

周正协, 刘志刚, 费杰, 等. 臭氧钛板与臭氧陶瓷膜曝气对典型臭味物质去除效能的对比[J]. 净水技术, 2026, 45(4): 53-59, 68.

Zhou Z X, Liu Z G, Fei J, et al. Comparison of ozone titanium plate and ozone ceramic membrane aeration for removal efficiency of typical taste and odor substances[J]. Water Purification Technology, 2026, 45(4): 53-59, 68.

臭氧钛板与臭氧陶瓷膜曝气对典型臭味物质去除效能的对比

周正协¹, 刘志刚¹, 费杰¹, 章宁¹, 毛慧¹, 林涛^{2,*}

(1. 宁波市水务环境集团股份有限公司, 浙江宁波 315041; 2. 河海大学环境学院, 江苏南京 210098)

摘要 【目的】《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)将 2 种臭味物质, 例如 2-甲基异茨醇(2-MIB)和土臭素(GSM)列为强制性的水质扩展指标。藻类暴发可能引起原水中 2-MIB 和 GSM 浓度急剧上升。然而, 饮用水处理常规处理工艺(混凝-沉淀-过滤-消毒)对 2-MIB 和 GSM 去除效果有限。【方法】在宁波市某水库现状原水水质条件下, 本文对比了臭氧钛板与臭氧陶瓷膜曝气方式的气液传质效率; 进而比较不同方式下典型臭味物质的去除效能, 并探究臭氧投加量对臭味物质去除效能的影响; 最后评估了 2 种不同曝气方式后氯化过程中潜在的消毒副产物生成风险。【结果】在相同曝气条件下, 陶瓷膜曝气可更快地将臭氧溶解于水中。试验结果显示, 陶瓷膜曝气通气 3 min 时水中臭氧质量浓度已达 0.76 mg/L, 而钛板曝气臭氧质量浓度约为 0.30 mg/L; 5 min 时陶瓷膜臭氧质量浓度可达 0.80 mg/L, 而钛板需更长时间才能达到相同浓度。在 2-MIB 初始质量浓度为 30、60、100 ng/L 条件下, 2 种曝气方式均表现出一定去除效能, 随着臭氧投加量的增加, 2-MIB 和 GSM 的去除率同步提高, 其中陶瓷膜曝气系统始终优于钛板曝气系统。在宁波市水库原水条件下臭氧陶瓷膜曝气处理不会引起溴酸盐、卤甲烷、卤乙酸等副产物的超标。【结论】臭氧陶瓷膜曝气工艺可作为水厂应对突发臭味物质污染时的应急处理技术。

关键词 臭氧 微纳米气泡 2-甲基异茨醇(2-MIB) 土臭素(GSM) 消毒副产物(DBPs) 饮用水

中图分类号: TU991 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2026)04-0053-08

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.04.006

Comparison of Ozone Titanium Plate and Ozone Ceramic Membrane Aeration for Removal Efficiency of Typical Taste and Odor Substances

Zhou Zhengxie¹, Liu Zhigang¹, Fei Jie¹, Zhang Ning¹, Mao Hui¹, Lin Tao^{2,*}

(1. Ningbo Water Environment Group Co., Ltd., Ningbo 315041, China;

2. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract [Objective] Standard for Drinking Water Quality (GB 5749—2022) lists two taste and odor substances, e. g. 2-methylisoborneol (2-MIB) and geosmin (GSM) as mandatory indices of water quality enhancement. Algae outbreaks may cause a sharp increase of 2-MIB and GSM concentrations in raw water. However, conventional drinking water treatment processes (coagulation-sedimentation-filtration-disinfection) have limited effectiveness in removing 2-MIB and GSM. [Methods] Under existing raw water quality conditions of a certain reservoir in Ningbo City, the gas-liquid mass transfer efficiency of ozone titanium plate aeration and ozone ceramic membrane aeration was compared. Furthermore, the removal efficiency of typical taste and odor substances under different conditions was compared, and the effect of ozone dosage on the removal efficiency of taste and odor substances was investigated. Finally, the potential risks of disinfection byproduct generation during the chlorination process were evaluated for two different aeration method. [Results] Under the same aeration conditions, ceramic membrane aeration could dissolve ozone in water

[收稿日期] 2025-07-27

[基金项目] 2025 年度浙江省水利科技项目(RC2542); 2025 年度宁波市青年科技创新领军人才项目(2025QL071)

[作者简介] 周正协(1973—), 男, 硕士研究生, 研究方向为饮用水安全保障技术, E-mail: zhizhuxia558@qq.com。

[通信作者] 林涛(1978—), 男, 教授, 研究方向为饮用水安全保障、水厂节水与排水水安全回用、突发水污染应急, E-mail: hit_lintao@163.com。

more quickly. The experimental results showed that the ozone concentration in the water reached 0.76 mg/L when the ceramic membrane was aerated for three minutes, while the concentration of ozone was only about 0.3 mg/L with the titanium plate. After five minutes, the ozone mass concentration of the ceramic membrane reached 0.80 mg/L, whereas the titanium plate required more time to reach the same concentration. At initial 2-MIB mass concentrations of 30 ng/L, 60 ng/L, and 100 ng/L, both aeration methods showed some degree of removal efficiency. As the ozone dosage increased, the removal rates of 2-MIB and GSM increased in tandem, with the ceramic membrane aeration performing consistently better than the titanium plate aeration. Under the raw water conditions of Ningbo City reservoirs, ozone ceramic membrane aeration treatment did not cause excessive levels of by-products such as bromate, haloacetic acids, and haloacetic acids. [**Conclusion**] The ozone ceramic membrane aeration treatment can be used as an emergency treatment technology for waterworks in response to sudden contamination by taste and odor substances.

Keywords ozone micro-nano bubble 2-methylisoborneol (2-MIB) geosmin (GSM) disinfection by-products (DBPs) drinking water

随着人们生活水平的不断提高,城市居民对生活中饮用水质量的要求越来越高,水的气味问题也逐渐引起了人们的广泛关注^[1]。2-甲基异莰醇(2-MIB)和土臭素(GSM)通常被报道为最常见的引起味道和气味的化合物,这类物质因细菌或藻类繁殖因素,在饮用水源中呈现季节性检出特征^[2]。据报道^[3-4],浙江省境内的水库饮用水源地中2-MIB和GSM出现的突发性和季节性规律明显,当其集中暴发时质量浓度可达100 ng/L,对供水品质和供水安全造成一定影响。水厂中“混凝-沉淀-过滤-消毒”的常规净水流程通常无法应对突发的高浓度嗅味物质负荷冲击,给生产和制水安全保障带来困扰^[1-2,5]。臭氧广泛用于饮用水和废水处理过程中的消毒和消除有机污染物,并且在饮用水深度处理单元中得到了广泛应用^[6-7]。臭氧氧化包括通过臭氧分子的直接氧化(还原电位为2.07 V)或通过产生羟基自由基($\cdot\text{OH}$)氧化的间接氧化(还原电位为2.80 V)实现^[8-9]。臭氧氧化在实际工程应用中面临的问题主要在于臭氧在水中的低溶解度,以及从气相臭氧到水中液相臭氧缓慢的传质速率,这将导致臭氧利用率低和能耗成本增高^[10-11]。实际工程中很难提高臭氧在水中的溶解度,因此如何增加臭氧的气液传质效率成为研究的重点。微纳米气泡是粒径为10~50 μm 的微米气泡和粒径 $\leq 1 \mu\text{m}$ 的纳米气泡的总称。由于微纳米气泡具有比表面积大、内压高和滞留时间长等特点,因此被用来提高如氧气、臭氧等气体从气相到液相的传质速率^[12-13]。近年来,陶瓷膜曝气作为一种新兴的微泡曝气方式已被用于油分离和气浮等水处理场景^[14]。并且,由于陶瓷膜曝气具有设备简单、能耗低和操作便捷等优势,有望替代原有的高能耗微泡发生装置。然

而,臭氧陶瓷膜曝气方式在实际原水中的应用潜力仍未被探究。

因此,本文介绍了以宁波市某水库原水为试验水质条件,首先对比了臭氧钛板曝气与臭氧陶瓷膜曝气的气液传质效率;进而比较了2种曝气方式对典型嗅味物质的去除效能,并考察了臭氧投加量对其去除效能的影响;最后,评估了2种不同曝气方式后氯化过程中潜在的消毒副产物生成风险。研究结果可为水厂高效去除2-MIB和GSM提供理论依据。

1 试验材料和方法

1.1 试验材料及装置

试验试剂:2-MIB和GSM标准品质量浓度分别为101.2 $\mu\text{g}/\text{mL}$ 和100.2 $\mu\text{g}/\text{mL}$,不确定度 $\pm 2.4\%$,购自中国坛墨质检-标准物质中心;硫代硫酸钠,购自国药集团化学试剂有限公司,分析纯。5,5-二甲基-1-吡咯烷N-氧化物(DMPO)购自美国Merck's公司。

试验装置:臭氧发生器(ZJC-WS1众净,上海,装机功率100 W);气态臭氧浓度仪(OZT-450瑞宏检测,上海)。试验装置示意图如图1所示。

试验所用的钛板和陶瓷膜曝气头性能参数如表1所示。

试验用水:试验所用原水取自宁波市某原水水库调流亭泵房,基础水质情况如表2所示。

1.2 原水配置

所选宁波市某水源地水库的2-MIB和GSM浓度受季节变化和气温波动的显著影响。在春夏交替等特定时段,藻类大量集中暴发,导致2-MIB和GSM浓度上升。近年来该水库水源地的2-MIB和

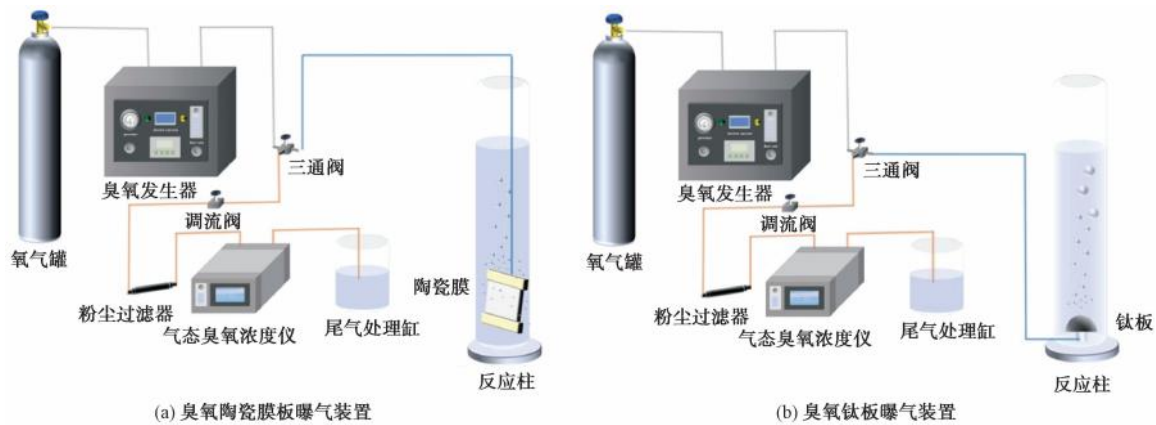


图 1 试验装置

Fig. 1 Experimental Device

表 1 钛板和陶瓷膜板性能参数

Tab. 1 Performance Parameters of Titanium and Ceramic Membrane Plates

曝气装置	平均孔径/ μm	孔隙率	材料	形状和规格/mm
钛板	10	30%~40%	钛粉	球面式(直径为 60)
陶瓷膜板	1	35%~45%	无机陶瓷	矩形面板(长为 80、宽为 40)

表 2 原水基础水质

Tab. 2 Basic Water Qualities of Raw Water

水质指标	数值
高锰酸盐指数/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	5.5
氨(以 N 计)/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.11
总碱度/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	22
浑浊度/NTU	0.56
电导率/ $(\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1})$	65.1
pH 值	7.2

GSM 质量浓度检出值为 0~200 ng/L, 频繁出现的高质量浓度集中在 100 ng/L 左右。因此, 设置梯度质量浓度为 30、60 ng/L 和 100 ng/L 作为考察臭氧钛板曝气和臭氧陶瓷膜曝气对 2-MIB 和 GSM 去除效能的试验浓度。

使用超纯水将 2-MIB 和 GSM 混合标准品稀释成质量浓度 1.0 mg/L 的混合储备液。用移液枪吸取一定量的 2-MIB 和 GSM 混合储备液, 加入水库原水中, 形成理论质量浓度为所需值的 2-MIB 和 GSM 试验水样。加标原水稳定 2 h 后开始试验。所有试验重复 3 次, 试验结果取平均值并计算标准误差。

1.3 试验方法

曝气试验在内径为 80 mm、高为 900 mm 的有

机玻璃反应柱内进行。臭氧发生器通过高压放电将纯氧制备为臭氧, 经过气态臭氧浓度仪和流量阀校正臭氧投加量后通往钛板曝气头或陶瓷膜板曝气。臭氧曝气反应从通气时刻开始计时, 达到预定臭氧投加量后停止通气并取样, 使用硫代硫酸钠淬灭样品中的残余臭氧后待检。

消毒副产物生成势试验分为 2 部分进行: 一部分是对臭氧处理后的水样直接检测溴酸盐含量; 另一部分是进行氯化模拟分配系统试验。具体过程为: 收集臭氧处理后的水样, 添加次氯酸钠并在黑暗中放置 24 h, 获得 1.0 mg/L(以 Cl_2 计) 的游离氯残留, 以模拟氯消毒后水样在分配系统中的转化情况。24 h 后用过量抗坏血酸淬灭残余氯, 并对消毒副产物进行萃取和检测。

1.4 检测指标及方法

试验所涉及物质的萃取及检测均按照《城镇供水水质标准检验方法》(CJ/T 141—2018) 中的标准步骤开展, 其中 2-MIB 回收率为 90%~110%; GSM 回收率为 82%~115%, 最低检测限均为 3.0 ng/L。检测项目主要包括嗅味指标: 2-MIB 和 GSM; 风险防控指标主要包括: 溴酸盐、三卤甲烷、卤乙酸等。本试验所涉及的指标及检测方法如表 3 所示。

表 3 水质参数检测方法

Tab. 3 Determination Methods of Water Quality Parameters

检测项目	检测方法
2-MIB	固相微萃取-气相色谱串联质谱
GSM	固相微萃取-气相色谱串联质谱
溴酸盐	离子色谱
氯酸盐	离子色谱
溶解态臭氧	靛蓝分光光度法
三卤甲烷	吹扫捕集-气相色谱串联质谱
二氯乙酸	液液萃取衍生气相色谱
三氯乙酸	液液萃取衍生气相色谱

2 结果和讨论

2.1 不同曝气方式传质效率对比

通过比较相同曝气时间内原水中溶解态臭氧的含量多少,可判断钛板曝气与陶瓷膜板曝气 2 种不同曝气方式下的气-液传质效率。在气态臭氧质量浓度为 $(48 \pm 2) \text{ g}/(\text{N} \cdot \text{m}^3)$, 曝气出口压力为 0.2 MPa, 曝气流量为 $0.20 \text{ m}^3/\text{h}$ 条件下, 连续 15 min 监测水中的溶解态臭氧量, 试验结果如图 2 所示。

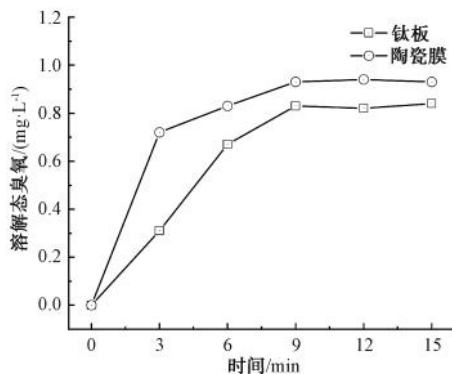


图 2 曝气方式对比

Fig. 2 Comparison of Aeration Modes

由图 2 可知, 相同的曝气条件下, 陶瓷膜板曝气的臭氧传质效率优于钛板曝气, 即在达到相同浓度溶解态臭氧的情况下, 陶瓷膜板曝气所需的曝气时间更短。从试验开始至通气的第 3 min, 以陶瓷膜板方式曝气的水中溶解态臭氧量迅速增加至 $0.76 \text{ mg}/\text{L}$, 而相同时刻, 钛板曝气方式获得的溶解态臭氧量仅为 $0.30 \text{ mg}/\text{L}$ 左右。陶瓷膜板曝气方式在约 5 min 时, 水中溶解态臭氧量可达到 $0.80 \text{ mg}/\text{L}$, 而钛板曝气则需要 7~8 min 才能获得相同的溶解态臭氧水平。表明包含微纳米气泡的曝气方式可以加快臭氧的传质效率, 实现更高的饱和臭氧浓度。传

质效率的差异可能与陶瓷膜板曝气和钛板曝气产生的气泡粒径不同有关。Han 等^[15] 研究发现, 陶瓷膜曝气生成的气泡粒径分布集中在微米级和纳米级别, 而钛板曝气生成的气泡粒径属于毫米级别。与毫米级气泡相比, 微纳米气泡凭借更大的比表面积, 能显著提升气态臭氧向溶液中转移的气液传质速率。此外, 微纳米气泡粒径尺寸微小导致浮力减小, 在液体中的滞留时间得以延长, 使得部分气泡可完全溶解^[16]。因此, 陶瓷膜板曝气方式比钛板曝气具有更高效的臭氧气液传质效率。

2.2 不同曝气时间下 2-MIB 和 GSM 的去除效能

为比较 2 种曝气方式对臭味物质 2-MIB 和 GSM 的去除效果, 本试验设置初始质量浓度为 30、60、100 ng/L 的 3 个臭味物质质量浓度梯度, 在臭氧投加量为 $1.75 \text{ mg}/\text{L}$ 的曝气条件下, 分别采用钛板曝气与陶瓷膜板曝气 2 种方式进行处理, 并监控不同曝气时间下 2-MIB 和 GSM 的剩余质量浓度。如图 3 所示, 经过 30 min 的曝气, 2 种曝气方式均能有效降解原水中的 2-MIB, 在 3 个 2-MIB 初始浓度条件下, 陶瓷膜板曝气后 2-MIB 的残余质量浓度均低于钛板曝气方式, 表明采用陶瓷膜板曝气的方式更有利于臭味物质的去除。当 2-MIB 初始质量浓度为 $30 \text{ ng}/\text{L}$ 时, 2 种曝气方式均能完全去除 2-MIB, 并且在第 15 min 时陶瓷膜曝气系统中已无 2-MIB 残余, 而钛板曝气系统则仍然存在 $7.62 \text{ ng}/\text{L}$ 的 2-MIB。随着 2-MIB 初始浓度的升高, 2 种曝气方式的去除效能均有所下降。当 2-MIB 初始质量浓度为 $60 \text{ ng}/\text{L}$ 和 $100 \text{ ng}/\text{L}$ 时, 曝气 30 min 后, 2 种虽均有残余但均低于国标限制的出厂标准 ($10 \text{ ng}/\text{L}$), 且陶瓷膜曝气方式对 2-MIB 的去除效能始终高于钛板曝气方式。在初始质量浓度为 $60 \text{ ng}/\text{L}$ 时钛板曝气和陶瓷膜板曝气对 2-MIB 的去除率相近, 分别为 91.5% 和 93.2%; 而初始质量浓度 $100 \text{ ng}/\text{L}$ 下, 钛板曝气和陶瓷膜板曝气对 2-MIB 的去除率差距增大, 分别为 92.9% 和 98.1%。与 2-MIB 的去除效果相似, 陶瓷膜板曝气在去除 GSM 方面综合性能优于钛板曝气。在初始质量浓度为 $30 \text{ ng}/\text{L}$ 和 $60 \text{ ng}/\text{L}$ 时, 曝气 30 min 后, 陶瓷膜系统出水中的 GSM 残余浓度始终低于钛板系统, 且能满足低于 $10 \text{ ng}/\text{L}$ 的国标要求。即使在曝气中途, 如第 15 min, 陶瓷膜曝气的去除速率也更快, 能更早实现污染物的完全清除。该趋势表明, 陶瓷膜板曝气相较于钛板曝气在

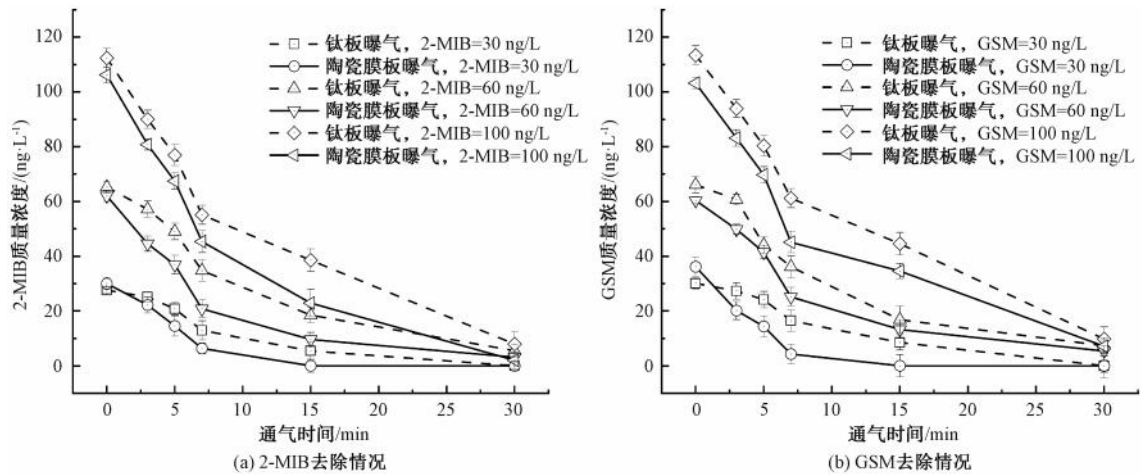


图3 2-MIB 和 GSM 质量浓度随曝气时间变化情况

Fig. 3 Variation of 2-MIB and GSM Mass Concentrations with Aeration Time

所有条件下均能额外去除更多的 2-MIB 和 GSM,且其去除效能的优势在嗅味物质负荷增加的情况下更加明显。

对 2-MIB 和 GSM 去除效能的差异可能与 2 种曝气方式产生气泡的特性有关。钛板曝气产生的气泡粒径分布不均,在相同的曝气条件下钛板曝气产生的气泡粒径比陶瓷膜板曝气的气泡粒径高出 60 倍^[15]。较大粒径的气泡易发生自身破裂并从曝气口迅速上升至水面,导致气液接触时间过短,进而限制了臭氧传质效率的提升。正如 2.1 节中所讨论的,通过陶瓷膜板曝气产生的微纳米气泡可显著增强臭氧的传质效率,使水中的溶解态臭氧含量上升,增加了可与 2-MIB 和 GSM 反应的臭氧量。此外,臭氧微纳米气泡的界面效应也在 2-MIB 和 GSM 的去除中发挥重要贡献:首先,臭氧微纳米的 Zeta 电位为 -28.11 mV,较高的 Zeta 电位促进了原水中 2-MIB 和 GSM 悬浮颗粒的吸附^[17];其次,臭氧微纳米气泡在水体中不断上升和收缩,在它们收缩的最后阶段,这些气泡的内部温度急剧飙升,创造了高温高压的极端条件,这些条件可以促进水分子和臭氧的分解,导致大量·OH 的产生^[18]。

以相同的臭氧投加量,通过钛板曝气和陶瓷膜曝气两种方式向超纯水中通入臭氧。随后将 50 μL 样品添加到自旋捕集剂 DMPO 中,从而捕集·OH 并随后生成稳定的螯合物,并进行电子顺磁共振捕获试验,结果如图 4 所示。无论是钛板曝气还是陶瓷膜板曝气,都可以清晰地观察到峰比为 1:2:2:1 的四重峰,该特征光谱代表着 DMPO-OH 的生成,表

明·OH 在 2 个曝气系统中都产生。值得注意的是,陶瓷膜板曝气中观察到的峰的强度略大于钛板曝气中观察到的峰的强度,表明前者产生更高浓度的·OH。这一结论与上述陶瓷膜板曝气产生更多·OH 增强 2-MIB 的去除结果相印证。

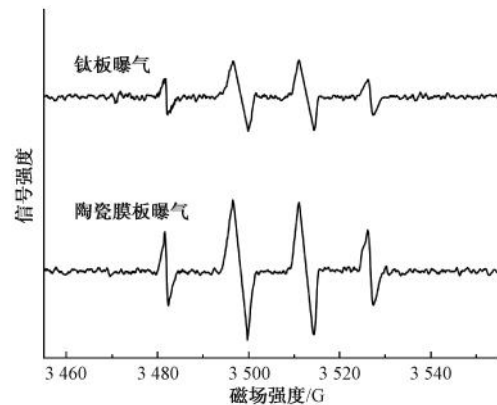


图4 电子顺磁共振谱图

Fig. 4 Electron Paramagnetic Resonance Spectrum

2.3 臭氧投加量对 2-MIB 和 GSM 去除效能的影响

固定通气时间为 15 min,在不同的臭氧投加量条件下,比较陶瓷膜板曝气和钛板曝气对 2-MIB 和 GSM 的去除效能差异,结果如图 5 所示。当臭氧投加量由 1.75 mg/L 逐步提升至 2.60 mg/L 和 4.00 mg/L 时,2-MIB 和 GSM 的去除效能也随之增加,陶瓷膜板曝气对 2-MIB 的去除率分别为 55.4%、66.7% 和 73.3%,对 GSM 的去除率分别为 62.3%、74.3% 和 84.1%;相同条件下钛板曝气对 2-MIB 的去除率为 53.4%、57.3% 和 63.7%,对 GSM 的去除率为

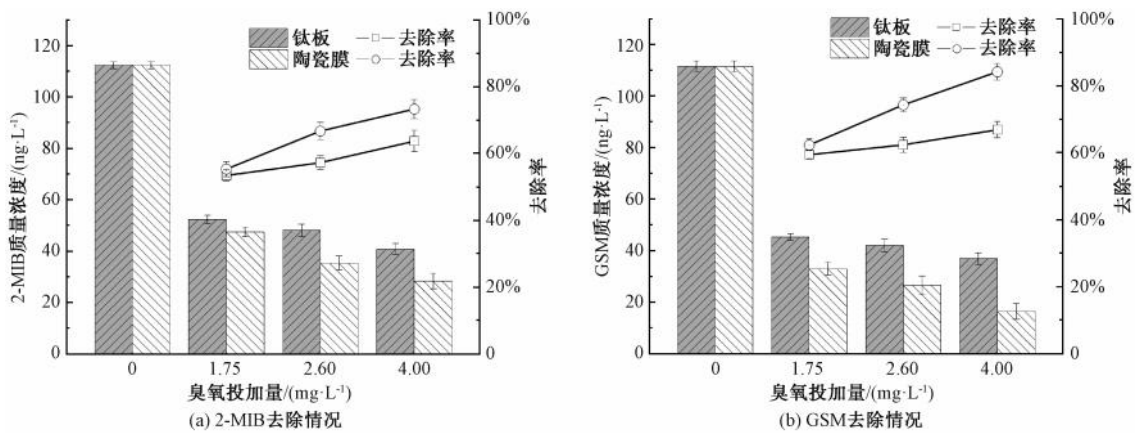


图5 不同臭氧投加量下嗅味物质的去除效能

Fig. 5 Removal Efficiency of Taste and Odor Substances at Different Ozone Dosages

59.4%、62.4%和66.9%。随着臭氧投加量的增大,陶瓷膜曝气方式对2-MIB和GSM的去除效能明显优于钛板曝气方式。这可能是因为在微泡周围存在较薄的液膜或扩散层,从而使气体分子的扩散路径变短,传质阻力减小,且在臭氧浓度较高时,这一效应更为显著^[19]。

2.4 陶瓷膜曝气对消毒副产物生成的影响

臭氧氧化过程可能将原水中的溴化物氧化,生

成溴代消毒副产物而在试验水质条件下,采用2种曝气方式去除嗅味物质是否会在氯消毒过程中生成消毒副产物的潜在风险尚不明确。因此,有必要对钛板和陶瓷膜曝气后水样进行模拟氯消毒试验,并检测消毒副产物生成情况,检测项目包括三氯甲烷、一氯二溴甲烷、二氯一溴甲烷、三溴甲烷、溴酸盐、二氯乙酸和三氯乙酸。检测结果如图6所示。

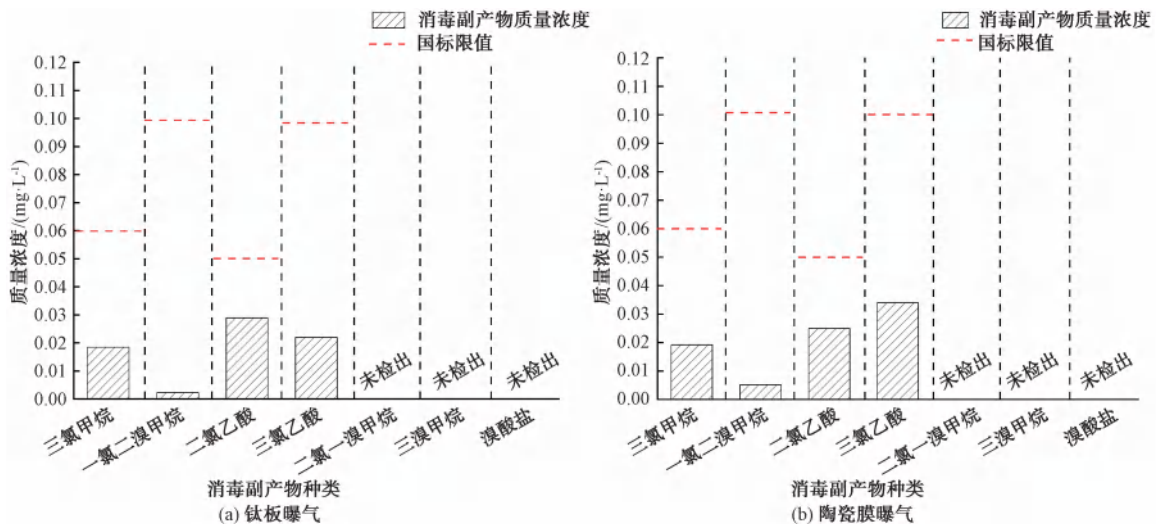


图6 消毒副产物生成情况

Fig. 6 Generation Conditions of Disinfection By-Products

试验所选用的宁波市某水库原水属于高山库区型水源其中溴酸盐含量和天然有机物含量较低,降低了原水中臭氧相关消毒副产物的存在。因此,经钛板和陶瓷膜曝气处理后的水样中所检测的消毒副产物指标三氯甲烷、一氯二溴甲烷、二氯一溴甲烷、三溴甲烷、溴酸盐、二氯乙酸和三氯乙酸生成量

均低于《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)限值要求。故在宁波市水厂内选用陶瓷膜曝气方式进行臭氧氧化处理不会引起出水消毒副产物超标而引起的水质安全问题。

3 结论

本文首先分别对比了钛板曝气和陶瓷膜曝

气对臭氧传质效率的影响,随后考察了钛板曝气和陶瓷膜板曝气对典型臭味物质的去除效能,探究了不同臭氧投加量对2种曝气方式去除2-MIB和GSM效能的影响,并评估了潜在的消毒副产物生成情况。结果表明,在宁波市水库原水条件下,臭氧陶瓷膜板曝气相较于臭氧钛板曝气展现出显著优势。

(1)臭氧传质效率更高:陶瓷膜板曝气产生微纳米气泡,具有更大比表面积和更长滞留时间,显著提升了臭氧溶解速率。例如,3 min时水中臭氧质量浓度达0.76 mg/L,远高于钛板曝气的0.30 mg/L。

(2)典型臭味物质去除效能更优:陶瓷膜板曝气对2-MIB和GSM的去除率始终高于钛板曝气。如在30 ng/L初始质量浓度下,15 min即可完全去除2-MIB,而钛板曝气仍有残余。其优势源于更高的 $\cdot\text{OH}$ 产量。

(3)臭氧投加量提升增效更显著:增加臭氧投加量可同步提高2种臭味物质去除率,且陶瓷膜板曝气的优势在高臭氧剂量下更为突出,归因于微泡结构降低了扩散层厚度与传质阻力。

(4)消毒副产物风险可控:处理后水样中各项消毒副产物指标均远低于《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)限值,证明该技术在提升效率的同时保障了出水安全。

参考文献

[1] Mustapha S, Tijani J O, Ndamitso M M, et al. A critical review on geosmin and 2-methylisoborneol in water: Sources, effects, detection, and removal techniques [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2021, 193: 204. DOI: 10.1007/s10661-021-08980-9.

[2] Srinivasan R, Sorial G A. Treatment of taste and odor causing compounds 2-methyl isoborneol and geosmin in drinking water: A critical review[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2011, 23 (1): 1-13.

[3] 张孝洪, 吴小刚, 张可佳, 等. 基于公众反馈的多水源地区自来水臭味情况调查及思考——以舟山为例[J]. *净水技术*, 2022, 41(6): 30-38.
Zhang X H, Wu X G, Zhang K J, et al. Investigation and reflection on the taste and odor of tap water in multi-source area based on public feedback— case of Zhoushan [J]. *Water Purification Technology*, 2022, 41(6): 30-38.

[4] 陈如勇, 徐华明, 王益军, 等. 基于强化去除水厂臭味物质的炭砂滤池升级改造[J]. *净水技术*, 2022, 41(s2): 13-22.
Chen R Y, Xu H M, Wang Y J, et al. Upgrading of carbon-sand

filter based on enhanced removal of odorous substances in WTP [J]. *Water Purification Technology*, 2022, 41(s2): 13-22.

[5] Zamyadi A, Henderson R, Stuetz R, et al. Fate of geosmin and 2-methylisoborneol in full-scale water treatment plants[J]. *Water Research*, 2015, 83: 171-183. DOI: 10.1016/j.watres.2015.06.038.

[6] Kong J Y, Lu Y, Ren Y R, et al. The virus removal in UV irradiation, ozonation and chlorination[J]. *Water Cycle*, 2021, 2: 23-31. DOI: 10.1016/j.watcyc.2021.05.001.

[7] Yang X T, Liu Z, Manhaeghe D, et al. Intensified ozonation in packed bubble columns for water treatment: Focus on mass transfer and humic acids removal[J]. *Chemosphere*, 2021, 283: 131217. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131217.

[8] Jabesa A, Ghosh P. A comparative study on the removal of dimethyl sulfoxide from water using microbubbles and millibubbles of ozone[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2021, 40: 101937. DOI: 10.1016/j.jwpe.2021.101937.

[9] Von Gunten U. Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation[J]. *Water Research*, 2003, 37 (7): 1443-1467.

[10] Gałgól M, Przyjazny A, Boczka G. Highly effective degradation of selected groups of organic compounds by cavitation based AOPs under basic pH conditions [J]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2018, 45: 257-266. DOI: 10.1016/j.ultsonch.2018.03.013.

[11] Wang B, Xiong X, Shui Y Y, et al. A systematic study of enhanced ozone mass transfer for ultrasonic-assisted PTFE hollow fiber membrane aeration process [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 357: 678-688. DOI: 10.1016/j.cej.2018.09.188.

[12] John A, Carra I, Jefferson B, et al. Enhancement of ozonation using microbubbles—Micropollutant removal, mass transfer and bromate formation [J]. *Chemical Engineering Science*, 2024, 283: 119369. DOI: 10.1016/j.ces.2023.119369.

[13] Ahmed A K A, Sun C Z, Hua L K, et al. Generation of nanobubbles by ceramic membrane filters: The dependence of bubble size and zeta potential on surface coating, pore size and injected gas pressure[J]. *Chemosphere*, 2018, 203: 327-335. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.03.157.

[14] Arumugham T, Kaleekkal N J, Gopal S, et al. Recent developments in porous ceramic membranes for wastewater treatment and desalination: A review [J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 293: 112925. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112925.

[15] Han W R, Wang W L, Qiao T J, et al. Ozone micro-bubble aeration using the ceramic ultrafiltration membrane with superior oxidation performance for 2, 4-D elimination [J]. *Water Research*, 2023, 237: 119952. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119952.

(下转第68页)

- systems with O₃: Comparison of O₃, O₃/UV, O₃/H₂O₂ and UV-H₂O₂/O₃ systems [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 68: 106536. DOI: 10.1016/j.jwpe.2024.106536.
- [17] 彭锦玉, 李振邦, 张坤乾, 等. 前置臭氧-生物流化床工艺用于水厂提质改造[J]. *中国给水排水*, 2024, 40(12): 94-100.
Peng J Y, Li Z B, Zhang K Q, et al. Application of pre-ozone and biological fluidized bed in updating and transformation of waterworks[J]. *China Water & Wastewater*, 2024, 40(12): 94-100.
- [18] Zhu T Y, Dai S, Cheng H M, et al. Dual analysis of degradation mechanisms: Unified models integrate the oxidation-reduction potentials of oxidants with the molecular structures of volatile organic compounds to improve predictive performance [J]. *Chemical Engineering Science*, 2025, 318: 122209. DOI: 10.1016/j.ces.2025.122209.
- [19] Tufail A, Price W E, Hai F I. A critical review on advanced oxidation processes for the removal of trace organic contaminants: A voyage from individual to integrated processes [J]. *Chemosphere*, 2020, 260: 127460. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127460.
- [20] 陈占, 杨旅, 汪印, 等. 臭氧及臭氧-双氧水处理高盐高有机物水热液对比[J]. *枣庄学院学报*, 2023, 40(2): 1-9.
Chen Z, Yang L, Wang Y, et al. Comparative study on the effect of ozone and ozone-hydrogen peroxide on treatment of high salt and organic matter hydrothermal solution [J]. *Journal of Zaozhuang University*, 2023, 40(2): 1-9.
- [21] Cheng Q F, Liu Z Y, Huang Y, et al. Influence of temperature on COD_{Mn} and Mn²⁺ removal and microbial community structure in pilot-scale biofilter[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 316: 123968. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.123968.
- [22] Wang P P, Wang H, Zhang Y F, et al. Accelerated catalytic oxidation of dissolved manganese(II) by chlorine in the presence of in situ-growing 3D manganese(III)/(IV) oxide nanosheet assembly in zeolite filter [J]. *Water Research*, 2021, 201: 117223. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117223.
- [23] 李磊, 王波, 张苗, 等. O₃/H₂O₂ 高级氧化技术抑制溴酸盐生成中试[J]. *中国给水排水*, 2021, 37(13): 60-64.
Li L, Wang B, Zhang M, et al. Pilot test on bromate formation inhibition by O₃/H₂O₂ advanced oxidation technology[J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37(13): 60-64.
- [24] 朱琦. 饮用水处理过程中溴酸盐的生成特性及优化控制研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2012.
Zhu Q. Bromate formation characteristics and optimal control in drinking water treatment process[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2012.
- [25] 邵磊, 杨媛媛, 周煜溪. 净水工艺中不同臭氧投加量对污染物去除效果研究[J]. *供水技术*, 2025, 19(1): 18-22.
Shao L, Yang Y Y, Zhou Y X. Research on the effect of different ozone dosages on pollutant removal in water purification processes[J]. *Water Technology*, 2025, 19(1): 18-22.

(上接第 59 页)

- [16] Li C L, Teng F M, Wu F M, et al. Enhanced cavitation dose and reactive oxygen species production in microbubble-mediated sonodynamic therapy for inhibition of *Escherichia coli* and biofilm [J]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2024, 105: 106853. DOI: 10.1016/j.ultsonch.2024.106853.
- [17] 秦雅萍, 任会学, 方睿, 等. 微纳米气泡强化臭氧高级催化氧化处理硝基苯废水的效果[J]. *环境工程技术学报*, 2025, 15(2): 584-593.
Qin Y P, Ren H X, Fang R, et al. Effects of advanced catalytic ozone oxidation enhanced by micro-nano bubbles on the treatment of nitrobenzene wastewater [J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2025, 15(2): 584-593.
- [18] Khuntia S, Majumder S K, Ghosh P. Microbubble-aided water and wastewater purification: A review[J]. *Reviews in Chemical Engineering*, 2012, 28(4/5/6): 191-121. DOI: 10.1515/revce-2012-0007.
- [19] Li X H, Liu C C, Liu F M, et al. Substantial removal of four pesticide residues in three fruits with ozone microbubbles [J]. *Food Chemistry*, 2024, 441: 138293. DOI: 10.1016/j.foodchem.2023.138293.