

# 长江原水臭氧氧化生成溴酸根的影响因素

卢宁, 高乃云\*, 黄鑫

(同济大学污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092)

摘要: 针对含溴离子( $\text{Br}^-$ )的长江原水, 通过臭氧氧化小试实验研究氨氮、pH、 $\text{O}_3$  投加量和水温对副产物溴酸根( $\text{BrO}_3^-$ )的生成影响。结果表明, 实验条件下(pH 7.35、氨氮背景浓度 0.6 mg/L), 投加氨氮对原水中  $\text{BrO}_3^-$  形成的抑制作用有限, 初步分析氨氮无法屏蔽  $\text{BrO}_3^-$  的间接-直接生成途径。 $\text{O}_3$  投加量在 0.8~2.5 mg/L 的试验范围内, 为保证  $\text{BrO}_3^-$  不超标, 初始溶解  $\text{O}_3$  须在 1.2 mg/L 以下。 $\text{BrO}_3^-$  的形成对 pH 变化很敏感, pH 调低到 6.3, 30 min 生成量降低至 8  $\mu\text{g/L}$ 。降低温度,  $\text{O}_3$  稳定性升高,  $\text{BrO}_3^-$  浓度亦显著降低, 10℃时 100  $\mu\text{g/L}$   $\text{Br}^-$  在初始 1.6 mg/L 溶解  $\text{O}_3$  浓度条件下,  $\text{BrO}_3^-$  生成量为 9.1  $\mu\text{g/L}$ 。

关键词: 溴酸根; 臭氧化; 长江原水; 影响因素

中图分类号: X131.2 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)05-1386-05

## Influence Factors of Bromate Formation in Yangtze River Water During Ozonation Process

LU Ning, GAO Nai-yun, HUANG Xin

(State Key Laboratory of Pollution Control and Resources Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, China)

**Abstract:** A serial bench-scale experiments were conducted to study the effect of ammonia, pH, initial dissolved ozone and temperature on bromate formation during ozonation process in Yangtze river water, where bromide anion( $\text{Br}^-$ ) was detected. Ammonia has little suppression effects on bromate production in Yangtze water at pH 7.35 and 0.6 mg/L ammonia background concentration, for it can't block the indirect-direct path. Within our experiment's conditions, at the initial dissolved ozone from 0.8 mg/L to 2.5 mg/L, it should be kept below 1.2 mg/L in order to avoid bromate standard violation.  $\text{BrO}_3^-$  formation is sensitive to pH variation.  $\text{BrO}_3^-$  production is 8  $\mu\text{g/L}$  when pH decreases to 6.3. Lower temperature leads to both slower ozone decomposition and lower production of bromate.  $\text{BrO}_3^-$  production is 9.1  $\mu\text{g/L}$  at 10℃, 100  $\mu\text{g/L}$  initial  $\text{Br}^-$  and 1.6 mg/L initial dissolved ozone.

**Key words:** bromate; ozonation; Yangtze River water; impact factors

2010年上海市将建成青草沙水库取水长江, 其供水规模占全市 50% 以上, 臭氧/生物活性炭工艺已被初定为主要工艺之一。而臭氧-生物活性炭技术最主要的副产物就是  $\text{BrO}_3^-$ <sup>[1,2]</sup>。根据现有研究,  $\text{BrO}_3^-$  致癌风险较大<sup>[3]</sup>, 我国《生活饮用水卫生标准 GB 5749-2006》中限定  $\text{BrO}_3^-$  不得超过 10  $\mu\text{g/L}$ <sup>[4]</sup>。参照国外水厂的运行经验, 当原水中含有一定浓度  $\text{Br}^-$  时, 采用臭氧氧化工艺产生  $\text{BrO}_3^-$  几乎不可避免<sup>[5,6]</sup>。由于青草沙水源地位于入海口, 经常出现咸潮入侵, 导致长江水体中  $\text{Br}^-$  含量升高<sup>[7,8]</sup>。因此, 研究长江原水在臭氧氧化工艺中  $\text{BrO}_3^-$  的生成潜力, 是评估臭氧氧化工艺可行性的指标<sup>[9]</sup>。

关于  $\text{BrO}_3^-$  在臭氧氧化工艺中的生成机制, 相关文献较多且结论基本明确。但少有研究针对长江原水使用  $\text{O}_3$  后  $\text{BrO}_3^-$  的生成情况。本研究小试实验考察长江原水臭氧氧化过程中  $\text{BrO}_3^-$  的生成和  $\text{O}_3$  的消耗情况, 对水质、 $\text{O}_3$  投加量、氨氮等影响因素作探讨, 以期对臭氧氧化工艺处理长江原水的工程实践提

供参考。

### 1 材料与方法

#### 1.1 试验材料

试验用  $\text{BrO}_3^-$  和  $\text{Br}^-$  标液由色谱纯的溴酸钾和溴化钾自配, 试剂购自国药集团化学试剂公司(上海)。试验用纯水为 Milli-Q 超纯水, 其他常规药剂均为分析纯。

#### 1.2 分析方法

实验采用 DIONEX 公司的 ICS-1000 专业型离子色谱仪, 双活塞串联恒流泵, 恒温电导检测器, Ion Pac AS19 大容量阴离子分析柱(2×250 mm), Ion Pac AG19 阴离子保护柱(2×50 mm), ASRS ULTRA II 阴离子抑制器(4 mm), AS40 自动进样器(5 mL)。试验

收稿日期: 2008-11-05; 修订日期: 2008-12-15

基金项目: 国家自然科学基金项目(50878163); “十一五”国家科技支撑计划项目(2006BAJ08B06); 国家科技重大专项(2008ZX07421-002)

作者简介: 卢宁(1980~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为水处理理论与技术, E-mail: 05498124@163.com

\* 通讯联系人, E-mail: gaonaiyun@sina.com

用分析条件: 操作温度 30 ℃, 抑制电流 50 mA, 淋洗液 KOH 20 mmol/L (由 DIONEX 淋洗液自动发生器产生), 流速 1 mL/min, 进样量 300 μL. BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 与 Br<sup>-</sup> 出峰时间分别在 5.680 min 左右和 10.337 min 左右, 峰形良好, 表明在所采用的离子色谱条件下, 能较好地分离 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 和 Br<sup>-</sup> 与其他杂质分离. 原水中 O<sub>3</sub> 浓度采用靛蓝分光光度法测定<sup>[10, 11]</sup>.

### 1.3 试验方法

小试实验是在三口烧瓶中进行 O<sub>3</sub> 消耗和 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 生成的动力学测试. 1 L 三口烧瓶中置入 500 mL Milli-Q 纯水, 加入磷酸盐缓冲溶液保持 pH 在 7.5 左右, 恒温水浴保持温度在 (25 ± 1) ℃, 通入 O<sub>3</sub> 并以一定转速转子搅拌以加速混合, 直至纯水中溶解性 O<sub>3</sub> (靛蓝法测定) 含量达到所需浓度值. 停止通气, 迅速倒入 500 mL 含溴原水 (长江原水或配制的含 Br<sup>-</sup> 蒸馏水), 盖上三口烧瓶瓶塞. 实验计时开始, 此后在固定时间点取 10 mL 水样, 5 mL 用于 O<sub>3</sub> 浓度测定, 另外 5 mL 加入数滴硫代硫酸钠溶液 (1.75 g/L Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) 去除溶解 O<sub>3</sub> 后, 离子色谱分析其中的阴离子 (BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> / Br<sup>-</sup> / NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). 由于小试实验中纯水: 原水 = 1: 1, 所以事先调整纯水中的 Br<sup>-</sup>、pH、氨氮等以保证混合后达到实验所需的数值. Br<sup>-</sup> 用配制的溴化钠 NaBr 溶液调节, 氨氮用 NH<sub>4</sub>Cl 溶液调节, pH 用磷酸盐缓冲溶液控制.

实验所用原水经 0.45 μm 微滤膜过滤去掉悬浮物, 长江原水水质见表 1.

表 1 长江原水水质 (经 0.45 μm 微滤膜过滤)

Table 1 Raw water parameters from Yangtze River

(filtered by 0.45 μm MF membrane)

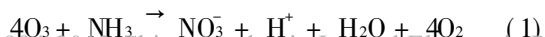
pH	高锰酸盐指数 /mg·L <sup>-1</sup>	TOC /mg·L <sup>-1</sup>	Br <sup>-</sup> /μg·L <sup>-1</sup>	BrO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /μg·L <sup>-1</sup>	氨氮 /mg·L <sup>-1</sup>
7.35	1.7	2.7	103.5	< 2.0	0.6

表 1 说明长江原水水质相对较好, 高锰酸盐指数为 1.7 mg/L, TOC 为 2.7 mg/L. 由于地处入海口, 受咸潮影响, 长江原水中的 Br<sup>-</sup> 含量比较高为 103.5 μg/L, 此外, 长江原水中未检出 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

## 2 结果与讨论

### 2.1 氨氮的影响

地表水中氨氮的量 (以 N 计) 一般 < 1 mg/L. 氨氮可以和水中的氧化剂如氯反应生成氯胺, 也能够和 O<sub>3</sub> 反应直接氧化成 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, 见式 (1).



$$k = 20 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{s})$$

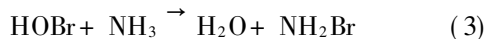
相对于 O<sub>3</sub> 和 Br<sup>-</sup> 的反应速率 [160 L/(mol·s)], 也有报道认为是 258 L/(mol·s), 式 (2), 这个速度是比较慢的. 研究表明, BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 主要不由该路径生成, 而是以 Br<sup>-</sup> 为催化剂, 通过如下途径完成:



$$k = 160 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{s})$$



$$pK_a = 8.86$$



$$k = 8 \times 10^7 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{s})$$



$$k = 40 \text{ L}/(\text{mol} \cdot \text{s})$$

这样 Br<sup>-</sup> 通过式 (1) ~ (4) 催化 O<sub>3</sub> 氧化 NH<sub>3</sub> 完成了一个循环, 可以看到其中的限制步骤是最后一步, 式 (4), 但速率也比直接氧化高了 1 倍. 排除其它可能的少量 NH<sub>3</sub> 和 N<sub>2</sub> 挥发因素, 此为水中 NH<sub>3</sub> 在臭氧氧化过程中的主要变化路径. 由于 HOBr/OBr<sup>-</sup> 是直接氧化和直接间接氧化路径中的一个环节, 因此相当于水中的 NH<sub>3</sub> 和 O<sub>3</sub> 共同竞争 HOBr/OBr<sup>-</sup>. 另外 NH<sub>3</sub> 可以作为 ·OH 捕捉剂 [10<sup>8</sup> L/(mol·s)], 对通过间接途径生成的 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 也有一定的抑制作用. 因此总的说来 NH<sub>3</sub> 可以有效抑制水中 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 的生成.

实验中长江原水含有 0.6 mg/L (1:1 配制后实验用水是 0.3 mg/L) 氨氮, 投加 1 mg/L 以后达到 1.3 mg/L. 加入氨氮后 O<sub>3</sub> 半衰期从 13.4 min 降到了 9.1 min, 说明氨氮对于 O<sub>3</sub> 有消耗作用. 同样蒸馏水加了 0.3 mg/L 氨氮以后半衰期降至 16.9 min.

由图 1 和表 2 可知, 添加了 0.3 mg/L 氨氮可以极大地抑制蒸馏水中 Br<sup>-</sup> 被 O<sub>3</sub> 氧化成 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup>. 因为相对于 100 μg/L Br<sup>-</sup>, 氨氮 0.3 mg/L 是过量的. 比较长江水的 2 条曲线, 1.3 mg/L 氨氮和 0.3 mg/L 氨氮相比 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 的生成量减少不大, 抑制作用有限, 特别是在前期更加不明显, 后期的变化可能主要是因为 O<sub>3</sub> 浓度的减少造成的. 实验说明少量的 NH<sub>3</sub> 即可抑制原水中 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 的形成, 之后继续投加抑制作用不明显 (30 min 生成量仅从 15.2 μg/L 降至 12.5 μg/L), 由于一般原水中均有 mg/L 级的氨氮, 若水厂采用预加 NH<sub>3</sub> 作为防止 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 生成的手段, 可能效果不明显. 另外 ·OH 是 O<sub>3</sub> 自分解的催化剂, NH<sub>3</sub> 消耗了一定的 ·OH [10<sup>8</sup> L/(mol·s)], 可以延长 O<sub>3</sub> 的半衰期, 不过可能由于氨氮本身也消耗 O<sub>3</sub>, 这种作用并没有在实验

中反映出来。

实验表明氨氮不能完全抑制住 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 在臭氧化过程中的形成。虽然 HOBr 与 NH<sub>3</sub> 反应速率是 k = 8 × 10<sup>7</sup> L/(mol·s) [式(3)], 远大于 OBr<sup>-</sup> 被 O<sub>3</sub> 氧化成 OBr<sub>2</sub><sup>-</sup> 的速度 [k = 100 ± 20 L/(mol·s)]。但是 HOBr 和 OBr<sup>-</sup> 与 ·OH 反应速率分别是 2 × 10<sup>9</sup> L/(mol·s) 和 4.5 × 10<sup>9</sup> L/(mol·s) [12, 13], 是 HOBr 与 NH<sub>3</sub> 反应的 25 倍和 56.2 倍。另外 Br<sup>-</sup> 通过 ·OH 氧化成 ·Br 的速率为 1.06 × 10<sup>8</sup> L/(mol·s)。所以要获得良好的屏蔽效果, NH<sub>3</sub> 投加量必须足够大。本实验也揭示了在长江原水中 0.6 mg/L 的氨氮背景浓度下, 投加氨氮抑制臭氧化过程中 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 形成的效果并不明显, 应采取降低 O<sub>3</sub> 投加量等其它办法来解决。

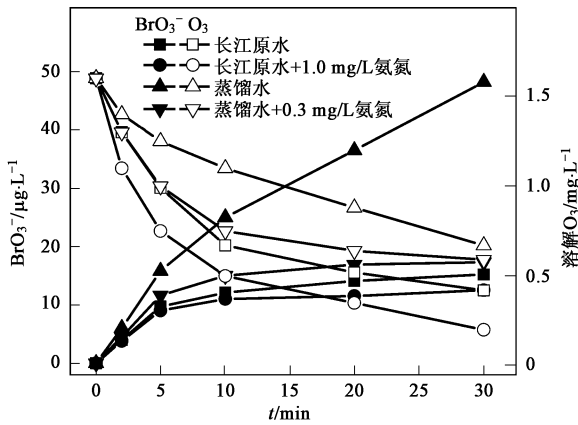


图1 氨氮对臭氧化过程中 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 生成和 O<sub>3</sub> 衰减的影响

Fig. 1 Effect of ammonia nitrogen on bromate formation and ozone decay during ozonation process

表2 原水加氨后 O<sub>3</sub> 衰减伪一级反应方程拟合结果对比

Table 2 Comparison of pseudo-first order equation parameters between waters before and after adding ammonia nitrogen

Table with 5 columns: 本底+ 氨氮, 斜率, 标准误差, R^2, t1/2 / min. Rows include 原水, 原水+ 1.0 mg/L 氨氮, 蒸馏水, 蒸馏水+ 0.3 mg/L 氨氮.

2.2 pH 的影响

用 HCl 和 NaOH 溶液改变原水中的 pH 值, 考察 pH 对 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 生成量和 O<sub>3</sub> 消耗曲线的影响。由图 2 和表 3 可见, pH 6.3~ 8.7 范围内, pH 升高, O<sub>3</sub> 稳定性降低, 半衰期由 26.7 min 单调递减至 8.7 min, 变动幅度较大。对应的 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 浓度则随 pH 升高显著升高。

pH 是水溶液的一个宏观指标, 该指标的变动会引起水溶液中各种物质和反应的变化, 例如 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> / NH<sub>3</sub> 平衡、CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> / HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> 平衡、HOBr / OBr<sup>-</sup> 平衡、NOM 电荷状态、O<sub>3</sub> 的自分解反应等等。若仔细探讨每个反应随 pH 变动的趋势比较困难, 这里仅参考文献选取重要因素和步骤。一般认为, pH 升高时 HOBr / OBr<sup>-</sup> 比例降低, OBr<sup>-</sup> 与 ·OH 形成 ·OBr 的速率 [4.5 × 10<sup>9</sup> L/(mol·s)] 约为 HOBr [2 × 10<sup>9</sup> L/(mol·s)] 的 2 倍。同时在碱性条件下 O<sub>3</sub> 自分解加快, ·OH 浓度升高。因此 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 生成速度增加。

HOBr / OBr<sup>-</sup> 与 NH<sub>3</sub> 反应速度远高于 Br<sup>-</sup> 和 O<sub>3</sub> 形成 HOBr / OBr<sup>-</sup> 的速度, 在实验原水 0.3 mg/L 氨氮条件下, O<sub>3</sub> 直接氧化途径基本被屏蔽了。所以 O<sub>3</sub> 加速分解对通过该途径产生的 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 影响不大。

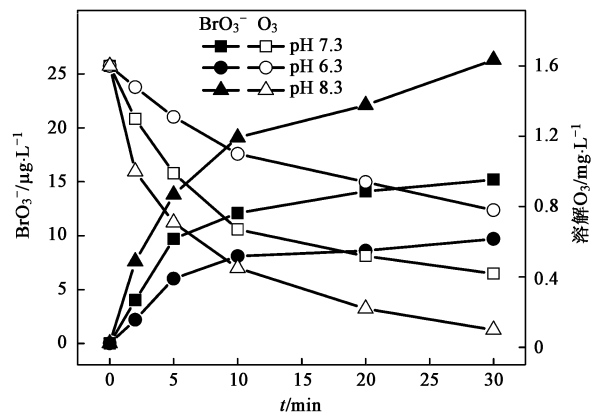


图2 pH 对臭氧化过程中 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 生成和 O<sub>3</sub> 衰减的影响

Fig. 2 Effect of pH on bromate formation and ozone decay during ozonation process

表3 不同 pH 原水中 O<sub>3</sub> 衰减伪一级反应方程拟合结果对比

Table 3 Comparison of pseudo-first order equation parameters among waters under different pH

Table with 5 columns: pH, 斜率, 标准误差, R^2, t1/2 / min. Rows include pH 7.3, 6.3, 8.7.

2.3 O<sub>3</sub> 投加量的影响

溶解 O<sub>3</sub> 和 Br<sup>-</sup> 是产生 BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> 的前提条件。自来水厂中 Br<sup>-</sup> 浓度调控范围有限(一般采用离子交换的方法但效果不佳)。O<sub>3</sub> 是可调控的因素, 涉及到投加量和投加方式。本实验考察生成潜能, 因此仅考虑投加量的影响。

从图 3 和表 4 中可以看出, 随 O<sub>3</sub> 投加量增加, 半衰期略有减小, O<sub>3</sub> 浓度从 0.8 mg/L 增加至 2.5

mg/L时, 半衰期由 17.5 min 减少至 12.9 min. 可能是因为  $O_3$  浓度增大, 水中消耗反应加快.

实验表明  $BrO_3^-$  的生成随  $O_3$  浓度的增大而明显增大(图 3). 因为  $O_3$  及其分解产物  $\cdot OH$  是  $BrO_3^-$  形成的必要条件, 增大  $O_3$  浓度对相关的各反应都有促进作用. 分析 3 条曲线, 其中初始  $O_3$  1.6 和 0.8 mg/L 2 条曲线在 10 min 后继续生成  $BrO_3^-$  的量比较少, 此时二者残余  $O_3$  浓度在 0.67 mg/L 以下. 而 2.5 mg/L 曲线 10 min 后仍能够继续形成, 其残余  $O_3$  量 20 min 后还有 0.76 mg/L. 0.8、1.6 和 2.5 mg/L 3 条曲线前 10 min  $BrO_3^-$  的量占总生成的量分别是 80%、80% 和 68%. 说明溶解  $O_3$  的量也是重要影响因素. 根据实验曲线, 估计初始溶解臭氧投加量至少要保持 1.2 mg/L 以下才能保证最终  $BrO_3^-$  生成量不超标.

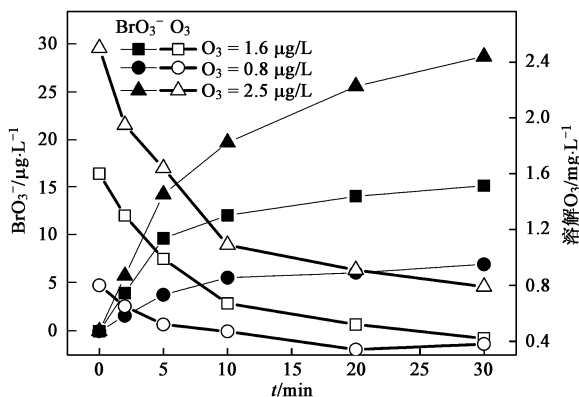


图 3  $O_3$  初始浓度对臭氧化过程中  $BrO_3^-$  生成和  $O_3$  衰减的影响

Fig. 3 Effect of initial ozone dosage on bromate formation and ozone decay during ozonation process

表 4 不同初始  $O_3$  投加量条件下原水中  $O_3$  衰减伪一级反应方程拟合结果对比

Table 4 Comparison of pseudo-first order equation parameters among raw waters with different initial ozone dosages

$O_3 / mg \cdot L^{-1}$	斜率	标准误差	$R^2$	$t_{1/2} / min$
1.6	-0.052	0.00578	0.93	13.4
0.8	-0.040	0.00396	0.94	17.5
2.5	-0.054	0.00515	0.93	12.9

文献中也有类似的阐述. Siddiqui 等<sup>[6]</sup> 研究了 Meuse 河水臭氧化过程中  $BrO_3^-$  的生成现象, 发现当 DOC 2.4 mg/L 时, pH 6.8~7.8 范围内,  $O_3$  需达到 1 mg/L 时才能形成  $BrO_3^-$ . 因此理论上说如果把总的一次性  $O_3$  投加量分成几个分段进行投加(单点变成多

点投加, 总量不变) 即可以有效减少  $BrO_3^-$  的形成. 李继等<sup>[14]</sup> 也有类似报道. 值得注意的是, 这种方法是否会对有机物的氧化效果产生负面影响, 即 CT 值降低是否也降低了有机物的臭氧化反应效果, 文献中较少涉及, 还有待进一步研究.

## 2.4 水温的影响

水温变化对水溶液中大多数反应都有显著的影响. 一般水温变化  $10^\circ C$ , 阿累尼乌斯速率常数变化 3~4 倍. 上海地区一年四季气温变化也比较大. 因此考察了 2 个温度点判断水温对  $BrO_3^-$  在臭氧化过程中形成的影响.

由图 4 和表 5 可以看到, 原水水温降低, 溶解  $O_3$  的分解速率明显减少了, 半衰期由  $25^\circ C$  的 13.4 min 增加到  $10^\circ C$  的 26.6 min, 增长了 1 倍. 其它文献中  $O_3$  随温度变化的分解趋势也相同. 随温度降低,  $BrO_3^-$  的形成速度也明显减慢了. 一方面, 温度降低, 水溶液  $BrO_3^-$  相关的反应可能都相应的降低了速率. 另一方面, 根据文献  $O_3$  自分解速率减慢导致了  $\cdot OH$  浓度降低, 而  $\cdot OH$  是中间氧化剂. 虽然残余  $O_3$  量提高有利于直接氧化生成  $BrO_3^-$ , 但正如 2.1 节的讨论, 在有氨氮和有机物等易和  $HOBr/OBr^-$  反应的原水中, 通过直接氧化途径的形成量较少. 因此, 在实验温度范围内, 温度升高  $BrO_3^-$  的生成速率也升

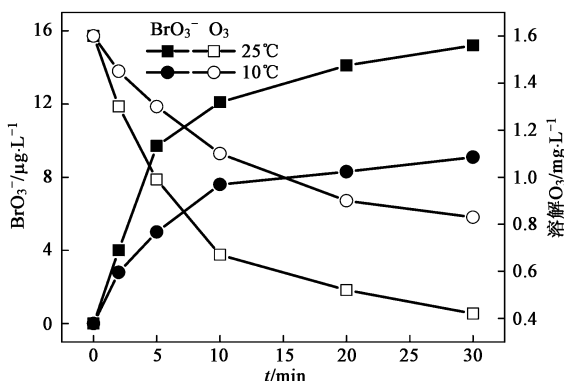


图 4 水温对臭氧化过程中  $BrO_3^-$  生成和  $O_3$  衰减的影响

Fig. 4 Effect of temperature on bromate formation and ozone decay during ozonation process

表 5 不同水温条件下原水中  $O_3$  衰减伪一级反应方程拟合结果对比

Table 5 Comparison of pseudo-first order equation parameters among raw waters under different temperatures

水温 $^\circ C$	斜率	标准误差	$R^2$	$t_{1/2} / min$
25	-0.052	0.00578	0.93	13.4
10	-0.026	0.00211	0.96	26.6

高,反之亦然.

咸潮入侵主要发生在气温较低的冬季枯水期,导致水中  $\text{Br}^-$  浓度升高,夏天  $\text{Br}^-$  浓度比较小.因此气候因素对控制  $\text{BrO}_3^-$  来说是有利的.实验显示,  $10^\circ\text{C}$  时  $100\ \mu\text{g/L}$   $\text{Br}^-$  在初始  $1.6\ \text{mg/L}$   $\text{DO}_3$  条件下,生成了  $9.1\ \mu\text{g/L}$  的  $\text{BrO}_3^-$ ,勉强达标.但具体原水水质、 $\text{Br}^-$  浓度、 $\text{O}_3$  投加量和方式等影响因素对  $\text{BrO}_3^-$  的关系可能还有待中试实验进一步确定.

### 3 结论

(1) 实验条件范围内,长江原水中投加  $\text{NH}_3$  对  $\text{BrO}_3^-$  形成的抑制作用有限.

(2)  $\text{BrO}_3^-$  的形成对 pH 变化很敏感, pH 调节到 6.3, 30 min 生成量降低至  $8\ \mu\text{g/L}$ .

(3) 降低温度可以减少  $\text{BrO}_3^-$  形成量,  $10^\circ\text{C}$  时  $100\ \mu\text{g/L}$   $\text{Br}^-$  在初始  $1.6\ \text{mg/L}$   $\text{DO}_3$  条件下,生成了  $9.1\ \mu\text{g/L}$   $\text{BrO}_3^-$ . 提高  $\text{O}_3$  投加量会增加  $\text{BrO}_3^-$  生成量,为保证不超标,总溶解  $\text{O}_3$  量需在  $1.2\ \text{mg/L}$  以下.

#### 参考文献:

[ 1 ] 王晓昌. 臭氧处理的副产物[ J ]. 给水排水, 1998, 24( 12 ): 75-77.

- [ 2 ] 王祖琴, 李田. 含溴水臭氧化过程中溴酸盐的形成与控制[ J ]. 净水技术, 2001, 21( 2 ): 7-11.
- [ 3 ] 王伟, 蒋颂辉, 朱惠刚, 等. 溴酸盐的遗传毒性[ J ]. 环境与健康杂志, 2003, 20( 3 ): 137-138.
- [ 4 ] GB 5749-2006, 生活饮用水卫生标准[ S ].
- [ 5 ] Bonacquisti T P. A drinking Water Utility' s Perspective on Bromide, Bromate and Ozonation[ J ]. Toxicology, 2006, 221( 2-3 ): 145-148.
- [ 6 ] Siddiqui M G, Amy G L, Rice R G. Bromate ion formation: a critical review[ J ]. JAWWA, 1995, 87( 10 ): 58-70.
- [ 7 ] 卫海. 长江口咸潮入侵对上海市( 中心城区) 供水调度的影响[ J ]. 城市公用事业, 2005, 16( 6 ): 18-20.
- [ 8 ] 翟学东, 刘娟, 诸晓平. 海水入侵对澳门供水三中卤甲烷形成的影响[ J ]. 哈尔滨商业大学学报, 2006, 22( 1 ): 12-15.
- [ 9 ] 杜红, 董文艺, 李继, 等. 溴酸盐生成水平判断臭氧化工工艺适用性[ J ]. 中国给水排水, 2005, 21( 8 ): 47-50.
- [ 10 ] Bader H, Hoigne J. Determination of ozone in water by the indigo method[ J ]. Water Res, 1981, 15( 2 ): 449-456.
- [ 11 ] 沈群, 王群. 靛蓝二磺酸钠法臭氧浓度标准曲线的比较[ J ]. 食品科技, 2002, 27( 2 ): 56-57.
- [ 12 ] Haag W R, Hoigne J, Bader H. Improved Ammonia Oxidation by Ozone in the Presence of Bromide Ion During Water Treatment[ J ]. Water Res, 1984, 18( 9 ): 125-128.
- [ 13 ] Xie L, Shang C. Role of humic acid and quinone model compounds in bromate reduction by zerovalent iron[ J ]. Environ Sci Technol, 2005, 39( 4 ): 1092-1100.
- [ 14 ] 李继, 董文艺, 贺彬, 等. 臭氧投加方式对溴酸盐生成量的影响[ J ]. 中国给水排水, 2005, 21( 4 ): 1-4.