凝、强化常规混凝、预臭氧强化混凝处理,取样测浊度、DOC、 UV_{254} 等指标;对强化常规混凝及臭氧强化混凝沉后水进行有机物分级,所得级分测 DOC、 UV_{254} .

2.4 测试项目及方法

TOC/DOC 采用 TOC 分析仪 (Pheonix 8000) 测定. UV_{254} 采用紫外-可见分光光度计 (上海棱光) 测定;浊度采用浊度仪 (2100AN Turbidimeter Hach) 测定;THMFP 采用 GC (日本岛津) 测定;甲醛用分光光度法测定 (GB 13197-91),仪器为 Cary-50 紫外-可见分光光度计;溴酸盐用 Ics-2500 离子色谱法测

定(纪苑, 2006), 色谱柱型号为 AS9-HC 2mm; AOC 用先后接种法测定; 余铝用 IC-MS法测定.

3 结果 (Results)

3.1 原水表征

对原水中有有机物成分及 THMF_P做有机物表观分子量分级和化学极性分级表征, 结果见图 2、图 3. 原水有机物 TOC 含量约 3.87mg·L⁻¹左右, DOC 为 2.88mg·L⁻¹, 颗粒态有机物为 0.99mg·L⁻¹. DOC 中以小于 1k 的小分子为主, 约占 DOC 总量的 60% 以上, 而大于 3k 的约占 35% 左右 (图 2); THMF_P 的分布与 DOC 分布关联性较好, 且明显可以看出小于 3k 的小分子有机物对 THMF_P 的贡献较大. 而大于

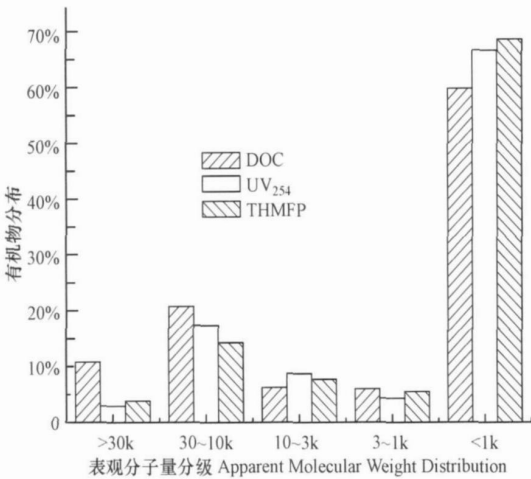


图 2 原水表观分子量分级及 THMF_P 分布特征

Fig. 2 Apparent molecular weight distribution of organic matter and THMF_P in raw water

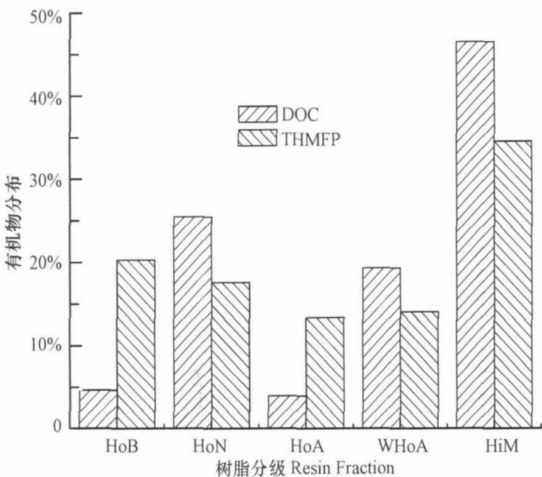


图 3 原水有机物树脂分级和 THMF_P 分布特征

Fig. 3 Resin fractionation of organic matter and THMF_P in raw water

3k 的则贡献较小; UV₂₅₄ 的结果与表观分子量小于 30k 的有机物含量有较好的关联性, 同时与 THMF_P 的分布也有较好的关联性, 在必要时可以用于作为 THMF_P 的替代指标.

化学极性分级的结果表明: 原水中亲水性有机物所占比重较大, 达到约 47% 左右; THMF_P 贡献能力最强的是疏水性碱性和疏水性酸性有机物, 而其它级分贡献率较低, 因此, 疏水性有机物尤其是疏水性酸性和碱性级分是控制消毒副产物危害的重要目标物; 另外, 亲水性有机物生成 THMF_P 所占总 THMF_P 的比例最高.

3.2 处理过程

3.2.1 常规混凝和强化常规混凝 根据烧杯实验选择强化常规混凝的条件, 通过混凝剂投量、pH 值、水力条件等对沉后水和滤后水处理效果的影响进行了大量的研究, 混凝剂剂量和处理效果的关系如图 4 所示.

结果表明, 常规处理的剂量在 1.5~3.0mg·L⁻¹ 之间, 沉后水浊度已经降到 1.0NTU 以下, 但有机物去除率仍未达到理想状态, 沉后水 DOC 在 1.7~2.5mg·L⁻¹ 之间; 提高混凝剂投量到 2.0~5.0mg·L⁻¹, 浊度仍保持在 1.0NTU 以下, 但 DOC 继续大幅下降; 当混凝剂提高到 5.0~8.0mg·L⁻¹ 或者更高时, 有机物去除率提高速度明显减缓. 因此, 选择混凝剂投量范围应控制在 3.0~5.0mg·L⁻¹ 之间.

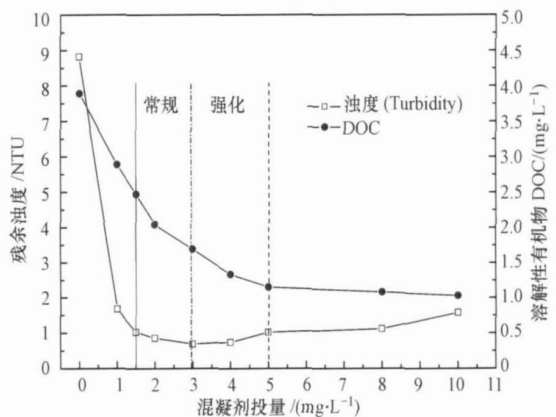


图 4 混凝剂量选择

Fig. 4 Choice of coagulant dosage

常规水厂处理系统的水力条件能满足强化混凝的需要, 故实验中选定搅拌速度为 $>200\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 、G 值为 $>106\text{s}^{-1}$. 原水 pH 值在 6.6~6.9 之间, 变动幅度较小, 而且处于中性区, 在一定范围内 (5.0~

6.0)调低 pH 值对有机物去除有一定促进作用,但不显著,且易导致矾花细小、沉降性差,使得沉后水浊度较高,对滤池造成较大干扰,故不对 pH 进行调整。

故此,较好的强化常规混凝处理条件是投药量控制在 $3.0\sim5.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,不必对 pH 和水力条件进行调整。

3.2.2 预臭氧强化混凝 本研究中采用预臭氧作为有效控制 THM 等消毒副产物和强化混凝控制 THM 前驱物的主要手段,研究了预臭氧强化混凝的主要技术特征。

图 5、图 6 所示为不同预臭氧剂量下,混凝剂投量对原水处理效果的影响。

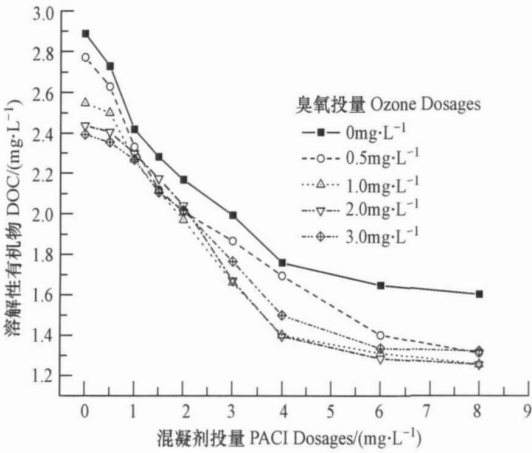


图 5 臭氧预氧化强化混凝对有机物的去除效果
Fig. 5 Removal of DOC by preozonation combined with enhanced coagulation

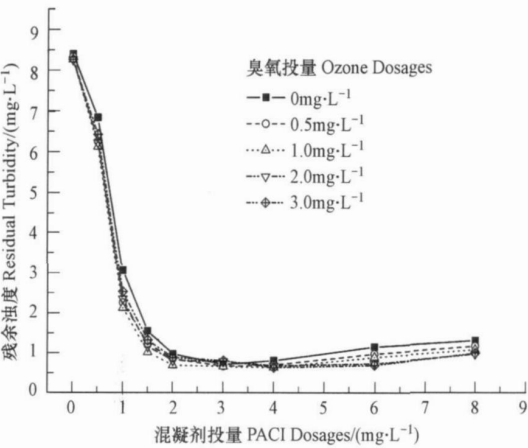


图 6 臭氧预氧化强化混凝对浊度的处理效果
Fig. 6 Removal of turbidity by preozonation combined with enhanced coagulation

由图 5、图 6 可见,预臭氧对水体有机物有初步降解作用,预氧化后 DOC 明显降低,且减少量随预臭氧剂量而增大;使用预臭氧强化后的混凝效果优于单独混凝。预臭氧剂量在适当范围 ($1.0\sim2.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 内效果较好,而高剂量 ($3.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 和较低剂量 ($0.5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 则效果不佳。从预臭氧强化混凝效果 (图 5) 可见,预臭氧单独作用,即 PACI 为 $0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的点, $3.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 臭氧作用后 DOC 含量下降最多,但混凝去除率低,显示过高剂量预臭氧对混凝去除有机物的抑制作用。

适当剂量下预臭氧对浊度去除有一定的促进作用,与文献报道 (Tobiason, 1995; Schneider, 2000) 一致,但促进作用不显著。过高剂量臭氧作用后,促进浊度去除的作用减弱。

图 6 显示, $3.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 臭氧后,助凝作用减弱,甚至抑制混凝的作用。这一点和有机物混凝去除效果相映证,这是因为有机物降解为小分子亲水性有机分子,对混凝去除有负面影响,将增大混凝剂需求,进而干扰浊度的去除。

可见,预臭氧的剂量是影响强化混凝效果的关键,针对本研究中的原水情况,采用臭氧剂量为 $1.0\sim2.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 较适宜,此时混凝剂投加量在 $3.0\sim4.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间。该条件下,经预臭氧强化混凝后出水浊度为 0.8NTU 左右,DOC 约 $1.4\sim1.6\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,DOC 去除率约 $45\%\sim52\%$ 。

3.3 安全性分析

根据选定的强化混凝条件,利用上述中试系统对原水进行常规混凝、强化常规混凝和预臭氧强化混凝处理的对比实验。

预臭氧强化混凝的运行条件为: O_3 投量 $1.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、PACI 投量 $3.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;强化常规混凝的运行条件为: PACI 投量 $4.5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;常规混凝的运行条件为: PACI 投量 $2.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

系统稳定后运行 8h,每 1h 取样 1 次,取样后对各取样点样品进行混合测定相关的水质指标和安全性指标;在气温、湿度等较一致的天气条件下运行 3d,对 3d 的实验结果取平均值。测定混合样 THMF、余铝、臭氧、甲醛和溴酸盐等结果如表 1 所示。

表 1 中试运行安全性指标处理效果

Table 1 Water quality parameters after pilot-scale treatment

水样	浊度 /NTU	DOC /(mg·L ⁻¹)	THMFP /(μg·L ⁻¹)	溴酸盐 /(μg·L ⁻¹)	甲醛 /(mg·L ⁻¹)	AOC /(μg·L ⁻¹)	余铝 /(mg·L ⁻¹)
原水	7.84	2.653	233	<2.00	0.039	62	0.04
预臭氧强化混凝 预臭氧	7.740	2.583	121	18	0.035	281	0.04
沉后	0.834	1.591	79	11	0.01	86	0.17
滤后	0.091	1.385	53	<2.00	0.008	77	0.09
强化常规混凝 沉后	0.890	1.483	126	<2.00	0.01	69	0.29
滤后	0.092	1.292	62	<2.00	0.006	46	0.10
常规混凝 沉后	0.870	1.933	146	<2.00	0.018	77	0.17
滤后	0.101	1.759	131	<2.00	0.008	58	0.10

4 讨论 (Discussion)

本研究结果显示,原水中有机物以表观分子量 <1k和亲水性成分为主,分别占 60%和 50%以上,表明水体中可能受到人为有机物污染;且表观分子量 (<3k)有机物的 THMFP较高,与一些报道相反 (Chiang, 2002; Kimberly, 2000). 从有机物化学分级的角度看, THMFP贡献能力最强的是疏水性碱性和疏水性酸性有机物,而其它级分贡献率较低,因此,疏水性有机物尤其是疏水性酸性和碱性级分是控制消毒副产物危害的重要目标物,而这部分有机物也正是适合采用混凝法去除的部分 (Chiang, 2002). 实验中采用的强化常规混凝效果较好地去除 THMFP的结果 (表 1)从一定程度上证明了这一点.

臭氧的作用主要是对 DOC有重要影响,继而导致其对混凝效果的影响. 由于实验和一般水处理厂运行条件下臭氧剂量和接触时间并不能对有机物进行完全的矿化,臭氧氧化的效果更多的是把有机物降解为分子量较小、亲水性较高的有机物. 较高剂量的臭氧造成更多的小分子水溶性有机物的形成,制约混凝去除有机物的效果;而过低的剂量又无法发挥足够的氧化作用. 因而,预臭氧剂量过高 (3.0mg·L⁻¹)或过低 (0.5mg·L⁻¹)都无法有效提高混凝对有机物的去除效果.

对比常规混凝、强化常规混凝和预臭氧强化混凝的情况可知,三者处理后,浊度等都达到最新的国家标准 (GB5749-2006). 预臭氧强化混凝对有机物 DOC有 48%去除,略小于强化常规混凝效果 51.3%,但 THMFP去除率达 77.3%,高于强化常规混凝的 73.4%. 臭氧特征副产物溴酸盐在预臭氧后增多到 18μg·L⁻¹,混凝后降至 11μg·L⁻¹,砂滤后降

至 2.0μg·L⁻¹以下. 饮用水中溴酸盐含量国内尚无标准,参照世界卫生组织 (WHO)规定水中溴酸盐含量的最大值为 25μg·L⁻¹,美国国家环保局 (EPA)规定水中溴酸盐含量的最大值为 10μg·L⁻¹,均处于安全限量以内. 与文献报道不同,实际运行及测定中甲醛未出现超标的现象,砂滤后降至 0.008mg·L⁻¹. 而 AOC在预臭氧后显著升高,达到 281μg·L⁻¹,但经过混凝沉淀和砂滤后,残余含量为 77μg·L⁻¹,较强化常规混凝 46μg·L⁻¹和常规混凝滤后水 58μg·L⁻¹为高. 预臭氧强化混凝滤后水余铝含量 0.09mg·L⁻¹,与常规混凝和强化常规混凝滤后水差别不大. 可见,除 AOC较常规混凝和强化常规混凝略有升高外,预臭氧强化混凝较好地控制了 DBPs,且安全性较好.

5 结论 (Conclusions)

1)实验中使用的是典型的微污染水体原水,颗粒态有机物为 0.99mg·L⁻¹,DOC中以小于 1k的小分子为主,约占 DOC总量的 60%以上,可能受到有机物人为污染; THMFP的分布与 DOC分布关联性较好,且明显可以看出小于 3k的小分子有机物对 THMFP的贡献较大,而大于 3k的则贡献较小. 原水中亲水性有机物所占比重较大,达到约 47%左右; THMFP贡献能力最强的是疏水性碱性和疏水性酸性有机物,而其它级分贡献率较低,疏水性有机物尤其是疏水性酸性和碱性级分是控制消毒副产物危害的重要目标物.

2)常规混凝有效控制了出水浊度,但有机物去除效果未达到优化,强化常规混凝在保持浊度高去除率的同时,提高了有机物和 THMFP去除率,其条件选择为投药量控制在 3.0~5.0mg·L⁻¹之间,不必对 pH和水力条件进行调整.



3)适当剂量预臭氧可以促进水体中有机物降解,从而提高预臭氧强化混凝的总体去除效果.针对本文原水,臭氧剂量为 $1.0 \sim 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 较适宜,混凝剂投加量选在 $3.0 \sim 4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,经预臭氧强化混凝后出水浊度为 0.8 NTU 左右,DOC 约 $1.4 \sim 1.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,DOC 去除率约 $45\% \sim 52\%$.

4)预臭氧强化混凝对消毒副产物控制效果好,THMFP 去除率高,未出现甲醛、溴酸盐超标的问题,对余铝没有显著影响,安全性较高;仅出现 AOC 含量比常规混凝和强化常规混凝升高的问题,可能增进微生物的繁殖和对管网等的腐蚀,需要控制,可结合生物活性碳处理解决.

责任作者简介:程芳琴,女,博士,教授,享受国务院“政府特殊津贴”专家、化工学会常务理事.主要从事环境水处理工程及应用化学等方面研究.

References:

- Amy G L, Sierka R A, Bedessem, *et al* 1992. Molecular Size distributions of dissolved organic matter [J]. JAWWA, 84 (6), 67—75
- Barbara K H, Maria Z, Jacek N. 2003. Catalytic ozonation and methods of enhancing molecular ozone reactions in water treatment [J]. Applied Catalysis, 46: 639—669
- Bose P, Reckhow D A. 2007. The effect of ozonation on natural organic matter removal by alum coagulation [J]. Water Research, doi: 10.1016/J.watres.2006.12.027
- Chiang P C, Chang E E, Liang C H. 2002. NOM Characteristics and Treatabilities of Ozonation Processes [J]. Chemosphere, 46: 929—936
- Edwards M and Benjamin M M. 1992. Effect of Preozonation on Coagulant-NOM interactions [J]. JAWWA, 84 (8): 63—72
- Edzwald J K, Tobiason J E. 1999. Enhanced Coagulation: US Requirements and A Broader View [J]. Water Science & Technology, 40 (9): 63—70
- Grasso D, Weber W J. 1988. Ozone-induced Particle Destabilization [J]. JAWWA, 80 (8): 73—81
- Ji Y, Zou Y C, Zhao L X. 2006. Detection of Bromate in Drinking Water Using Ion Chromatography [J]. 16 (3): 366—367 (in Chinese)
- Jin Y L, E X L, Chen C J, *et al* Ministry of Health of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. 2007. GB5749-2006 Standard for Drinking Water Quality [S]. Beijing: Standard Publishing House of China (in Chinese)
- Kimberly B A, Morteza A. 2000. Conventional and optimized coagulation for iron removal [J]. JAWWA, 92 (10): 44—58
- Liu H L, Wang D S, Shi B Y, *et al* 2006. Effects of pre-ozonation on organic matter removal by coagulation with IPF-PACl [J]. Journal of Environment Science, 18 (3): 453—458
- Reckhow D A, Singer P C. 1984. The removal of organic halide precursors by preozonation and alum coagulation [J]. JAWWA Assoc, 76 (4): 151—157
- Schneider Orren D, Tobiason J E. 2000. Preozonation Effects on Coagulation [J]. JAWWA, 92 (10): 74—87
- Singer P C. 1990. Assessing ozonation research needs in water treatment [J]. JAWWA, 82 (10): 78—88
- Tobiason J E, Reckhow D A, Edzwald J K. 1995. Effects of Ozonation on Optimal Coagulant Dosing in Drinking Water Treatment [J]. Jour Water SRT Aqua, 44 (3): 142—150

中文参考文献:

- 纪苑, 邹月春, 赵李霞. 2006. 离子色谱法测定饮用水中溴酸盐的含量 [J]. 中国卫生检验杂志, 16 (3): 366—367
- 金银龙, 鄂学礼, 陈昌杰, 等. 中华人民共和国卫生部, 中国国家标准化管理委员会. 2007. GB5749-2006 生活饮用水卫生标准 [S]. 北京: 中国标准出版社