

水源与饮用水保障

张宇峰, 陈飒, 张欣然, 等. 紫外/氯耦合工艺去除水中嗅味物质的评估与应用[J]. 净水技术, 2026, 45(7): 37-45.

Zhang Y F, Chen S, Zhang X R, et al. Evaluation and application of coupled process of UV/chlorine of taste and odor substances removal in water [J]. Water Purification Technology, 2026, 45(7): 37-45.

紫外/氯耦合工艺去除水中嗅味物质的评估与应用

张宇峰¹, 陈 飒², 张欣然^{1,*}, 曹宇安², 宋楚琪², 梁祺峰², 郑 群³

(1. 中山大学环境科学与工程学院, 广东广州 510006; 2. 中山公用水务投资有限公司, 广东中山 528400; 3. 北京景盛达环保科技有限公司, 北京 101199)

摘 要 【目的】 本文旨在解决藻类导致的原水中的嗅味问题, 确定紫外(UV)/氯耦合工艺的有效性和稳定性。【方法】 本文采用 UV/氯耦合技术去除典型嗅味物质[2-甲基异莰醇(2-MIB)和土臭素(GSM)], 以广东省某高藻水源水位为研究对象进行了中试试验, 对比不同 UV 光源与次氯酸钠的耦合效能、明确关键工艺参数的选取范围, 进一步探究关键水体基质[氨氮、碱度、溴离子(Br^-)浓度和溶解氧等]对 UV/氯耦合工艺的影响, 并从稳定性和经济性方面综合评估该 UV/氯耦合工艺的效能。【结果】 采用波长为 254 nm 和 185 nm 混合波长的真空紫外(VUV)与次氯酸钠耦合技术, 在投氯量 2 mg/L、UV 剂量 2 000 mJ/cm² 及 pH 值=6 条件下, 2-MIB 和 GSM 去除率分别高达 93.4% 和 95.5%; 而典型水基质氨氮和 Br^- 会抑制反应体系, 但碱度对嗅味物质降解影响较小; 同时, 在连续运行试验中, VUV/氯耦合技术对 2-MIB 的去除率稳定在 60% 以上, 稳定性良好; 在最优工艺条件下, 达到 90% 的 2-MIB 去除率的吨水处理成本为 0.687 元。【结论】 在实际水质波动情况下, VUV/氯耦合工艺除嗅味物质的效果稳定, 具备运行启闭灵活、次氯酸钠利用率高、余氯无需淬灭可直接用于消毒等优势, 是一种高效、绿色的 2-MIB 和 GSM 去除技术。

关键词 嗅味物质; 土臭素; 2-甲基异莰醇; 真空紫外/氯; 高级氧化技术

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2026)07-0037-09

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.07.005

Evaluation and Application of Coupled Process of UV/Chlorine of Taste and Odor Substances Removal in Water

Zhang Yufeng¹, Chen Sa², Zhang Xinran^{1,*}, Cao Yu'an², Song Chuqi², Liang Qifeng², Zheng Qun³

(1. School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-Sen University, Guangzhou 510006, China;

2. Zhongshan Public Water Investment Co., Ltd., Zhongshan 528400, China;

3. Beijing JENSEN Environmental Technology Co., Ltd., Beijing 101199, China)

Abstract [Objective] This paper aims to address the odor issue in raw water caused by algae, and determine the effectiveness and stability of the ultraviolet (UV)/chlorine coupled process. [Methods] The UV/chlorine coupled technology was employed to remove typical taste and odor substances [2-methylisoborneol (2-MIB) and geosmin (GSM)]. A pilot-scale experiment was conducted using a high-algae water source in Guangdong Province as the research object. This paper compared the coupling efficiency of different UV light sources with sodium hypochlorite, defined the selection range of key process parameters, further investigated the effects of key water matrices [ammonia nitrogen, alkalinity, bromide ion (Br^-) concentration, and dissolved oxygen] on the UV/chlorine coupling process, and comprehensively evaluated the efficiency of the UV/chlorine coupling process from the perspectives of stability and

[收稿日期] 2024-04-14

[基金项目] 国家自然科学基金资助面上项目(22376230); 企业技术开发(委托)项目[zpw-2024-A(技)-025]

[作者简介] 张宇峰(1998—), 男, 硕士研究生, 研究方向为水污染控制, E-mail: Wxyzoean21@163.com。

[通信作者] 张欣然(1986—), 女, 副教授, 研究方向为饮用水安全保障技术, E-mail: zhangxinr@mail.sysu.edu.cn。

economy. [Results] Using the vacuum UV (VUV) with mixed wavelength of 254 nm and 185 nm coupled with sodium hypochlorite, under the conditions of a chlorine dosage of 2 mg/L, UV dose of 2 000 mJ/cm², and a pH value of 6, the removal rates of 2-MIB and GSM reached as high as 93.4% and 95.5%, respectively; typical water matrixes such as ammonia nitrogen and Br⁻ inhibited the reaction system, while alkalinity had little impact on the degradation of taste and odor substances; meanwhile, in the continuous operation test, the removal rate of 2-MIB by the VUV/chlorine coupling technology remained stable above 60%, showing good stability; under the optimal process conditions, the cost per ton of water treatment for achieving a 90% removal rate of 2-MIB was 0.687 yuan. [Conclusion] Under the actual condition of water quality fluctuating, the VUV/chlorine coupling process exhibits stable taste and odor substances removal performance. It has advantages such as flexible operation start-stop, high utilization rate of sodium hypochlorite, and no need for quenching residual chlorine (which can be directly used for disinfection). Therefore, it is an efficient and environmentally friendly removal technology for 2-MIB and GSM.

Keywords taste and odor compound; geosmin (GSM); 2-methylisoborneol (2-MIB); vacuum ultraviolet (VUV)/chlorine; advanced oxidation process (AOP)

饮用水安全事关国家发展和人民健康。我国饮用水源嗅味物质的污染问题普遍存在且日趋严重。受到藻类污染水源水中的主要嗅味物质为 2-甲基异莰醇(2-MIB)和土臭素(GSM)^[1],在 ng/L 水平便会产生土腥味和霉味^[2]。目前,已经发现超过 200 种能够产生 2-MIB 和 GSM 的致嗅藻类^[2],主要包括浮游鱼腥藻、束丝藻、颤藻、林氏藻等^[3]。

由于 2-MIB 和 GSM 均具有稳定性较高的饱和环叔醇类结构,常用氧化剂(次氯酸钠、氯胺、二氧化氯、高锰酸钾等)对 2-MIB 和 GSM 的去除能力十分有限^[4],且氧化不当会导致藻细胞破裂,使得藻细胞内的嗅味物质释放到水中,引发更严重的臭和味^[5-6]。基于常规工艺的水厂普遍面临着嗅味物质去除率低、运行成本高、出水 2-MIB 和 GSM 质量浓度难以达到新国标《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)中的要求(10 ng/L)、引发水质投诉等问题。

紫外(UV)高级氧化技术(AOP)(UV-AOP)是一种极具应用潜力的饮用水深度处理技术,具有处理效果好、占地面积小、改造容易、运行简单等优点,尤其是应对间歇性和突发性嗅味物质污染方面具有开停灵活的优势。UV/过氧化氢(H₂O₂)的 AOP 已经在我国多处水厂得以应用,取得了良好的处理效果,体系中产生的强氧化性羟基自由基(·OH)与 2-MIB 和 GSM 的反应活性极高,二级反应速率常数分别高达 $5.1 \times 10^9 \text{ mol}/(\text{L} \cdot \text{s})$ 和 $7.8 \times 10^9 \text{ mol}/(\text{L} \cdot \text{s})$ ^[7-10]。但是,UV/H₂O₂ 技术存在着 H₂O₂ 利用率较低、需要后续淬灭措施等问题,一定程度上制约了其应用。近年来,次氯酸钠已经取代氯气成为水厂中最为广泛使用的消毒剂。从水厂药剂采购和管理

的角度出发,采用次氯酸钠与 UV 耦合的技术更适于水厂技术升级和运行管理。前期研究^[11-13]证明,UV 和次氯酸钠耦合能够形成·OH 和含氯自由基(RCS),对水中藻毒素等藻源污染物具有较好降解效果。Watts 等^[14]以 254 nm 波长为 UV 光源,对比了 UV/次氯酸钠和 UV/H₂O₂ 对嗅味物质的去除效果,证明在 pH 值为 6 环境下 UV/次氯酸钠去除嗅味物质的效果最好,其运行费用仅为相似条件下 UV/H₂O₂ AOP 的 1/2。此外,同时具有 254 nm 和 185 nm 波长的真空紫外(VUV)耦合次氯酸钠去除嗅味物质也极具应用潜力,相关研究^[15]表明,在 185 nm 处测量到的游离氯的摩尔吸收系数明显高于 254 nm 处的值,并利用动力学模型测得次氯酸和次氯酸根离子在 185 nm 处直接光解的量子产率分别为 0.7 mol/einstein 和 0.1 mol/einstein,略低于在 254 nm 直接光解的量子产率。但是,前期研究多为实验室小试试验,且大多采用纯水制备的嗅味物质水样,以实际水源水为研究对象的中试级 UV/次氯酸钠 AOP 对嗅味物质去除效能研究十分有限。

因此,本文基于 UV/次氯酸钠 AOP,以广东省某高藻水源水位研究对象,通过开展 UV 光源比选和工艺条件影响研究,确定嗅味物质高效降低的工艺参数;并通过中试试验,确定 UV/次氯酸钠耦合技术强化降解嗅味物质的稳定性,开发高效、绿色的 2-MIB 和 GSM 去除技术,保障水厂出水嗅味物质达标、保障供水安全。

1 材料及方法

1.1 试验药剂

2-MIB 和 GSM 标准品(100 mg/L)购于上海安谱瑾世有限公司;次氯酸钠购于上海阿拉丁化学试剂有

限公司,分析纯;95%~98%浓硫酸(H_2SO_4)购自福晨(天津)化学试剂有限公司,分析纯;氢氧化钠(NaOH)购自国药集团化学试剂有限公司,分析纯。

1.2 UV/次氯酸钠 AOP 中试装置及试验方法

UV/次氯酸钠耦合中试装置如图 1 所示,含混凝-沉淀-过滤常规处理装置和 UV/次氯酸钠耦合反应装置,处理量为 $1 \text{ m}^3/\text{h}$ 。原水经过中试装置前端的混凝、沉淀以及砂滤后进入 1 m^3 中间调节水

箱,再进入 UV/次氯酸钠耦合装置。UV/次氯酸钠耦合装置包含进水泵、流量调节阀、电磁流量计、加药蠕动泵、管道混合器、压力表、中控柜、AOP 反应器、光强检测器。配备 12 支波长为 254 nm 的 UV 灯管(单支功率为 75 W)以及 12 支波长为 254 nm 和 185 nm 的 VUV 灯管(单支功率为 84 W),UV 线剂量为 $0 \sim 2\,000 \text{ mJ}/\text{cm}^2$ (可调);加药量为 $0 \sim 140 \text{ mL}/\text{min}$ (可调),采用水泵使水样稳定流动。

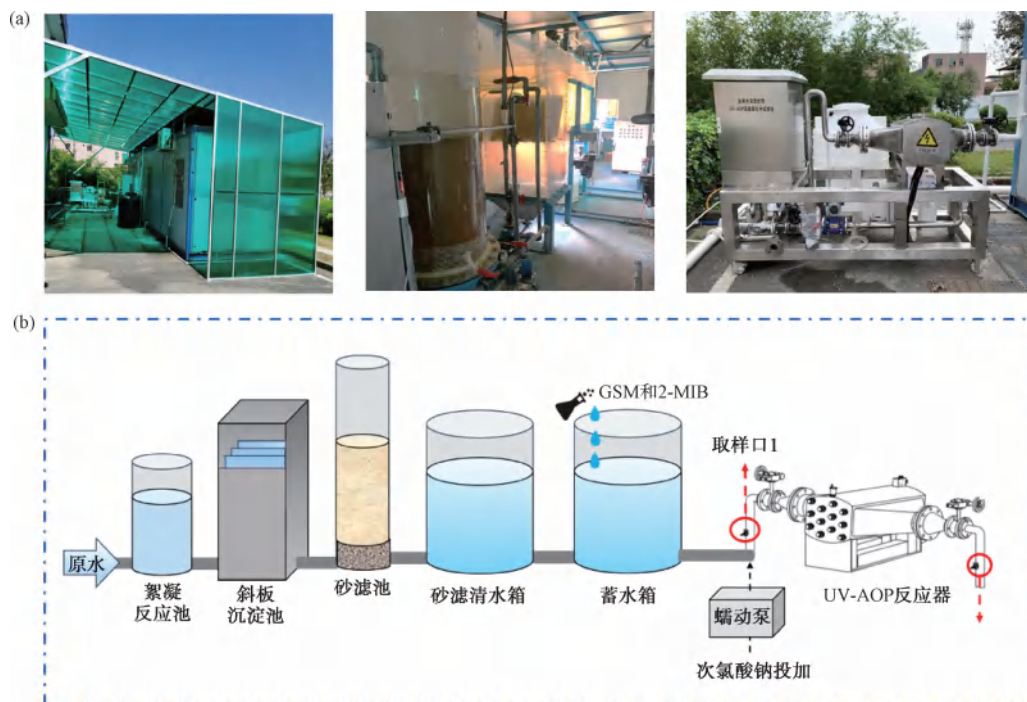


图 1 (a) 中试现场;(b) 试验过程示意图

Fig. 1 Schematic Diagrams of (a) Pilot Plant Site; (b) Experimental Process

在 UV/次氯酸钠耦合试验中,进水先通过混合器与次氯酸钠充分混合,再进入 UV 反应装置进行 UV/次氯酸钠反应。以开启水泵和加药泵为试验开始,先进行 10 min 稳定运行后再取样分析。取样点分别设置在 UV/次氯酸钠中试装置的前端和后端,采集的 2-MIB 和 GSM 水样以硫代硫酸钠淬灭余氯终止反应,并以顶空法采集并尽快进行测定。影响因素研究中,次氯酸钠投加量由加药泵控制,不同 UV 剂量通过调节水泵流量实现。无特殊说明情况下原水不进行 pH 调节,仅测定初始 pH 浓度,而在研究 pH 影响时利用盐酸或 NaOH 调节初始 pH,未投加 pH 缓冲剂。

以广东省某水库原水为处理对象,2-MIB 和 GSM 质量浓度为 $2 \sim 200 \text{ ng}/\text{L}$,高锰酸盐指数为

$0.8 \sim 1.6 \text{ mg}/\text{L}$,pH 值为 $7.5 \sim 8.5$,主要水质参数如表 1 所示。由于研究期间的嗅味物质浓度波动较大,试验前测定原水嗅味物质的浓度水平,通过加标嗅味物质标准品保证调节水箱中的 2-MIB 和 GSM 初始质量浓度为 $100 \sim 200 \text{ ng}/\text{L}$ 。

1.3 检测项目与方法

2-MIB 和 GSM 检测采取固相微萃取-气相色谱-质谱(SPME-GC-MS)方法检测,以 2-异丁基 3-甲氧基吡嗪 (IBMP) 为内标物。气相色谱-质谱 (GC-MS) 分析条件:气相色谱柱 HP-5MS ($30 \text{ m} \times 250 \mu\text{m} \times 0.25 \mu\text{m}$),离子检测模式,前进样口温度为 $250 \text{ }^\circ\text{C}$,离子源 $230 \text{ }^\circ\text{C}$,初始温度为 $60 \text{ }^\circ\text{C}$ 保持 2 min,以 $15 \text{ }^\circ\text{C}/\text{min}$ 升温至 $100 \text{ }^\circ\text{C}$ 后以 $8 \text{ }^\circ\text{C}/\text{min}$ 升至 $250 \text{ }^\circ\text{C}$ 保持 2 min。余氯检测使用上海雷磁

表 1 水库原水试验基本水质参数
Tab. 1 Basic Water Quality Parameters of Experiment of
Reservoir Raw Water

项目	数值
pH 值	7.60~7.94
温度/℃	27.5~33.4
总有机碳(TOC)/(mg·L ⁻¹)	2.30~2.91
高锰酸盐指数/(mg·L ⁻¹)(以 O ₂ 计)	1.54~3.64
氨氮/(mg·L ⁻¹)(以 N 计)	0~0.34
硝酸盐氮/(mg·L ⁻¹)(以 N 计)	0.79~1.40
溶解氧/(mg·L ⁻¹)	3.92~9.19
碱度/(mg·L ⁻¹)	82.57~93.80
溴离子(Br ⁻)/(mg·L ⁻¹)	<0.06

DGB-402F 便携式余氯/总氯测定仪;浑浊度检测使用罗威邦 SD335 便携式浊度仪;pH 检测使用德国罗威邦 SD335 便携式 pH 仪;H₂O₂ 浓度检测使用德国罗威邦 MD640 多功能水质分析仪(便携式);以 254 nm 处吸光度(UV₂₅₄)表征综合评估芳香性有机物的存在水平,通过日本岛津 UVmini-1280 紫外分光光度计测定。

2 结果与讨论

2.1 不同工艺对嗅味物质的降解效果对比

首先对单独氯化、单独 UV 和 UV/次氯酸钠耦合工艺降解嗅味物质 2-MIB 的效果进行比较分析,其中 UV 光源包括常规 UV(特征波长为 254 nm)和 VUV(特征波长为 254 nm 和 185 nm)。反应条件为氯投加量 6 mg/L,UV 剂量为 2 000 mJ/cm²,原水 pH 值=7.8,初始 2-MIB 质量浓度为 200 ng/L。如图 2 所示,单独投加次氯酸钠时,2-MIB 浓度不降反增,主要因为反应过程中次氯酸钠致使嗅藻细胞破裂,细胞内 2-MIB 释放所致。此结果与前期研究发现的预氯化可导致嗅味物质释放的结论^[5-6]相一致。单独采用 254 nm 波长的 UV 照射难以降解 2-MIB,而在含有 254 nm 和 185 nm 波长的 VUV 辐照下 2-MIB 浓度下降了 29%,其主要原因为 VUV 中 185 nm 波段光解水产生的·OH 对 2-MIB 的氧化作用^[15-16]。UV/次氯酸钠和 VUV/次氯酸钠对 2-MIB 的去除效果均高于单独氯化化和单独 UV,表现出协同效果。VUV/次氯酸钠体系的 2-MIB 降解率(71.1%)高于 254 nm 波长的 UV/次氯酸钠体系(59.5%),表明 VUV/次氯酸钠降解 2-MIB 更具优

势,这是由于 VUV/次氯酸钠耦合工艺中除了 254 nm 波段能够光解游离氯产生活性自由基降解 2-MIB,还具有 185 nm 波段能够光解水产生能够高效降解 2-MIB 的·OH,并且该波段对游离氯的光解效率强于 254 nm 波段对游离氯的光解^[16-17]。

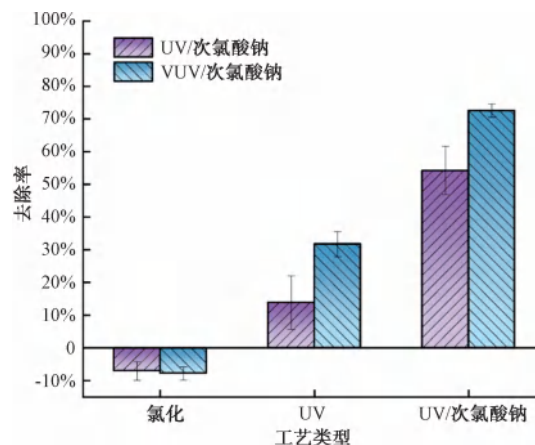


图 2 氯化、UV 和 UV/次氯酸钠耦合工艺降解 2-MIB 的效果对比

Fig. 2 Effect Comparison of Processes of Chlorination, UV and Coupled UV/Sodium Hypochlorite for 2-MIB Degradation

2.2 VUV/次氯酸钠耦合降解嗅味物质的工艺参数探究

2.2.1 投氯量对 2-MIB 和 GSM 降解效果的影响

如图 3 所示,次氯酸钠投加量对 VUV/次氯酸钠工艺降解 2-MIB 具有一定影响。在 UV 剂量为 2 000 mJ/cm²,pH 值为 7.4~7.8 时,初始嗅味物质质量浓度 200 ng/L 条件下进行。次氯酸钠投加量为 1、2 mg/L 和 3 mg/L 时,VUV/次氯酸钠体系中 2-MIB 降解率逐步升高,分别为 48.2%、64.7% 和 69.1%;GSM 降解率也逐步升高(分别为 59.18%、72.9% 和 77.1%)。上述结果说明,在次氯酸钠投量<3 mg/L 时,增加氯投量可以促进嗅味物质的去除。但随着次氯酸钠投加量增大到 6 mg/L 和 10 mg/L,2-MIB 降解率(71.1%、70.4%)和 GSM 降解率(79%、80.1%)基本保持稳定,表明较高浓度次氯酸钠投加量并不能进一步提高 2-MIB 和 GSM 的降解效能。虽然次氯酸钠是自由基的来源,但是过量的次氯酸钠会与污染物竞争自由基;同时,由于次氯酸钠作为氧化剂容易渗透细胞膜,会导致致嗅藻类快速失活,随后细胞裂解而释放 2-MIB,由图 3 可知,投氯量为 6 mg/L 和 10 mg/L 时 2-MIB 去除率不增反减,推测是高浓度次氯酸钠投加导致藻细胞破裂

引发胞内臭味物质的释放。总体而言,VUV/次氯酸钠 AOP 体系降解 GSM 和 2-MIB 最佳投氯量为 2~3 mg/L。另外,对比 2-MIB 和 GSM 去除效果可以发现,2-MIB 相比 GSM 更难被氧化降解,因为 2-MIB 分子结构存在桥环结构,所以其抗氧化性强于 GSM,后续研究中将以抗氧化性更强的 2-MIB 为研究主体。

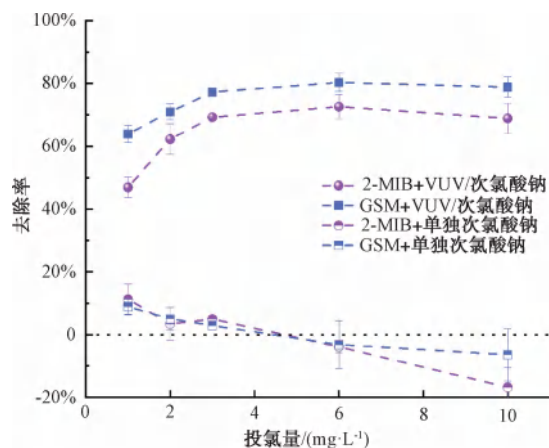


图 3 投氯量对 VUV/次氯酸钠降解 GSM 和 2-MIB 的影响

Fig. 3 Effect of Chlorine Dosages on VUV/Sodium Hypochlorite Process for Degradation of GSM and 2-MIB

2.2.2 UV 剂量对 2-MIB 降解效果的影响

如图 4 所示,UV 剂量对 VUV/次氯酸钠降解 2-MIB 效能具有一定影响。试验结果表明,在 pH 值为 7.4~7.8、投氯量为 3 mg/L、初始臭味物质质量浓度为 200 ng/L 的条件下,UV 剂量由 1 000 mJ/cm² 升高至 2 000 mJ/cm²,单独 VUV 辐照使 2-MIB 降解率由 24.5% 提高至 29.0%,而 VUV/

次氯酸钠对 2-MIB 降解率由 47.9% 提升至 71.1%。单独 UV 辐照时,UV 剂量增大促进了水光解原位产生 $\cdot\text{OH}$ ^[18-19],并且通过直接光解臭味物质使少量臭味物质降解(低于 30%)。而在 VUV/次氯酸钠耦合体系中,UV 剂量提高进一步激发了更多的次氯酸钠光解生产氧化性自由基($\cdot\text{OH}$ 和 RCS),臭味物质通过 UV 光解、 $\cdot\text{OH}$ 和 RCS 氧化等多重途径强化去除。

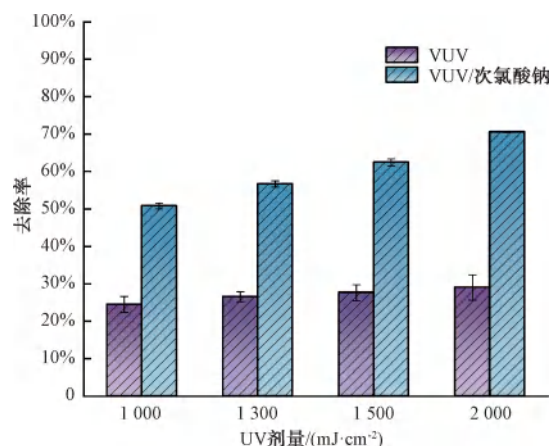


图 4 UV 剂量对 VUV/次氯酸钠降解 2-MIB 的影响

Fig. 4 Effect of UV Dosages on VUV/Sodium Hypochlorite Process for Degradation of 2-MIB

2.2.3 pH 对 2-MIB 降解效果的影响

由图 5(a)可知,水体 pH 对 VUV/次氯酸钠降解臭味物质的影响。结果表明,在投氯量为 3 mg/L、UV 剂量为 2 000 mJ/cm²、初始臭味物质质量浓度为 200 ng/L 条件下,pH 值为 6、8 和 9 条件下,VUV/次氯酸钠对 2-MIB 的降解率分别为 93.4%、64.7% 和

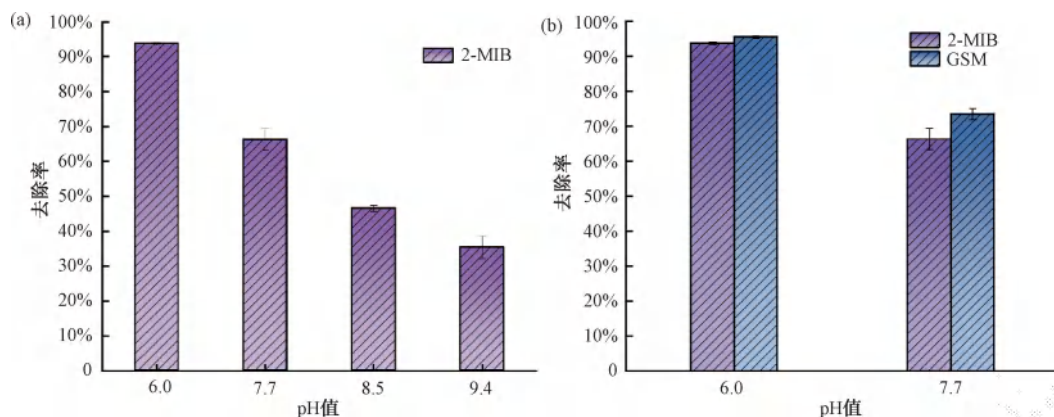


图 5 (a) pH 值对 VUV/次氯酸钠降解 2-MIB 的影响;(b) pH=6.0 和 pH=7.7 时 2-MIB 和 GSM 的降解情况

Fig. 5 (a) Effect of pH Values on Degradation of 2-MIB; (b) Degradation of 2-MIB and GSM at pH=6.0 and pH=7.7 by VUV/Sodium Hypochlorite Process

51.5%,并且图 5(b)中 pH 值=6 的条件下 VUV/次氯酸钠对 GSM 的降解率高达 95.5%,可见弱酸性条件更加有利于 VUV/次氯酸钠体系对嗅味物质的去除。在酸性环境下,RCS 以次氯酸形态存在而非次氯酸根离子,次氯酸光解产生的 $\cdot\text{OH}$ 和 RCS 更多,促进了 2-MIB 和 GSM 降解。一般而言,实际高藻水体的 pH 值为 7.4~8.5,此 pH 条件下的 2-MIB 降解效率也能达到 65%,并且如果水厂前端采用了二氧化碳曝气或投加药剂等 pH 调控方法^[20-21],VUV/次氯酸钠耦合技术对嗅味物质的降解效果将显著提升。张焱^[22]在小试研究中发现,pH 值=5 条件下的 VUV/次氯酸钠降解嗅味物质的降解率最高,pH 值<3 或者 pH 值>9 时的嗅味物质降解率下降,与本文结果一致。由此可见,调节原水 pH 至弱酸性环境是提高 VUV/次氯酸钠降解嗅味物质效率的重要方法。

2.2.4 不同工艺条件下 UV/次氯酸钠耦合技术对芳香性有机质的去除效果

实际水源水中普遍存在芳香性有机质,是嗅味物质降解重要的干扰因素,也是消毒副产物的关键前体物。在 pH 值为 7.4~7.8、UV 剂量为 2 000 mJ/cm^2 、初始嗅味物质质量浓度为 200 ng/L 条件下,以水样在 254 nm 处吸光度值表征芳香性有机质含量,结果如图 6 所示。随着投氯量由 1 mg/L 增大到 10 mg/L ,VUV/次氯酸钠对芳香性有机质的去除率由 40.5%逐步提升至 83.9%。次氯酸钠投加量在 2~3 mg/L 的芳香性有机质去除率相近(62.7%

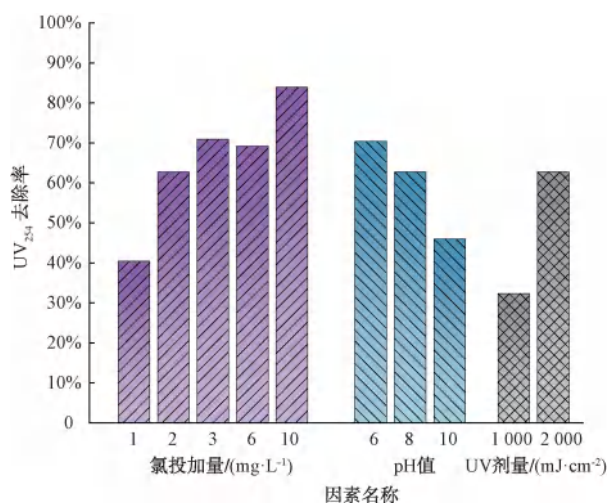


图 6 不同因素对 VUV/次氯酸钠去除水中有机质的影响

Fig. 6 Effect of VUV/Sodium Hypochlorite Process on Organic Matters Removal under Different Factors

和 71.0%) 且明显高于 1 mg/L 次氯酸钠投加量 (40.5%),也表明了 2~3 mg/L 投氯量是较为适合的投氯条件。pH 值为 6、8 和 9 的条件下,VUV/次氯酸钠体系中芳香性有机质去除率分别为 70.2%、62.7% 和 46.0%,说明弱酸性条件也有助于芳香性有机物的降解,这与 pH 对嗅味物质去除的影响一致。UV 剂量由 1 000 mJ/cm^2 升高到 2 000 mJ/cm^2 时,芳香性有机质降解率由 32.3% 提升至 62.7%。上述结果与相关研究^[23]表明,VUV/次氯酸钠工艺体系中的主要活性物质 $\cdot\text{OH}$ 和 RCS 与大部分芳香性物质有较高的反应活性的结论一致,因此,当 VUV/次氯酸钠体系中 $\cdot\text{OH}$ 和 RCS 浓度提高时将提高芳香性有机物的去除效率,意味着嗅味物质降解的 VUV/次氯酸钠反应条件同样适用于水中芳香性有机质去除,同时能够控制氯化消毒中消毒副产物的产量。

3 VUV/次氯酸钠降解嗅味物质的稳定性评估

3.1 典型水基质对 VUV/次氯酸钠耦合技术降解嗅味物质的影响

考虑到水源水间歇性受到氨氮、碱度的影响,并且在咸潮期也存在 Br^- 上溯的影响,对以上 3 种典型水基质的影响进行深入探究,反应条件为 pH 值=7.7、UV 剂量为 1 500 mJ/cm^2 、投氯量为 3 mg/L 。由图 7(a)所示,氨氮浓度增加对 VUV/次氯酸钠工艺降解 2-MIB 产生了明显的抑制作用,在氨氮浓度 50 $\mu\text{mol}/\text{L}$ (即 0.7 mg/L 以 N 计)时,2-MIB 降解率降低了 41.3%。氨氮与次氯酸钠快速反应生成无机氯胺,消耗了一部分次氯酸钠,改变了体系中各类自由基的浓度水平,进而影响了嗅味物质降解效率。虽然在中试研究阶段原水中氨氮质量浓度长期处于低于 0.06 mg/L 的水平,但在 VUV/次氯酸钠降解 2-MIB 实际运行中应该重点关注氨氮的浓度,在高浓度氨氮环境下需要调节次氯酸钠投加量加以应对。另外,原水中随着碳酸氢根离子(HCO_3^-)浓度的增加,VUV/次氯酸钠工艺对 2-MIB 的降解率小幅下降(7.7%),说明水中碱度对反应体系的影响较小。

Br^- 对 VUV/次氯酸钠耦合技术降解 2-MIB 的影响如图 7(b)所示。低浓度 Br^- ($<50 \mu\text{mol}/\text{L}$)对 VUV/次氯酸钠工艺的 2-MIB 降解效率无显著影响。基于海水中 Br^- 质量浓度为 0.067 g/L (浓度为 839 $\mu\text{mol}/\text{L}$),开展了最不利状态下的高浓度 Br^- 影

响研究。由图 7(b) 中右侧组数据可知,在 Br^- 浓度为 $375 \mu\text{mol/L}$ 和 $750 \mu\text{mol/L}$ 条件下,VUV/次氯酸钠对 2-MIB 的降解率分别降低了 37.36% 和 49.44%,说明在接近海水中 Br^- 浓度条件下的 VUV/次氯酸钠耦合工艺降解臭味物质效率会受到限制。其主要原因为过量 Br^- 与次氯酸钠反应生成

次溴酸,并在 UV 光作用下生成含溴自由基,进而降低体系中 $\cdot\text{OH}$ 和 RCS 水平,抑制臭味物质降解。因此,在海水上溯时期应通过对咸潮原水截停和切换为水库原水供应等方式控制原水中 Br^- 浓度,避免咸潮期 Br^- 对 VUV/次氯酸钠工艺降解 2-MIB 的影响。

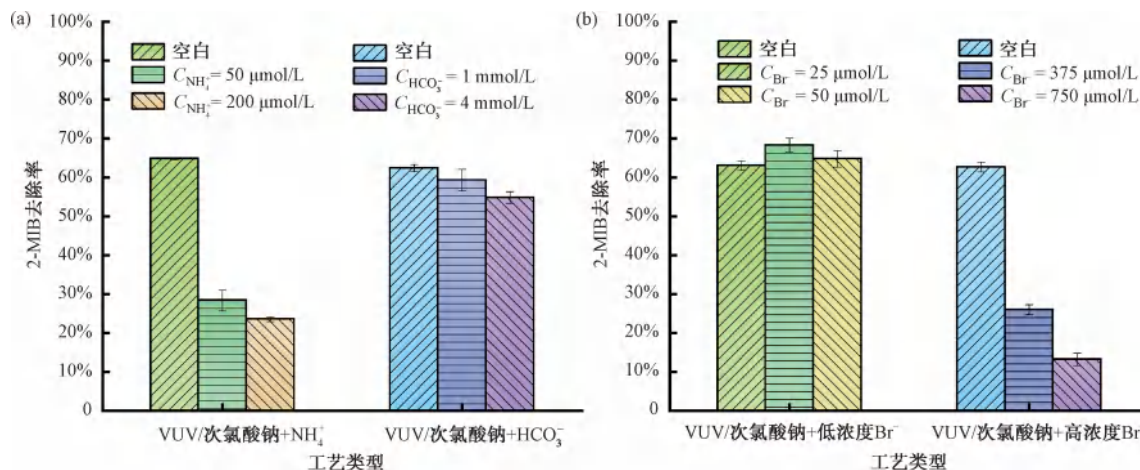


图 7 (a) 氨氮、碱度;(b) Br^- 对 VUV/次氯酸钠耦合工艺降解 2-MIB 的影响

Fig. 7 Effect of (a) Ammonia Nitrogen, Alkalinity; (b) Bromide Ion on Degradation of 2-MIB in VUV/Sodium Hypochlorite Process

3.2 VUV/次氯酸钠耦合技术降解臭味物质的连续性试验

为了进一步确认 VUV/次氯酸钠耦合技术降解臭味物质的稳定性,在 pH 值=7.7,次氯酸钠初始质量浓度为 3 mg/L ,UV 剂量为 1500 mJ/cm^2 ,2-MIB 质量浓度约为 100 ng/L 工艺条件下进行了 10 d 连续性试验,并对原水高锰酸盐指数和溶解氧进行了检测,结果如图 8 所示。原水高锰酸盐指数维持在稳定水平 ($1.57 \sim 2.04 \text{ mg/L}$),而水中溶解氧质量浓度存在一定波动 ($5.18 \sim 7.97 \text{ mg/L}$),但并未对 VUV/次氯酸钠工艺降解 2-MIB 造成显著影响,2-MIB 降解率保持在 60% 以上并且最高达到 70.9%,这说明在水质波动不大的情况下,VUV/次氯酸钠耦合技术能够有效、稳定地去除 2-MIB。

进一步进行经济评估,结果如表 2 所示。本文通过单位电能以及氧化剂投加成本对 VUV/次氯酸钠工艺进行经济分析。电能计算方法如式(1)。

$$E = \frac{1000Pt}{V \log\left(\frac{C_i}{C_f}\right)} \quad (1)$$

其中: E ——将 1 m^3 水中目标污染物质降解一

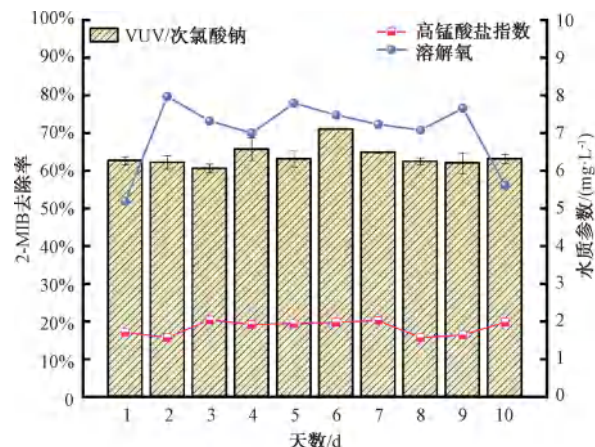


图 8 VUV/次氯酸钠工艺降解 2-MIB 的连续运行

Fig. 8 Continuous Operation of VUV/Sodium Hypochlorite Process for 2-MIB Degradation

个数量级(90%)所需电能, $(\text{kW} \cdot \text{h})/\text{m}^3$;
 P ——VUV/次氯酸钠的运行功率, kW ;
 C_i 和 C_f ——反应前和反应后水中臭味物质的浓度, mol/L ;
 V ——反应器体积, L ;
 t ——反应时间, h 。

由表 2 可知,在次氯酸钠投加量为 2 mg/L 、UV

剂量为 $2\ 000\ \text{mJ}/\text{cm}^2$ 时, VUV/次氯酸钠耦合工艺在 pH 值为 6、7 和 8 条件下降解 2-MIB 的 E 值分别为 0.758 、 $1.500(\text{kW}\cdot\text{h})/\text{m}^3$ 和 $1.700(\text{kW}\cdot\text{h})/\text{m}^3$ 。生产成本中记电费为 $0.88\ \text{元}/(\text{kW}\cdot\text{h})$, 次氯酸钠药剂成本为 $818\ \text{元}/\text{t}$, pH 值为 6、7 和 8 条件下 2-MIB 去除率为 90% 的处理成本分别为 0.687 、 $1.34\ \text{元}/\text{t}$ 和 $1.5\ \text{元}/\text{t}$ 。

表 2 各工况 VUV/次氯酸钠工艺的单位电能消耗

Tab. 2 Unit Power Consumption of VUV/Sodium Hypochlorite Processes under Different Working Conditions

工艺名称	次氯酸钠投加量/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	pH 值	$E/[(\text{kW}\cdot\text{h})\cdot\text{m}^{-3}]$	
			2-MIB	GSM
VUV/次氯酸钠	2	6	0.758	0.65
		7	1.500	1.21
		8	1.700	1.34

4 结论

(1) 中试试验结果表明, UV/次氯酸钠耦合技术对水中 2-MIB 和 GSM 均具有良好的去除效果, 尤其是 VUV 和次氯酸钠表现出更高的协同效果, VUV 光解水和游离氯产生的 $\cdot\text{OH}$ 和 RCS 对嗅味物质降解具有重要贡献。

(2) VUV/次氯酸钠耦合工艺中投氯量、UV 光强和 pH 是重要工艺参数, 最优投氯量为 $2\sim 3\ \text{mg}/\text{L}$, 高 UV 剂量和弱酸性环境更利于嗅味物质降解。

(3) 典型水基质因素氨氮和 Br^- 会抑制反应体系但碱度对嗅味物质降解影响较小。实际水体的连续运行试验表明, VUV/次氯酸钠耦合技术对 2-MIB 的去除率稳定在 60% 以上, 稳定性良好。在最优工艺条件下 2-MIB 去除率 90% 的吨水处理成本为 $0.687\ \text{元}$ 。

参考文献

[1] Young W F, Horth H, Crane R, et al. Taste and odour threshold concentrations of potential potable water contaminants[J]. Water Research, 1996, 30(2): 331-340.

[2] 苏晓, 贾霞珍, 胡建坤, 等. 饮用水中 Geosmin 和 2-MIB 去除技术研究现状及展望[J]. 给水排水, 2021, 47(s1): 517-523.

Su X, Jia X Z, Hu J K, et al. Research status and prospect of Geosmin and 2-MIB removal technology in drinking water[J]. Water & Wastewater Engineering, 2021, 47(s1): 517-523.

[3] Li Z L, Hobson P, An W, et al. Earthy odor compounds production and loss in three cyanobacterial cultures[J]. Water

Research, 2012, 46(16): 5165-5173.

[4] Sagehashi M, Shiraishi K, Fujita H, et al. Ozone decomposition of 2-methylisoborneol (MIB) in adsorption phase on high silica zeolites with preventing bromate formation[J]. Water Research, 2005, 39(13): 2926-2934.

[5] Li L, Zhu C W, Xie C Q, et al. Kinetics and mechanism of *Pseudoanabaena* cell inactivation, 2-MIB release and degradation under exposure of ozone, chlorine and permanganate[J]. Water Research, 2018, 147: 422-428. DOI: 10.1016/j.watres.2018.10.023.

[6] 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.

[7] Wang D, Bolton J R, Andrews S A, et al. UV/chlorine control of drinking water taste and odour at pilot and full-scale[J]. Chemosphere, 2015, 136: 239-244. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.05.049.

[8] Antonopoulou M, Evgenidou E, Lambropoulou D, et al. A review on advanced oxidation processes for the removal of taste and odor compounds from aqueous media[J]. Water Research, 2014, 53: 215-234. DOI: 10.1016/j.watres.2014.01.028.

[9] Meng T, Su X, Sun P Z. Degradation of geosmin and 2-methylisoborneol in UV-based AOPs for photoreactors with reflective inner surfaces: Kinetics and transformation products[J]. Chemosphere, 2022, 306: 135611. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.135611.

[10] Ma L F, Wang C Y, Li H P, et al. Degradation of geosmin and 2-methylisoborneol in water with UV/chlorine: Influencing factors, reactive species, and possible pathways[J]. Chemosphere, 2018, 211: 1166-1175. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.08.029.

[11] Pan Y H, Cheng S S, Yang X, et al. UV/chlorine treatment of carbamazepine: Transformation products and their formation kinetics[J]. Water Research, 2017, 116: 254-265. DOI: 10.1016/j.watres.2017.03.033.

[12] Wu Z H, Fang J Y, Xiang Y Y, et al. Roles of reactive chlorine species in trimethoprim degradation in the UV/chlorine process: Kinetics and transformation pathways[J]. Water Research, 2016, 104: 272-282. DOI: 10.1016/j.watres.2016.08.011.

[13] Zhang X R, He J, Xiao S Q, et al. Elimination kinetics and detoxification mechanisms of microcystin-LR during UV/Chlorine process[J]. Chemosphere, 2019, 214: 702-709. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.09.162.

[14] Watts M J, Rosenfeldt E J, Linden K G. Comparative OH radical oxidation using UV- Cl_2 and UV- H_2O_2 processes[J]. Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua, 2007, 56(8): 469-477.

[15] Masjoudi M, Mohseni M. Photolysis of chloramines in vacuum-UV and vacuum-UV/chlorine advanced oxidation processes for removal of 1, 4-dioxane: Effect of water matrix, kinetic

- modeling, and implications for potable reuse [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 454: 131454. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.131454.
 - [16] Masjouidi M, Mohseni M. Photochemical properties of free chlorine and inorganic chloramines at 185 nm for VUV/UV/chlorine advanced oxidation [J]. *ACS ES&T Water*, 2022, 2 (5): 769–777.
 - [17] 孙昕, 张焱, 史路肖, 等. 真空紫外/氯处理饮用水典型致嗅物质 [J]. *环境科学*, 2018, 39(4): 1654–1660.
Sun X, Zhang Y, Shi L X, et al. Removing typical odorants in drinking water by vacuum ultraviolet combined with chlorine [J]. *Environmental Science*, 2018, 39(4): 1654–1660.
 - [18] Kutschera K, Börnick H, Worch E. Photoinitiated oxidation of geosmin and 2-methylisoborneol by irradiation with 254 nm and 185 nm UV light [J]. *Water Research*, 2009, 43(8): 2224–2232.
 - [19] Zoschke K, Dietrich N, Börnick H, et al. UV-based advanced oxidation processes for the treatment of odour compounds: Efficiency and by-product formation [J]. *Water Research*, 2012, 46(16): 5365–5373.
 - [20] 陈德放, 李梅, 张华军, 等. 投加二氧化碳控制出厂水铝含量的生产性试验 [J]. *中国给水排水*, 2021, 37(23): 9–14.
Chen D F, Li M, Zhang H J, et al. Controlling aluminum content in finished water of waterworks by dosing carbon dioxide [J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37(23): 9–14.
 - [21] 王旭晨, 汪琳, 徐凤州, 等. 原水 pH 值升高导致出厂水余铝含量升高的应对措施 [J]. *中国给水排水*, 2019, 35(23): 58–61.
Wang X C, Wang L, Xu F Z, et al. Control of increase of residual aluminum in finished water caused by abnormal pH increase in raw water [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(23): 58–61.
 - [22] 张焱. 真空紫外/氯技术去除饮用水致嗅物质 2-MIB 和 GSM 的研究 [D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2018.
Zhang Y. Study on removing odorants of 2-MIB and GSM in drinking water by vacuum ultraviolet combined with chlorine [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2018.
 - [23] Guo K H, Wu Z H, Chen C Y, et al. UV/chlorine process: An efficient advanced oxidation process with multiple radicals and functions in water treatment [J]. *Accounts of Chemical Research*, 2022, 55(3): 286–297.
- (上接第 28 页)
- [48] Charbonnet J A, McDonough C A, Xiao F, et al. Communicating confidence of per- and polyfluoroalkyl substance identification *via* high-resolution mass spectrometry [J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2022, 9(6): 473–481.
 - [49] Zhang X X, Wang D F, Wang K M, et al. Legacy and novel per- and polyfluoroalkyl substances in tap water from East China: Impact from water sources and risk mitigation by household purifiers [J]. *Environmental Science & Technology*, 2025, 59(32): 17210–17221.
 - [50] Alygizakis N, Lestremau F, Gago-Ferrero P, et al. Towards a harmonized identification scoring system in LC-HRMS/MS based non-target screening (NTS) of emerging contaminants [J]. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 2023, 159: 116944. DOI: 10.1016/j.trac.2023.116944.
 - [51] Wang Y Q, Darling S B, Chen J H. Selectivity of per- and polyfluoroalkyl substance sensors and sorbents in water [J]. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 2021, 13(51): 60789–60814.
 - [52] Glover C M, Quiñones O, Dickenson E R V. Removal of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in potable reuse systems [J]. *Water Research*, 2018, 144: 454–461. DOI: 10.1016/j.watres.2018.07.018.
 - [53] Jiao E M, Larsson P, Wang Q, et al. Further insight into extractable (organo)fluorine mass balance analysis of tap water from Shanghai, China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(38): 14330–14339.
 - [54] Houtz E F, Higgins C P, Field J A, et al. Persistence of perfluoroalkyl acid precursors in AFFF-impacted groundwater and soil [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(15): 8187–8195.
 - [55] Koch A, Kärman A, Yeung L W Y, et al. Point source characterization of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) and extractable organofluorine (EOF) in freshwater and aquatic invertebrates [J]. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2019, 21(11): 1887–1898.
 - [56] Liu Y N, Dos Santos Pereira A, Martin J W. Discovery of C₅-C₁₇ Poly- and perfluoroalkyl substances in water by in-line SPE-HPLC-orbitrap with in-source fragmentation flagging [J]. *Analytical Chemistry*, 2015, 87(8): 4260–4268.
 - [57] Rehman A U, Crimi M, Andreescu S. Current and emerging analytical techniques for the determination of PFAS in environmental samples [J]. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 2023, 37: e00198. DOI: 10.1016/j.teac.2023.e00198.
 - [58] Forster A L B, Geiger T C, Pansari G O, et al. Identifying PFAS hotspots in surface waters of South Carolina using a new optimized total organic fluorine method and target LC-MS/MS [J]. *Water Research*, 2024, 256: 121570. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121570.
 - [59] Müller V, Kindness A, Feldmann J. Fluorine mass balance analysis of PFAS in communal waters at a wastewater plant from Austria [J]. *Water Research*, 2023, 244: 120501. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120501.